



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

Centro Interdisciplinario para la Investigación y el Desarrollo Integral Regional,
Unidad Oaxaca

Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales

Biodiversidad del Neotrópico

Caracterización del uso de hábitat de las especies de felinos presentes en un Área Destinada Voluntariamente a la Conservación en Oaxaca

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:

BIOL. NYDIA NICTÉ DÍAZ BERNAL

DIRECTORES DE TESIS:

DR. JOSÉ ROBERTO SOSA LÓPEZ

DR. MIGUEL ÁNGEL BRIONES SALAS



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez siendo las 14:00 horas del día 7 del mes de Septiembre del 2017 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR-OAXACA para examinar la tesis titulada:

Caracterización del uso de hábitat de las especies de felinos presentes en un Área Destinada Voluntariamente a la Conservación en Oaxaca

Presentada por el alumno:

Díaz Bernal
Apellido paterno Apellido materno
Nombre(s)
Nydia Nicté Con registro:

B	1	5	0	5	0	3
---	---	---	---	---	---	---

aspirante de:

Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de los Recursos Naturales

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

LA COMISIÓN REVISORA

Directores de tesis

Dr. Sosa López José Roberto

Dr. Briones Salas Miguel Ángel

Dr. Williams Newhall John

Dr. Rös Matthias

Dr. Santos Moreno José Antonio



PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

Dr. Belmonte Jiménez Salvador Isidro

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



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de México, D.F. el día 14 del mes de noviembre del año 2017, el (la) que suscribe DÍAZ BERNAL NYDIA NICTÉ alumno(a) del Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES, con número de registro B150503, adscrito(a) al **Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca**, manifiesto(a) que es el (la) autor(a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del (de la, de los) **Dres. José Roberto Sosa López y Miguel Ángel Briones Salas** y cede los derechos del trabajo titulado **“Caracterización del uso de hábitat de las especies de felinos presentes en un Área Destinada Voluntariamente a la Conservación en 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 (de la) autor(a) y/o director(es) del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes direcciones posgradoax@hotmail.com ó nydian_diazB@hotmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

DÍAZ BERNAL NYDIA NICTÉ
Nombre y firma del alumno(a)



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

*A mi familia,
en especial a mis padres y hermano
por todo su amor y por su apoyo
en todas mis metas y decisiones.*

*A mis abuelitos y tío,
por siempre estar a mi lado,
apoyándome incondicionalmente.*



Agradecimientos

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca para realizar mis estudios de maestría (número de becario: 717791/591006) durante el periodo Septiembre 2015 – Julio de 2017 y por el apoyo recibido mediante el proyecto de Ciencia Básica CONACYT-SEP número 250910 otorgado al Dr. José Roberto Sosa López. También agradezco al Instituto Politécnico Nacional por la Beca Tesis de Maestría del Periodo 2018.

Agradezco a Eugenio Padilla Gómez y a la CONANP por proporcionar información e imágenes de diversas especies de vida silvestre obtenidas en San Pablo Etlá a través del programa “Monitoreo Biológico de la Biodiversidad en las Áreas Naturales Protegidas, Dirección Sierra Juárez Mixteca”.

A las autoridades comunales y pobladores de San Pablo Etlá por el acceso, tiempo, participación, apoyo y confianza que nos brindaron para el desarrollo de este proyecto. Al Laboratorio de Vertebrados Terrestres (Mastozoología), Colección de Mamíferos CIIDIR, Oaxaca a cargo del Dr. Miguel Ángel Briones Salas por prestarnos el equipo de fototrampeo. Al M. en C. Matías Martínez Coronel y a su familia, por brindarme su hogar y confianza. Por todo su apoyo antes y durante la maestría. Al Dr. José Antonio Santos Moreno, Dr. John Williams y Dr. Matthias Rös por su tiempo, paciencia, comentarios al proyecto y contribuciones en la parte estadística que permitieron mejorar este proyecto. Al Biólogo Raúl Rivera García por su tiempo, paciencia y apoyo con sus conocimientos en Sistemas de Información Geográfica. Agradezco a Citlali Pérez Díaz, Israel Gómez Díaz, Víctor Hugo Vargas, Mariela López Antonio y Miguel Ángel Crespo Gómez por el apoyo durante las salidas a campo. Especialmente a los biólogos, compañeros y amigos, Orlando González Trejo y Roberto Gabriel Berlio López por todo su apoyo en campo, por su paciencia, su amistad y sus conocimientos aportados a este proyecto.

Índice

AGRADECIMIENTOS	5
RESUMEN.....	7
ABSTRACT	8
INTRODUCCIÓN.....	9
OBJETIVOS	10
OBJETIVO GENERAL	10
OBJETIVOS PARTICULARES	11
ANTECEDENTES	11
ÁREAS DESTINADAS VOLUNTARIAMENTE A LA CONSERVACIÓN.....	11
MONITOREO BIOLÓGICO DE LA BIODIVERSIDAD EN LAS ANP.....	11
ESPECIES DE ESTUDIO Y SU ESTADO DE CONSERVACIÓN EN MÉXICO	12
MODELOS DE OCUPACIÓN.....	13
MÉTODOS	14
ÁREA DE ESTUDIO.....	14
FOTOTRAMPEO.....	15
SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO.....	16
DISEÑO DEL PROGRAMA DE MONITOREO.....	17
CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT.....	17
DISPONIBILIDAD DE PRESAS.....	22
DISEÑO EXPERIMENTAL.....	23
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	23
Ocupación.....	23
Co-ocurrencia	24
RESULTADOS.....	25
OCUPACIÓN.....	26
CO-OCURRENCIA.....	29
DISCUSIÓN	31
CONCLUSIÓN.....	35
LITERATURA CITADA	36
ANEXOS	45

Resumen

Actualmente varios ecosistemas se encuentran amenazados principalmente por actividades antropogénicas, que alteran la dinámica de las especies que los habitan y ponen en peligro su sobrevivencia. Los felinos son un claro ejemplo de ello: importantes para los ecosistemas, actuando como especies sombrilla y manteniendo la integridad ecológica de las zonas que habitan. No obstante sus poblaciones han disminuido debido a su sensibilidad a las alteraciones en el hábitat. Comprender las características de los hábitats asociados a estas especies es clave para su conservación. Los objetivos del estudio fueron (1) determinar la ocupación de los felinos y su relación con el hábitat y (2) determinar su co-ocurrencia con sus presas, en una Reserva Comunal en Oaxaca, México. Para lograr los objetivos se evaluó la presencia de las especies de interés con cámaras-trampa en toda la reserva y se evaluaron las características del hábitat en cada estación de muestreo (sitio con cámara-trampa). Los resultados indican que la probabilidad de que el puma ocupe un sitio se incrementa en las áreas más altas de la reserva y alejadas de los asentamientos humanos, pero cercanas a caminos principales, con bosques dominados por el género *Pinus* y sitios en donde otras especies de árboles son dominantes y con paredes rocosas. La probabilidad de que el lince ocupe un sitio se incrementó en las áreas con presencia de paredes rocosas, alejadas de cuerpos de agua, lejos de sitios dominados por otras especies de árboles y con altas densidades de arbustos. La ocupación del margay aumentó en sitios donde otras especies de árboles fueron las dominantes, con una mayor densidad de arbustos y con paredes rocosas. El análisis de co-ocurrencia indica que la probabilidad de encontrar al puma, lince y margay en la reserva puede ser determinada por la ocupación de sus presas. El conocimiento generado en este estudio ayudará a mejorar el manejo de la reserva y permitirá identificar otras áreas potencialmente aptas para la conservación de felinos en la sierra Norte de Oaxaca.

Abstract

Nowaday, several ecosystems are threatened by anthropogenic activities, altering the population dynamics of species and jeopardizing their survival. Wild cats are a clear example of this phenomena. Acting as umbrella species and maintaining the ecological integrity of the areas they inhabit, wild cats have an important role in the ecosystems. However, several species populations have declined in recent years due to their sensitivity to alterations in the habitat. Understanding the characteristics of the habitats associated with these species is key to their conservation. In this study I (1) determine the occupancy of three species of wild cats and their relationship with the habitat and (2) analyze co-occurrence patterns with potencial prey in a Communal Reserve in Oaxaca, Mexico. I assessed wild cats presence using camera-traps throughout the reserve across 5 years. At each sampling station (site with camera-trap) I assesed multiple habitat. My results suggest that cougar occupancy increased in sites located at highest altitudes and far away from human settlements, but close to main roads, with forests dominated by both the genus *Pinus* and other tree species and with rocky walls. Bobcat occupancy increased in sites with of rocky walls, far away from water streams, with low dominance of other tree species and high densities of shrubs. Margay occupancy increase in sites were other species of three were dominant, high density schrubs and with rocky walls. The co-occurrence analysis indicates that the probability of finding the cougar, bobcat or margay within the reserve can be determined by the occupancy of a potencial prey. The knowledge generated by this study will help to improve local reserve management and will be the baseline for identifying other potentially suitable areas for wild cats conservation in other areas of the Sierra Norte of Oaxaca.

Introducción

El hábitat adecuado para una especie se encuentra definido por la combinación de recursos naturales (erg., cobertura vegetal, disponibilidad de presas, cuerpos de agua, etc.) y condiciones ambientales (erg., temperatura, precipitación, etc.) que promueven su presencia en un área determinada, generando los medios propicios para su reproducción y sobrevivencia (Morrison *et al.*, 1992). Las condiciones necesarias que la mayoría de las especies requieren para sobrevivir y reproducirse se han visto mermadas por la pérdida del hábitat, causadas principalmente por actividades antropogénicas e impactando negativamente la dinámica de la biodiversidad en los ecosistemas (VARIG, 2003). Se estima que las poblaciones de vertebrados a nivel mundial disminuyeron un tercio entre 1970 a 2006, con una reducción marcada en los trópicos y ecosistemas de agua dulce; representada en un 59% y 41% respectivamente (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2010). Específicamente, se calcula que aproximadamente el 24% de los mamíferos que se encuentran en peligro de extinción se debe principalmente a las alteraciones de los hábitats causadas por actividades humanas (UICN, 2001).

Un grupo de especial interés dentro de los mamíferos son los felinos, considerados como buenos indicadores del estado de los ecosistemas (Gentleman *et al.*, 2001). La mayoría de los felinos son altamente sensibles a las alteraciones de sus hábitats, incluyendo los efectos causados por actividades antropogénicas, caza, cambios en la densidad de presas y disminución en los cuerpos de agua (Brooks, 2002; Miller y Rabinowitz, 2002; Ceballos, 2010). La conservación de estas especies es considerada prioritaria ya que pueden actuar como especies sombrillas o paraguas; al protegerlas se benefician a otros organismos con los que co-habitan, manteniendo la integridad ecológica de dichas zonas (Miller y Rabinowitz, 2002).

En el continente Americano, la mayoría de los estudios enfocados a la descripción del uso de hábitat en felinos han sido basados en especies como el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) (Belden *et al.*, 1988; Seymour, 1989; Crawshaw y Quigley, 1991; Ortega y Medley, 1999; Riley y Malecki, 2001; Conforti y Cascelli, 2003; Lira y Naranjo, 2003; Scognamillo *et al.*, 2003; Cox *et al.*, 2006; Zarza *et al.*, 2007; Estrada, 2008; LaRue y Nielson, 2008; Monroy *et al.*, 2009; Foster *et al.*, 2010; Davis *et al.*, 2010; Sollmann *et al.*, 2011; Pérez y Santos, 2011; Zeller *et al.*, 2011; Elbroch y Wittmer, 2012; Sollmann *et al.*, 2012), y en menor grado en otras especies como el lince (*Lynx rufus*), jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) y margay (*Leopardus wiedii*) (McCord, 1974; Litvaitis *et al.*, 1986; Rucker *et al.*, 1989; Lovallo y Anderson, 1996; Kamler y Gipson, 2000; Chamberlain *et al.*, 2003; Moen *et al.*, 2008; Carvajal *et al.*, 2012; Hodge, 2013; Broman *et al.*, 2014; Giordano, 2016).

Los resultados de estos estudios sugieren que la densidad de la cobertura vegetal está asociada al uso de hábitat de pumas, lince y margays (McCord, 1974; de Oliveira, 1998; Cramer y Portier, 2001; Sunquist y Sunquist, 2002; Burton *et al.*, 2003; Chamberlain *et al.*, 2003; Heilbrun *et al.*, 2006; Walker, 2008; Monroy *et al.*, 2009; Carvajal *et al.*, 2012; Hodge, 2013; Valenzuela *et al.*, 2013; Farías *et al.*, 2015),

pendientes escarpadas, caminos y senderos están asociadas a pumas y lince (Bradley y Fagre 1988; Clayton, 1999; Sunquist y Sunquist, 2002; Lira y Naranjo, 2003; Monroy *et al.*, 2009; Horne *et al.*, 2009; Aranda, 2012; Sollmann *et al.*, 2012), perturbaciones humanas a lince y jaguarundis (Bradley y Fagre, 1988; Riley *et al.*, 2003; Giordano, 2016), densidad de sotobosque a margays (de Oliveira, 1998; Carvajal *et al.*, 2012; Hodge, 2013) y áreas abiertas a jaguarundis (di Bitetti *et al.*, 2010; Monterrubio *et al.*, 2012; Caso, 2013).

En México el número de estudios que describen las características del hábitat en pumas, lince y margays es reducido. Hasta donde tengo conocimiento, existen tres estudios de preferencia y uso de hábitat para el puma; uno en Chiapas (Lira y Naranjo, 2003), uno en el centro de México (Monroy *et al.*, 2009) y el último en la selva Maya de Centroamérica (Estrada, 2008). Para el lince se han realizado dos estudios de uso de hábitat, uno en el Volcán de Colima (Burton *et al.*, 2003) y otro en el Desierto de Chihuahua (Elizalde *et al.*, 2012). Mientras que para el margay solo hay un estudio sobre modelos espaciales en Tamaulipas (Carvajal *et al.*, 2012). La falta de información en nuestro país sobre la biología de estas especies de felinos es evidente. Entender las características de los hábitats y el grado de ocupación, es crucial en proyectos de conservación (Martínez *et al.*, 2011).

Los objetivos de este estudio son (1) determinar la ocupación (definida como la proporción de unidades de muestreo como sitios, parches o hábitat ocupados por una especie; Bailey y Adams, 2005) del puma, lince y margay en la Reserva Comunal de San Pablo Etlá en el Estado de Oaxaca, México en función de las características del hábitat y (2) analizar la co-ocurrencia (definido como la proporción de unidades de muestreo como sitios, parches o hábitat ocupadas por dos especies; Bailey y Adams, 2005) entre los felinos y sus presas. Este estudio pretende generar información sobre las características del hábitat que indiquen un ambiente propicio para la presencia de pumas, lince y margays en la Reserva Comunal de San Pablo Etlá. El conocimiento generado ayudará a identificar zonas y hábitats de importancia para los felinos y a generar información que permita el manejo de los recursos dentro de la reserva promoviendo la conservación de los felinos. Además, la información generada permitirá identificar otras áreas potencialmente aptas para su presencia en la Sierra Norte de Oaxaca y otras áreas de México.

Objetivos

Objetivo General

Analizar el grado de ocupación de tres especies de felinos (pumas, lince y margays) mediante características específicas del hábitat para entender los factores que determinan la ocupación de una especie en un área y analizar las probabilidades de que los felinos y sus presas ocurran en los mismos sitios.

Objetivos particulares

- a) Estudiar los factores que determinan la presencia de los felinos en un sitio mediante el análisis de la asociación entre el grado de ocupación y las características del hábitat. (i.e., modelos de ocupación).
- b) Determinar si la ocurrencia de los felinos y sus presas en un sitio sucede con mayor frecuencia que lo esperado si la distribución de las especies fuese al azar.

Antecedentes

Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación

En México se han definido espacios geográficos para la conservación, protección y aprovechamiento de los recursos naturales y protección de fauna y flora denominados “Áreas Naturales Protegidas” (Elbers, 2011), las cuales se dividen en seis categorías: Reserva de la Biosfera, Parque Nacional, Monumento Natural, Área de Protección de Recursos Naturales, Área de Protección de Flora y Fauna, y Santuarios (SEMARNAP, 1996). El 16 de mayo del 2008 se creó un nuevo prototipo de protección denominado “Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación”, que también se consolidan como Áreas Naturales Protegidas. Permitiendo que la sociedad se involucre libremente con la conservación de los ecosistemas cuando ésta así lo decida. La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente determinaron un plazo mínimo de 15 años de establecimiento de las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (CONANP, 2015).

A diferencia de las Áreas Naturales Protegidas, la designación, el manejo y el cuidado de las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación se encuentran a cargo de los propietarios o comunidades y no de la federación (CONANP, 2015). Estas nuevas áreas pueden beneficiar a las investigaciones científicas y al turismo, generando más ingresos y empleos a la comunidad.

Monitoreo Biológico de la Biodiversidad en las ANP

La conservación de los recursos naturales, permite a las comunidades reconocer los servicios que estos les ofrecen dentro de sus propiedades. Por lo que diversas instituciones (Conanp, GEF, PNUMA, WWF, Semarnat, Conafor y Conagua) crearon una nueva iniciativa, “Proyecto Mixteca”. Con el objetivo de que las comunidades y los tomadores de decisiones, conozcan todos los recursos que resguardan sus territorios protegidos (Padilla *et al.*, 2015). Y para hacer las valoraciones, a nivel Sierra Juárez en el estado de Oaxaca, México existe un Monitoreo Comunitario de la Biodiversidad de nombre “Monitoreo Biológico de la Biodiversidad en las Áreas Naturales Protegidas, Dirección Sierra Juárez Mixteca”.

Este monitoreo es una herramienta que permite hacer mediciones a la biodiversidad, utilizando equipos de fototrampeo dentro de las Áreas Naturales Protegidas de la región, enfocado a los felinos como representantes de la buena calidad de los ecosistemas. Particularmente el objetivo es emitir datos de

frecuencia y abundancia relativa de las especies presentes, valor de la diversidad, riqueza taxonómica y calidad de servicios ecosistémicos de la Sierra Juárez de Oaxaca (Padilla *et al.*, 2015).

El Área Destinada Voluntariamente a la Conservación “La Cruz-Corral de Piedra” en la comunidad de San Pablo Etla, se encuentra participando dentro de este proyecto. El monitoreo se encuentra a cargo de la CONANP, las autoridades comunales y del Biólogo Eugenio Padilla Gómez. Hasta el momento han encontrado registros de especies como coyote (*Canis latrans*), zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), pecarí de collar (*Pecari tajacu*), cacomixtle (*Bassariscus astutus*), coatí (*Nasua narica*), viejo de monte (*Eira barbara*), tlacuache (*Didelphis virginiana*), conejo serrano (*Sylvilagus floridanus*), conejo de monte (*Sylvilagus cunicularis*), zorrillo cadeno (*Conepatus leuconotus*), zorrillo rayado (*Mephitis macroura*), ardilla gris (*Sciurus aureogaster*), tepezcuintle (*Cuniculus paca*), toquí de collar (*Pipilo ocai*), chara crestada (*Cyanocitta stelleri*) y gallinita de monte (*Dendrortyx macroura*). Incluyendo cuatro especies de felinos, puma (*Puma concolor*), lince (*Lynx rufus*), margay (*Leopardus wiedii*) y jaguarundi (*Puma yagouaroundi*).

En este estudio me enfoqué en tres especies: puma, lince y margay. Aun cuando se ha registrado al jaguarundi dentro del monitoreo, las detecciones fueron muy escasas (siete) a lo largo de los cinco años de monitoreo dentro de la ANP, siendo éstos, pocos datos para realizar un análisis de modelos de ocupación (Barry y Elith, 2006).

Especies de estudio y su estado de conservación en México

A nivel mundial existen aproximadamente 38 especies de la familia Felidae (Nowell y Jackson, 1996; Ceballos y Miranda, 2000; Clutton, 2002; Sunquist y Sunquist, 2002; Seidensticker y Lumpkin, 2004; Reid, 2009). México posee seis especies (Ceballos y Oliva, 2005; Aranda, 2012; Ramírez *et al.*, 2014), todas incluidas en el Apéndice I del CITES (2013).

Puma (Puma concolor).– El puma es uno de los felinos más grandes presentes en México. Tiene una longitud de 130 a 200 cm y puede pesar entre los 25 a 100 kg (Reid, 2009; Aranda, 2012). Habita en la mayoría de los tipos de vegetación, desde el nivel del mar hasta los 3500 msnm. Su dieta está compuesta por mamíferos (venados, pecarís de collar, armadillos y conejos), aves y reptiles (Aranda 2012; Ceballos y Oliva, 2005). Es una especie solitaria, con actividad diurna y nocturna (Payán y Soto, 2012). El puma es el felino con la distribución más amplia en el continente Americano, desde Canadá hasta Argentina y Chile (Nowell y Jackson, 1996). En México se distribuye en la mayor parte del país (Aranda, 2012). Sin embargo, la distribución de esta especie se ha visto minimizada en toda Latinoamérica debido a factores como el aumento demográfico humano, la fragmentación del hábitat por asentamientos humanos y deforestación (Laundré y Hernández, 2010). Presenta una tendencia poblacional decreciente en algunas zonas de su distribución, sin embargo al estar catalogada como de “Menor preocupación” estiman que la mayoría de sus poblaciones están estables (UICN, 2017).

Lince (*Lynx rufus*).– El lince es uno de los felinos de talla media presentes en México. Tiene una longitud que varía entre los 64 y 110 cm, con un peso entre los 4 y 15.5 kg (Clutton, 2002; Aranda, 2012). Habita áreas de matorrales, bosque de pino, encino y pino-encino, zonas montañosas templadas, pantanos subtropicales e incluso se han registrado en selvas tropicales, desde el nivel del mar hasta los 3600 msnm (Ceballos y Oliva, 2005; Romero, 2005). Dentro de su dieta se encuentran mamíferos pequeños como liebres, conejos y en menor proporción aves y reptiles (Clutton, 2002; Ceballos y Oliva, 2005). Es una especie solitaria, con actividad diurna y nocturna (Ceballos y Oliva, 2005). Se distribuye desde el Sur de Canadá hasta el centro-sur de México. En México se distribuye desde Tamaulipas y Jalisco hasta Tehuantepec en Oaxaca (Ceballos y Miranda, 2000; Clutton, 2002; Aranda, 2012). Es una especie que se considera abundante y es posible encontrarlo en diversos hábitats, por lo que se estima que sus poblaciones se mantienen estables en la mayor parte de su distribución. Está catalogada como de “Menor preocupación” por la UICN (2017), lo que indica que sus poblaciones son abundantes dentro de su distribución.

Margay (*Leopardus wiedii*).– El margay es el más pequeño presente en México. Tiene una longitud que varía entre los 46 y 79 cm y llegan a pesar entre 2.5 y 7 kg (Clutton, 2002; Beletsky, 2007; Aranda, 2012). Habita principalmente bosques y selvas tropicales, pero también se le encuentra en bosque mesófilo de montaña, manglares, bosque espinoso y lomeríos con densas coberturas, desde los 1000 msnm hasta los 3000 msnm (Ceballos y Miranda, 2000; Ceballos y Oliva, 2005; Beletsky, 2007; Wainwright, 2007; Reid, 2009; Aranda, 2012). Dentro de su dieta se encuentran pequeños invertebrados (larvas y arañas), vertebrados pequeños (zarigüeyas, ardillas, ratones) y aves. Es una especie solitaria y semi-arborícola, con actividad nocturna (Clutton, 2002). Se distribuye en todo el Norte, Centro y Sur de América, desde el norte de México hasta el norte de Argentina. En México se distribuye en las costas del Pacífico y Golfo de México, desde Sonora y Tamaulipas hasta Chiapas y la Península de Yucatán (Ceballos y Miranda, 2000; Clutton, 2002; Ceballos y Oliva, 2005; Reid, 2009; Aranda, 2012). Es una especie que se encuentra amenazada por la pérdida del hábitat, por lo que se considera con una tendencia poblacional decreciente (UICN, 2017). Está catalogada en la NOM-059 como en “Peligro de extinción” y como “Casi amenazada” por la UICN (2017), lo que indica que existe una reducción en su tamaño poblacional y que a lo largo de su rango de distribución se encuentran áreas fragmentadas.

Modelos de ocupación

Varios estudios tienen como objetivo analizar la proporción de sitios ocupados por una especie de interés. Sin embargo, la mayoría de ellos se encuentran obstaculizados por la detección imperfecta de las especies, generando errores tales como sitios en donde se cree que la especie no está presente cuando en realidad sí está presente. Los modelos de ocupación surgen con la necesidad de resolver el problema detectabilidad imperfecta en el monitoreo de animales (Bailey y Adams, 2005). Para lograr esto, los modelos estiman la probabilidad que tiene una especie de ocupar una estación de muestreo y la corrección para la detección

imperfecta de las especies basado en datos repetidos de detección y no detección (MacKenzie *et al.*, 2006). Tiene como característica dos conceptos clave: ocupación y detectabilidad. Ocupación se define como la proporción de estaciones de muestreo ocupadas por la especie, delimitado por la presencia o ausencia de la especie focal durante todo el periodo de muestreo y condicionada a las variables que presenta el hábitat (Bailey y Adams, 2005). Detectabilidad es la probabilidad de registrar una especie en una estación de muestreo durante el muestreo (erg., 54 sesiones mensuales), es decir, que aun cuando las especies focales se encuentran en los sitios de muestreo es posible que éstas no sean detectadas en todas las sesiones. Esta variable está determinada por características del hábitat (erg., ocupación) y condiciones de muestreo (Bailey y Adams, 2005).

La falta de detección de una especie en una estación de muestreo puede deberse a la ausencia o a la falta de registrar esa especie; las visitas repetidas a las estaciones de muestro se realizaron para estimar la probabilidad de detección " p " condicionada a la ocupación. El modelo es similar a captura recaptura, pero difiere en que los animales no son identificados. Lo único que se requiere es registrar si una especie se detectó (1) o no se detectó (0) durante cada sesión de muestreo por estación de muestro, lo que generará un historial de detección que se convertirá a modelos matemáticos (Bailey y Adams, 2005).

Al igual que otros métodos, los modelos de ocupación poseen cuatro supuestos, los cuales son críticos para el buen funcionamiento del análisis: 1) la ocupación es cerrada; 2) las estaciones de muestro son independientes unas de otras; 3) la heterogeneidad no explicada por la ocupación; y 4) la heterogeneidad no explicada por la detección. (1) El supuesto de que la ocupación es cerrada considera que las especies se encuentran presentes en todas las estaciones durante el total de la duración del muestreo y la ocupación cambiará solo entre estaciones de muestreo (Bailey y Adams, 2005). (2) Las estaciones de muestreo son independientes unas de otras, sugiere que la detección de la especie en una estación será independiente de la detección en otra estación (Bailey y Adams, 2005). Esto no pasa si las estaciones están demasiado juntas, provocando que sean detectados en múltiples estaciones. (3) El supuesto de la heterogeneidad no explicada por la ocupación supone que la probabilidad de ocupación debe ser la misma a través de todas las estaciones de muestreo, si este no fuera el caso, las diferencias en la ocupación deben ser explicadas por las características de las estaciones de muestreo, que deben ser cuantificadas desde el inicio del muestreo en cada estación (Bailey y Adams, 2005). (4) El supuesto de la heterogeneidad no explicada por la detectabilidad supone que la detectabilidad debe ser igual en todos los muestreos y estaciones, sino es así, las diferencias en la detectabilidad deben ser explicadas con las variables y características de cada una de las estaciones de muestreo, las cuales deben ser cuantificadas al inicio del muestreo (Bailey y Adams, 2005).

Métodos

Área de estudio

Este estudio se realizó en la Reserva Destinada Voluntariamente a la Conservación denominada La Cruz-Corral de Piedra, en el municipio de San Pablo Etla, localizado en el centro del estado de Oaxaca, dentro de la Sierra Juárez ($17^{\circ} 07'$ y $17^{\circ} 12'$ norte, $96^{\circ} 39'$ y $96^{\circ} 48'$ oeste). La reserva es de carácter comunal y tiene una área total de 2,335 hectáreas, ubicada entre los 1500 y hasta los 3300 msnm (Fig. 1; CONANP, 2015). Los tipos de vegetación son bosque de pino, bosque de pino-encino y bosque de encino.

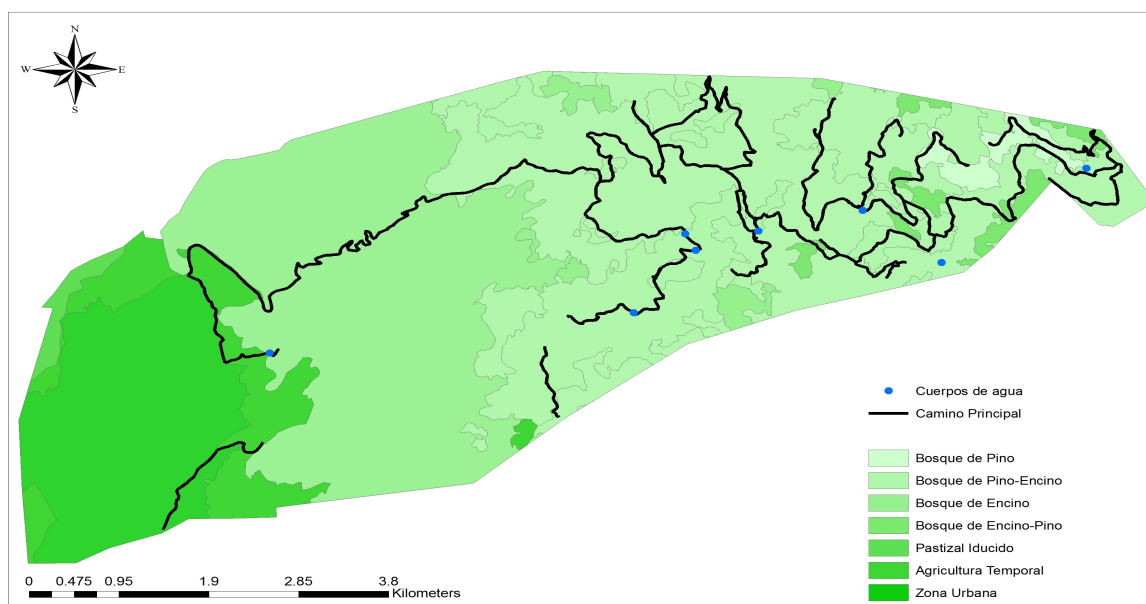


FIGURA 1. Área de estudio. Polígono de la Reserva Comunal de San Pablo Etla. El mapa indica los tipos de vegetación, caminos principales y cuerpos de agua.

Fototrampeo

En este estudio se utilizó el fototrampeo como una herramienta para detectar la presencia de felinos en la Reserva Comunal de San Pablo Etla. El fototrampeo es una técnica recomendada por su alta eficiencia en detección de especies difíciles de observar, con bajas tasas poblacionales y con alta fragmentación del hábitat (Silveira *et al.*, 2003; Srbeek y García, 2005). Esta técnica también es eficiente para registrar el comportamiento de especies solitarias y con ámbitos hogareños muy amplios (Carbone *et al.*, 2001). Uno de los objetivos del fototrampeo es el monitoreo para estimar diversos parámetros o variables, tales como abundancia relativa, densidad y ocupación. En particular el uso de esta técnica en combinación con modelos de ocupación permite hacer inferencias sobre la relación entre la presencia de las especies y las variables ecológicas y antropogénicas (O'Connell *et al.*, 2006; Chávez *et al.*, 2013).

El muestreo se realizó de Enero de 2013 a Junio de 2017 usando 23 cámaras-trampa (12 cámaras marca Bushnell modelo trophy cam y X8; nueve cámaras marca Cuddeback modelo Experts y Capture; y dos cámaras marca Simmons modelo 119234C). La comunidad de San Pablo Etla, a través del programa de monitoreo “Monitoreo Biológico de la Biodiversidad en las Áreas Naturales Protegidas, Dirección Sierra Juárez Mixteca” apoyado por CONANP, instaló 15 de las 23 cámaras en diversos puntos entre Enero de 2013 hasta la fecha (Fig.2; Anexo 1). Para complementar el área cubierta por el monitoreo periódico que realiza la comunidad, se instalaron ocho cámaras entre Junio del 2016 y Marzo del 2017 (Fig. 2; Anexo 1). Todas las cámaras trampa fueron instaladas en árboles a una altura entre los 40 y 50 cm del suelo, considerando la topografía e inclinación de cada sitio. La ubicación de cada equipo fue georreferenciado con un GPS (GARMIN eTrex 30x). Las cámaras trampa fueron revisadas mensualmente para cambiar pilas, bajar la información de las memorias y verificar que estuvieran en buen funcionamiento. Cada fotografía capturó hora y fecha actual.

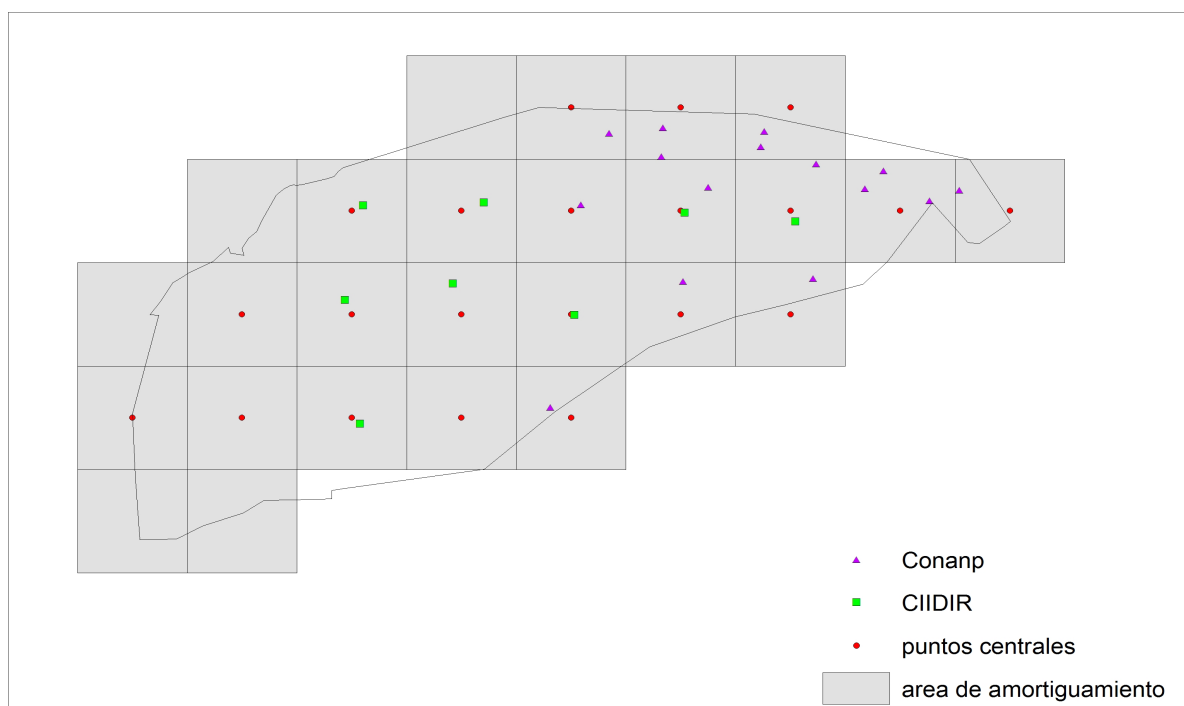


FIGURA 2. Mapa de la ubicación de los sitios de muestreo. El mapa muestra los cuadrantes generados para determinar la ubicación de las estaciones de muestreo dentro de la Reserva Comunal. Los cuadrantes representan el área de amortiguamiento de aproximadamente 1.5 km; los círculos en rojo son el centro de las áreas de amortiguamiento, los cuadrados en verde son las estaciones de muestreo colocadas por nosotros y los triángulos morados son las estaciones de muestreo colocadas previamente por CONANP.

Selección de los sitios de muestreo

Para conocer la posición de las cámaras instaladas por la comunidad/CONANP e identificar los sitios para complementar el muestreo, se creó una cuadrícula abarcando el polígono del Área Comunal en el programa

ArcGis (Versión 10.3; Fig. 2). Para establecer el tamaño de cada cuadrante se tomaron como referencia estudios de fototrampeo con carnívoros (Burton *et al.*, 2003; Kelly y Holub, 2008; Hernández *et al.*, 2012; Lira y Briones, 2012; Ávila *et al.*, 2015). Se obtuvieron aproximadamente 20 cuadrantes de 1.5 km por 1.5 km, abarcando toda el área de la reserva (Fig. 2). Las cámaras-trampa previamente instaladas por la comunidad (15 cámaras-trampa) quedaron muy cerca del centro de los cuadrantes generados ($X = 540$ m; $ES = 184$). Posteriormente se determinaron los cuadrantes con ausencia de equipo, los cuales fueron elegidos para instalar las ocho cámaras-trampa restantes. Estas cámaras se instalaron tratando de ubicarlas lo más cercanas a los centros de los cuadrantes ($X = 201$ m; $ES = 140$). Con este arreglo se logró cumplir uno de los supuestos de los modelos de ocupación que establece que las estaciones de muestreo deben ser independientes (Bailey y Adams, 2005).

Diseño del programa de monitoreo

El monitoreo consistió de 23 cámaras-trampa y hasta 54 muestreos mensuales entre 2013 y 2017, que permitieron monitorear de manera repetida un sitio y determinar la presencia/ausencia de una especie (Anexo 1). El monitoreo no fue regular para todas las estaciones de muestreo; en algunas se obtuvieron un mínimo de 2 muestreos (erg., cámara Ni12) y en otros un máximo de 54 muestreos (erg., cámara Ni10). El periodo de muestreo fue de un mes, las cámaras fueron programadas para permanecer activas durante las 24 horas del día con una separación entre captura de 30 segundos. Las fotografías fueron revisadas y las especies identificadas con ayuda de guías de identificación de mamíferos y aves (Ceballos y Miranda, 2000; Clutton, 2002; Ceballos y Oliva, 2005; Beletsky, 2007; Wainwright, 2007; Reid, 2009; Aranda, 2012). De acuerdo a Shannon *et al.* (2014) para lograr una estimación de la ocupación razonable de especies con bajas probabilidades de ocupación y detección, se requiere un diseño de muestreo con un mínimo de 20 cámaras que muestreen en promedio 120 días para generar un esfuerzo de muestreo de 2400 días. En este estudio se generó un esfuerzo de muestreo de 16,200 días.

Caracterización del hábitat

Es necesario entender las condiciones del hábitat en las que las poblaciones animales y en particular las especies se resguardan para sobrevivir y reproducirse, ya que permiten un mejor enfoque para la conservación de especies en peligro de extinción (Garshelis, 2000). La mejor forma de explicar estas relaciones es mediante la cuantificación de las características de la vegetación (Garshelis, 2000). En este estudio se obtuvieron características del hábitat asociadas a cada estación de muestreo (erg., fototampas) basado en los métodos establecidos por Mostacedo y Fredericksen (2000) y Mueller y Ellenberg (2002). Específicamente, se cuantificaron cuatro variables asociadas a la vegetación y siete variables asociadas a las características geográficas de los sitios.

Para extraer las variables asociadas a la vegetación en cada estación de muestreo, se utilizó el método conocido como "The Point-Centered Quarter Method" (Mueller y Ellenberg, 2002; Fig. 3). El método

consiste en dividir el punto de muestreo en cuatro, y tomar las distancias del árbol más cercano al punto de muestreo en cada cuadrante. Cottam y Curtis (1956) sugieren que este método es el más eficiente en comparación con otros métodos como “nearest neighbor method”, “closest individual method” y “random pairs method”.

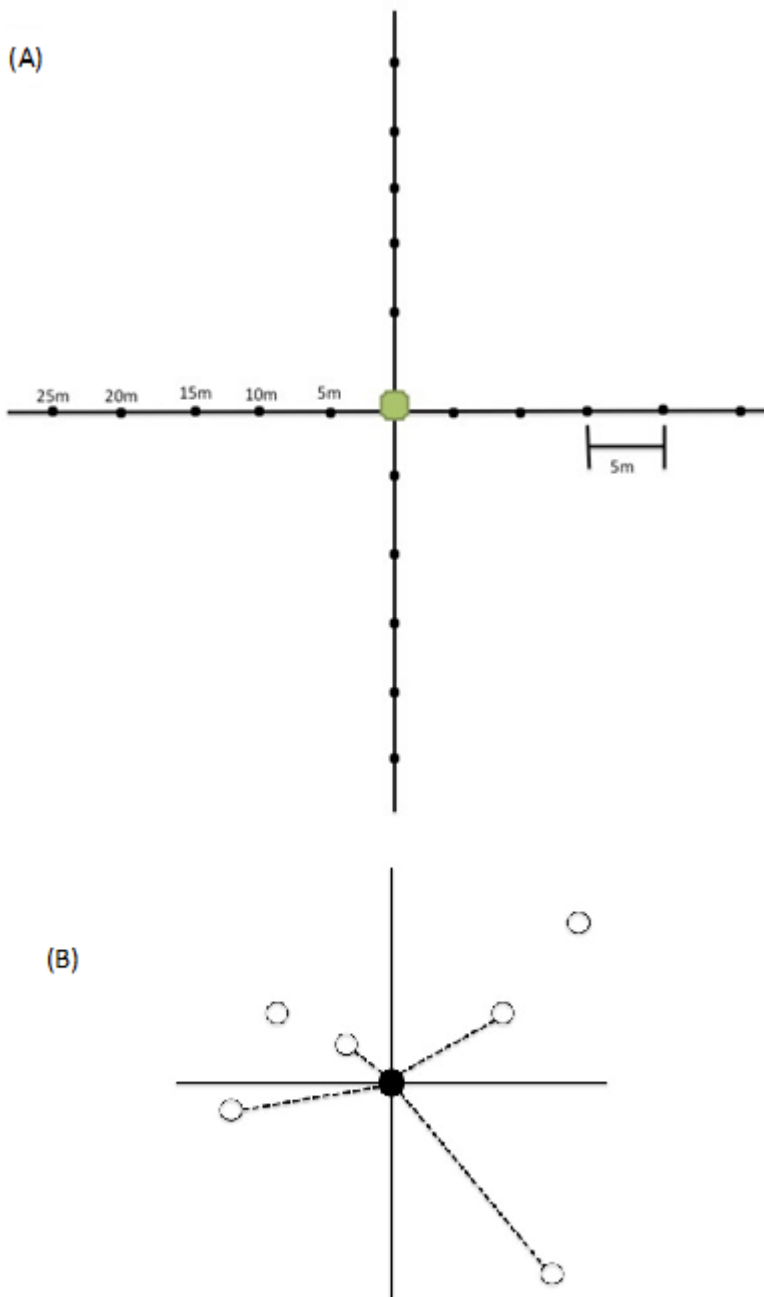


FIGURA 3. Esquema del modelo “The Point Centered Quarter Method”. (A) Disposición de los 20 puntos por estación de muestreo. El círculo verde indica la ubicación de la cámara trampa, los círculos en color negro indican los 20 puntos en donde se tomaron las medidas de vegetación. La separación entre puntos fue de 5 m. (B) Cada punto fue dividido en cuadrantes. Para calcular la densidad de arbustos y árboles en cada cuadrante se tomó la distancia más cercana entre el centro y los arbustos y árboles.

Primero, se eligieron cuatro transectos de 25 metros cada uno tomando como referencia la ubicación de la estación de muestreo (cámara). Los transectos se eligieron de acuerdo a los puntos cardinales: norte, sur, este y oeste. Siguiendo las recomendaciones de Cottam y Curtis (1956) en cada transecto se eligieron un mínimo de cinco puntos separados por 5 metros, para un total de 20 puntos (Fig. 3a). Cada uno de los 20 puntos se dividió en cuatro cuadrantes (Fig. 3b). En cada cuadrante se midieron

cuatro variables, respetando los supuestos que indican que un individuo debe ser localizado dentro de cada cuadrante y un individuo no debe ser medido dos veces (Newsome y Dix, 1968). Posteriormente se calcularon los promedios por punto y por estación de muestreo. Las cuatro variables de vegetación obtenidas fueron:

- 1) Densidad del arbustos: se definió como la vegetación que se encuentra más cercana al sustrato (Ellum, 2009) y que incluyen arbustos mayores a 40 cm y menores a 2 m de altura (Mueller y Ellenberg, 2002), la altura se determinó considerando las alturas de las especies de estudio. Se calculó por medio de una cinta métrica y se midió la distancia del arbusto más cercano al punto de muestreo, esto para los cuatro cuadrantes (Fig. 3b). Una vez obtenidas las medidas de los 20 puntos por estación de muestreo, fueron promediadas, elevadas al cuadrado y divididas entre el área (Mueller y Ellenberg, 2002). Dando como resultado la densidad de arbustos presentes en el área total muestreada por estación de muestreo, que fue de 2500 m². Lo cual fue calculado de la siguiente manera:

$$(D) = \Sigma M/N \qquad D_a = \text{Área} / D^2$$

Donde D es la distancia media, M la distancia del arbusto al punto de muestreo, N es el número de sesiones de muestreos, y D_a es la densidad absoluta.

Mientras que para los casos en los que hubo por lo menos un cuadrante en el que no se localizó ningún arbusto, se utilizó el factor de corrección de Warde y Petranks (1981) para corregir el error. Calculado por medio de las siguientes fórmulas y con los valores del factor de corrección que aparecen en el Anexo 2:

$$r^{-1} = \frac{\sum_{m=1}^{4n-n_0} Rm}{4n - n_0}$$

En donde n es el número de puntos muestreados, $4n$ es el número de cuadrantes, n_0 es el número de cuadrantes en donde no se localizó ningún arbusto y Rm es la suma total de las distancias de los arbustos en los 20 puntos por estación de muestreo.

$$\text{Densidad absoluta (corregida)} = \lambda_c = \frac{1}{(r^{-1})^2} * CF$$

En donde CF es el factor de corrección del Anexo 2 que corresponde a la proporción de cuadrantes vacíos, $\frac{n_0}{4n}$. Con forme la proporción de cuadrantes vacíos aumenta, la proporción de CF disminuye.

- 2) Densidad de árboles: se definió como la cantidad de árboles presentes en un área determinada, con un diámetro basal mayor a 3 cm y con una altura mayor a los 2 m. Se calculó por medio de una cinta métrica y se midió la distancia del árbol más cercano al punto de muestreo, en los cuatro cuadrantes (Fig. 3b). Se detectó que en todas las estaciones de muestreo había al menos un cuadrante sin la presencia de un árbol, por lo que se ocupó el factor de corrección CF para determinar la densidad

absoluta correcta por estación de muestreo, usando las mismas fórmulas y procedimientos que se utilizaron para medir densidad de arbustos. También se anotó la especie de cada árbol medido.

- 3) Área basal de los árboles: se obtuvo por medio del diámetro a la altura del pecho (DAP), definido como una medida que permite conocer el diámetro que tiene el fuste del árbol a la altura de 1.3 m sobre el suelo (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Se calculó con una cinta diamétrica marca BEN MEADOWS, con cubierta de fibra de vidrio, 16mm de ancho, con una cinta de 5m y con botón. Se midió el diámetro a la altura de 1.3 m (Mostacedo y Fredericksen, 2000), con la ayuda de una vara de 1.3 m de altura. Se consideraron sólo aquellos árboles que tuvieron una altura mayor a los 2 m. La fórmula que se utilizó para determinar el área basal por estación de muestreo fue:

$$a. A = (3.1416) * (d^2) / 4$$

- 4) Valores de importancia: posteriormente, se derivaron tres variables de importancia de vegetación: dominancia del género *Quercus*, dominancia del género *Pinus* y dominancia de *otras especies de árboles*. Los valores de importancia se calcularon usando las variables de densidad de árboles y área basal usando el valor de importancia propuesta Cottman y Curtis (1956), que permite caracterizar una comunidad vegetal. Las variables fueron *dominancia del género Pinus*, *dominancia del género Quercus* y *dominancia de otras especies de árboles*. El índice de importancia se define como la suma de la densidad relativa de árboles, frecuencia relativa de árboles y dominancia relativa de árboles, dada por la siguiente fórmula:

$$\text{Valor de Importancia (V.I.)} = \text{densidad relativa} + \text{dominancia relativa} + \text{frecuencia relativa}$$

En donde la densidad relativa de árboles, frecuencia relativa de árboles y dominancia relativa de árboles se calcularon de la siguiente forma:

$$\text{Densidad relativa} = (NI/ TI) * 100$$

En donde de NI es el número de individuos de una especie y TI es el total de individuos

$$\text{Dominancia relativa} = (DI/ DT) * 100$$

En donde de DI es la dominancia de una especie y DT es la dominancia de todas las especies.

La dominancia de una especie se define como la suma del área basal de una especie.

$$\text{Frecuencia relativa} = (FE/ FT) * 100$$

Donde FE es la frecuencia de una especie y FT la suma de la frecuencia de todas las especies

$$\text{Frecuencia de una especie} = (E/ P) * 100$$

En donde E es el número de puntos de muestreo en donde fue detectada una especie y P es el total de puntos de muestreo.

- 5) Pendiente: definida como el declive presente en un terreno respecto al horizonte, se midió con un Clinómetro (SUUNTO PM-5/360 PC). Con la ayuda de dos personas con estaturas similares se midió la inclinación. Consistió en que uno de los individuos se colocó al centro de la estación de muestreo y

el otro a 15 metros de separación sobre la pendiente y con ayuda del clinómetro se determinó el ángulo de inclinación.

- 6) Altitud: definida como aquella distancia vertical de la superficie del suelo con respecto al nivel del mar, se midió con un GPS (GARMIN eTrex 30x). En cada estación de muestreo se marcó el centro con el GPS.
- 7) Presencia de paredes rocosas: definido como aquellas paredes que impiden el paso de un individuo. Se anotaron en una base de datos con el valor de 0 indicando ausencia y 1 indicando presencia.
- 8) Presencia de senderos: definida como aquel camino estrecho (menos de 2 metros), formado por el paso de animales o personas y ubicado dentro del cuadrante de muestreo de vegetación (25m X 25m), se anotaron en una base de datos con el valor 0 indicando ausencia y 1 indicando presencia.
- 9) Distancias más cercana a cuerpos de agua: definida como la distancia entre el punto central de la estación de muestreo (cámara-trampa) y cualquier extensión de agua presente en la zona. Para esta variable se consideró cualquier extensión de agua presente como ríos, presas o cascadas.
- 10) Distancias más cercanas al camino principal de la reserva: definida como la distancia entre el punto central de la estación de muestreo y el camino principal de la reserva. Para esta variable se consideró como camino principal aquellos caminos con un ancho de entre 7m a 10m y por donde pueden circular autos.
- 11) Distancias más cercana a asentamientos humanos: definida como la distancia entre el punto central de la estación de muestreo y el asentamiento humano más cercano. Para esta variable se consideró como asentamiento humano aquellas zonas donde hay construcciones y se encuentran establecidas una o más personas.

Para las variables distancia más cercana a cuerpos de agua, al camino principal de la reserva y a los asentamientos humanos, se revisaron mapas topográficos de alta definición de San Pablo Etla y se analizaron en el programa ArcGis (versión 10.3) generando la distancia euclidiana entre las estaciones de muestreo y las características de la zona evaluadas.

En resumen, se obtuvieron un total de 11 variables divididas de la siguiente manera: cuatro variables que describen la vegetación (densidad de arbustos, dominancia del género *Pinus*, dominancia del género *Quercus* y dominancia de otras especies de árboles) y siete que describen la topografía del sitio (altitud, pendiente, presencia de paredes rocosas, presencia de senderos, distancia más cercana a cuerpos de agua, distancia más cercana al camino principal y distancia más cercana a asentamientos humanos).

Con el objetivo de eliminar el problema de multicolinealidad entre las variables originales y optimizar los resultados en los modelos de ocupación (Barry y Elith, 2006), se empleó un análisis de componentes principales usando el programa IBM SPSS Statistics (versión 21). El análisis de componentes principales se realizó usando la matriz de correlación y empleando rotación *varimax*. Se extrajeron los componentes con eigenvalores mayores a 1. El análisis dio como resultado cuatro componentes principales con eigenvalores >

1 que en conjunto explicaron el 73% de la varianza total de la matriz (Tabla 1). El primer componente principal (CP1) se asoció con la altitud, la distancia más cercana al camino, la distancia más cercana a los asentamientos humanos, la dominancia del género *Quercus* y la dominancia del género *Pinus*. El segundo componente principal (CP2) se asoció con la dominancia de *otras especies de árboles*, presencia de paredes rocosas y la densidad de los arbustos. El tercer componente principal (CP3) se asoció con la pendiente y la presencia de senderos. Y el cuarto componente principal (CP4) se asoció con la distancia más cercana a los cuerpos de agua (Tabla 1).

Todas las variables originales fueron examinadas para identificar algún tipo de valor atípico (outlier) que pudiera afectar los resultados siguiendo la técnica propuesta por Wold *et al.* (1987) en el programa IBM SPSS Statistics. Se identificaron siete variables (altitud, presencia de senderos, distancia más cercana a cuerpos de agua, distancia más cercana al camino, dominancia del género *Quercus*, dominancia de *otras especies de árboles* y densidad de arbustos) con valores atípicos. Para corregir el efecto que los valores atípicos pudieran tener en el análisis, las variables fueron transformadas (Quinn y Keough, 2002; Whitlock y Schluter, 2009). Para las variables altitud y densidad de arbustos se utilizó la transformación cuadrática, para las variables dominancia del género *Quercus* y dominancia de *otras especies de árboles* se utilizó la transformación raíz cuadrada, para las variables distancia más cercana a cuerpos de agua y distancia más cercana al camino se utilizó la transformación logarítmica y para la variable presencia de senderos se utilizó la transformación antilogaritmo.

Tabla 1. Valores del análisis de componentes principales. Valores para cada uno de los componentes principales para el análisis que resume 11 variables del hábitat para tres especies de felinos. Los valores propios y el porcentaje de variación explicado se presentan para cada componente, y las variables con mayor valor se encuentran resaltadas en negritas.

Variablen	CP1	CP2	CP3	CP4
Densidad de arbustos	0.50	0.64	0.00	-0.03
Dominancia del género <i>Pinus</i>	0.70	-0.33	-0.03	0.49
Dominancia del género <i>Quercus</i>	-0.71	-0.20	0.09	-0.57
Dominancia de <i>otras especies de árboles</i>	-0.23	0.74	-0.37	0.00
Altitud	0.85	-0.14	-0.19	-0.10
Pendiente	-0.16	0.10	0.80	0.09
Presencia de pared rocosa	-0.15	0.68	0.22	-0.03
Presencia de senderos	-0.16	-0.08	0.76	-0.17
Distancia más cercana a los cuerpos de agua	-0.11	-0.05	-0.04	0.90
Distancia más cercana al camino	-0.77	0.30	0.11	-0.01
Distancia más cercana a los asentamientos humanos	0.75	0.29	-0.27	-0.17
Eigenvalues	3.6	1.8	1.3	1.2
Varianza explicada %	33	17	12	11

Disponibilidad de presas

Para determinar si la ocurrencia de los felinos y sus presas en un sitio determinado sucede con mayor frecuencia que lo esperado si la distribución de las especies fuese al azar, se usó el análisis de co-ocurrencia en donde se utilizan los historiales de detección de los felinos y las presas. Se detectaron un total de 14 presas: venado cola blanca, pecarí de collar, cacomixtle, coatí, tlacuache, conejo serrano, conejo de monte, zorrillo cadeno, zorrillo rayado, ardilla gris, tepezcuintle, toquí de collar, chara crestada y gallinita de monte. Tomando en cuenta el número de detecciones por especie, se analizaron por separado especies con más de 20 detecciones obtenidas durante el muestreo. Aquellas especies para las que se obtuvieron menos de 20 detecciones, se agruparon en categorías con base en el tamaño. Para las especies individuales se generaron las historias de detección del venado cola blanca, pecarí de collar y ardilla gris. El conejo de monte y conejo serrano fueron agrupados en la categoría “conejo”; el toquí de collar, la chara crestada y la gallinita de monte se agruparon en la categoría “aves” y especies como cacomixtle, coatí, tlacuache, zorrillo cadeno, zorrillo rayado y tepezcuintle se agruparon en la categoría “otras”. Se realizaron seis análisis de co-ocurrencia entre presas y el puma, cuatro análisis de co-ocurrencia entre presas y el lince y cuatro análisis de co-ocurrencia entre presas y el margay.

Diseño experimental

Para evaluar el uso del hábitat en las tres especies de felinos se utilizaron modelos de ocupación desarrollados por MacKenzie *et al.* (2002, 2006) y siguiendo los consejos propuestos por Bailey y Adams (2005). Para cumplir con los supuestos del análisis. (1) Para el supuesto en el que la ocupación es cerrada se registraron a los felinos en sesiones de un mes, asegurando que todos los eventos fueron independientes. (2) Para el supuesto en el que las estaciones de muestreo son independientes unas de otras, éstas estuvieron separadas de 1 a 1.5 km de distancia, lo que corresponde a la distancia utilizada en monitoreos de carnívoros y por lo tanto la posibilidad de registrar dos individuos en la misma estación de muestreo disminuye. (3) Para el supuesto de la heterogeneidad no explicada por la ocupación, se cuantificaron variables del hábitat en cada estación de muestreo tales como la densidad de arbustos, altitud y la pendiente, lo que permitió explicar la variación en la ocupación a lo largo de cada estación de muestreo. (4) Para el supuesto de la heterogeneidad no explicada por la detectabilidad, se tomaron en cuenta tres variables: marca de la cámara trampa, si las cámaras tenían flash y si las cámaras fueron colocadas por la Conanp o colocadas durante la realización de este estudio, lo que permitió explicar la variación en la detección a lo largo de cada estación de muestreo.

Análisis estadístico

Ocupación

Se empleó el modelo de ocupación de una temporada para una especie propuesto por MacKenzie *et al.* (2002, 2006), para determinar las características del hábitat relacionadas con la probabilidad de ocupación y detección del puma, lince y margay. Para modelar la ocupación se utilizó el software PRESENCE (Hines, 2006). El modelo posee dos parámetros que determinan el proceso de detección de una especie en un sitio. El primer parámetro es la ocupación (Ψ), que se encuentra definido como la probabilidad de que una especie esté presente en un sitio, el cual puede estar ocupado (con probabilidad Ψ) o no encontrarse ocupado (con probabilidad $1 - \Psi$). Y el segundo parámetro es la detectabilidad (p), definido como la probabilidad de que una especie sea detectada en un sitio durante el muestreo, dado que está presente; por lo tanto, en cada muestreo existe la probabilidad de que la especie sea detectada (con probabilidad p_j) o bien no sea detectada (con probabilidad $1 - p_j$).

Con el objetivo de estimar las variables predictoras de la ocupación, se emplearon 12 criterios: cuatro componentes principales relacionados a la ocupación (Ψ), cinco variables relacionadas a la detectabilidad (p) y tres historiales de detección, uno para cada especie de felino (Anexos 3, 4, 5). Para minimizar el número de combinaciones posibles de los modelos analizados, se empleó el enfoque de dos pasos propuesto por MacKenzie *et al.*, (2006). Primero, se buscó el modelo que mejor explicase el parámetro de detección. Para ello se mantuvo constante el parámetro de la ocupación (Ψ) en el modelo, mientras se investiga la contribución de cada variable al parámetro de la detección por separado. Una vez que se detectó la variable con mayor contribución al parámetro de detección, se procedió a hacer modelos combinando dos variables, siempre manteniendo la variable con mayor contribución independiente. En el caso de que alguna de las combinaciones de dos variables mejorara el modelo en términos de detección, se procedió a realizar combinaciones adicionales siguiendo los pasos anteriores hasta encontrar la variable o combinación de variables que mejor expliquen el modelo. Una vez determinado el mejor modelo en detección, éste se mantuvo constante mientras se investigaban las combinaciones de las variables en el parámetro de ocupación siguiendo los pasos antes mencionados en el parámetro de detección. El modelo más parsimonioso fue elegido utilizando el Criterio de Información Akaike ($\Delta AIC < 2$) y los resultados se reportan como promedios (\pm error estándar).

Co-ocurrencia

Se empleó el modelo de ocupación de una temporada para dos especies propuesto por MacKenzie *et al.* (2002, 2006) y parametrizado de Richmond *et al.* (2010), para determinar si los patrones de ocurrencia de los felinos se encontraban asociados a los patrones de ocurrencia de sus presas. Para modelar estos patrones se utilizó el software PRESENCE (Hines, 2006). El modelo posee tres parámetros de ocupación y cinco de detección.

Parámetros de ocupación:

Ψ^A , probabilidad de ocupación de la presa

Ψ^{BA} , probabilidad de ocupación del felino cuando la presa está presente

Ψ^{Ba} , probabilidad de ocupación del felino cuando la presa no está presente

Parámetros de detección:

p^A , probabilidad de detectar a la presa cuando el felino no está presente

p^B , probabilidad de detectar al felino cuando la presa no está presente

r^A , probabilidad de detectar a la presa cuando el felino está presente

r^{BA} , probabilidad de detectar al felino cuando la presa está presente y se detecta

r^{Ba} , probabilidad de detectar al felino cuando la presa está presente pero no fue detectada

Además, siguiendo a Richmond *et al.* (2010) se calcularon dos parámetros adicionales usando las siguientes fórmulas:

Ψ^B , probabilidad de ocupación del felino independientemente de la presa

Fórmula: $\Psi^B = \Psi^A \Psi^{BA} + (1 - \Psi^A) \Psi^{Ba}$

Ψ^{AB} , probabilidad de ocupación de la presa cuando el felino está presente

Fórmula: $\Psi^{AB} = \Psi^A \Psi^{BA}$

Utilizando Ψ^B y Ψ^{AB} se calculó el factor de interacción (SIF φ , por sus siglas en inglés) de los felinos y sus presas para la ocupación. El factor de interacción se define como la probabilidad de que dos especies co-ocurrían en comparación con lo que sería esperado bajo la hipótesis de independencia. El factor de interacción fue calculado de la siguiente manera:

$$\varphi = \Psi^{AB} / (\Psi^A \Psi^B)$$

El valor del factor de interacción SIF (φ) va de 0 hasta el infinito. Un valor de $\varphi = 1$ significa que los felinos y sus presas co-ocurren de forma independiente. Si $\varphi < 1$ significa que los felinos y sus presas co-ocurren con menos frecuencia de lo que se esperaría si fueran independientes (i.e., evasión). Si $\varphi > 1$ significa que los felinos y sus presas co-ocurren con más frecuencia de lo esperado (i.e., atracción). (MacKenzie *et al.*, 2006 y Richmond *et al.*, 2010).

Con el objetivo de estimar los patrones de ocurrencia entre los felinos y sus presas, se emplearon 11 criterios: cinco variables relacionadas a la detectabilidad (p) y seis historiales de detección, uno para cada especie de felino y sus presas. Se realizaron seis análisis para el puma: (1) co-ocurrencia con venado cola blanca, (2) co-ocurrencia con pecarí de collar, (3) co-ocurrencia con conejo, (4) co-ocurrencia con ardilla gris, (5) co-ocurrencia con aves y (6) co-ocurrencia con otras presas. Para el linco se realizaron cuatro análisis: (1) co-ocurrencia con conejo, (2) co-ocurrencia con ardilla gris, (3) co-ocurrencia con aves y (4) co-ocurrencia con otras presas. Para el margay también se realizaron cuatro análisis: (1) co-ocurrencia con conejo, (2) co-ocurrencia con ardilla gris, (3) co-ocurrencia con aves y (4) co-ocurrencia con otras presas. El modelo más

parsimonioso fue elegido utilizando el Criterio de Información Akaike ($\Delta AIC < 2$) y los resultados se reportan como promedios (\pm error estándar).

Resultados

En este estudio se determinó (1) el uso de hábitat en tres especies de felino mediante la caracterización del hábitat y su asociación con la ocupación y (2) se determinó si la ocurrencia de cada uno de los felinos dependía de la ocurrencia de sus presas (co-ocurrencia). Se obtuvieron fotos de las tres especies de felinos focales *P. concolor*, *L. rufus* y *L. wiedii*. Además de otras especies como *P. yagouaroundi*, *C. latrans*, *U. cinereoargenteus*, *O. virginianus*, *P. tajacu*, *B. astutus*, *N. narica*, *D. virginiana*, *S. floridanus*, *S. cunicularis*, *C. leuconotus*, *M. macroura*, *S. aureogaster*, *C. paca*, *P. ocai*, *C. stelleri* y *D. macroura*. Específicamente, el puma fue detectado 58 ocasiones en siete estaciones de muestreo; el lince fue detectado 29 ocasiones en cinco estaciones de muestreo y el margay fue detectado 20 ocasiones en seis estaciones de muestreo (Fig. 4).

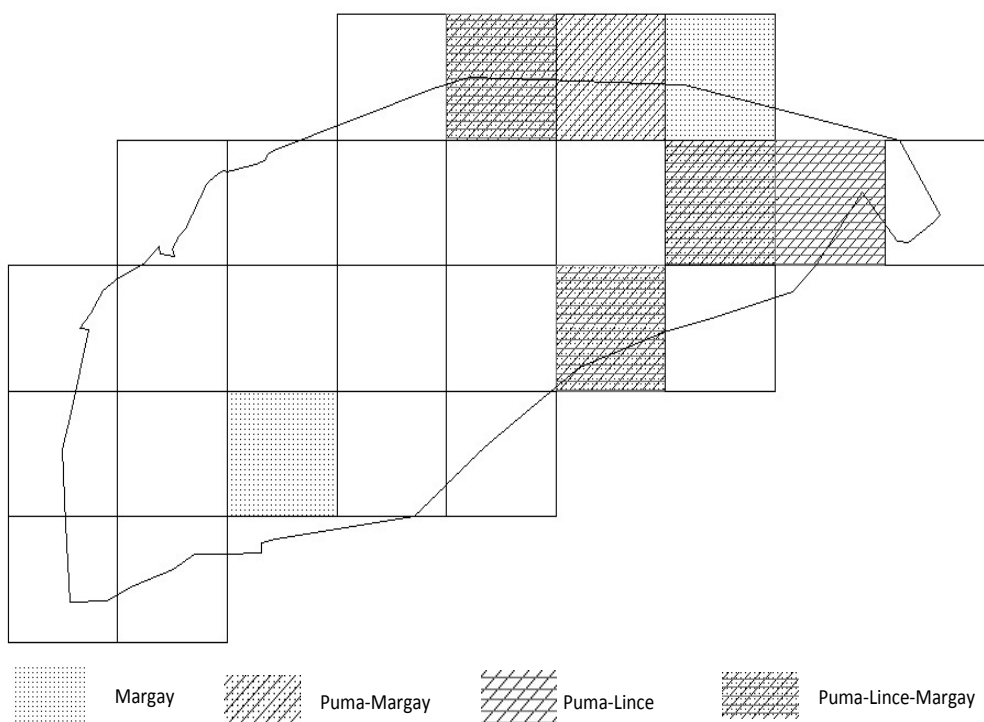


Figura 4. Mapa de detección de felinos. Se muestra los cuadrantes en los que se encontraron registros del puma, lince y margay. Los cuadrantes marcados con puntos son sitios donde se registró el margay; los cuadrantes con puntos y líneas transversales son sitios donde se registró al puma y al margay; los cuadrantes con líneas transversales y horizontales son sitios donde se registró al puma y al lince; los cuadrantes con líneas transversales, horizontales y puntos son sitios donde se registraron las tres especies.

Ocupación

Se determinó la ocupación de los felinos en función de las características del hábitat. Para el puma los resultados de AIC indican que siete modelos tuvieron un poder explicativo aceptable ($\Delta AIC \leq 2$; Tabla 2). El modelo más parsimonioso sugiere que la probabilidad de ocupación está relacionada con los componentes principales 1 y 2. Estos resultados sugieren que la probabilidad de que el puma ocupe un sitio se incrementa

en las áreas más altas de la reserva y alejadas de los asentamientos humanos, pero cercanas a caminos principales, con bosques dominados por el género *Pinus*, con la dominancia de otras especies de árboles, con alta densidad de arbustos y con paredes rocosas (Fig. 5).

Tabla 2. Ocupación y detectabilidad del puma. Se realizó el modelo de ocupación de una sola temporada para el puma en función de los componentes principales y con detectabilidad constante. Se muestran los modelos más parsimoniosos, los cuales explican la ocupación. Par = al número de parámetros en el modelo; * parámetro de detección. Naïve estimado para puma = 0.30. Para la lista de todos los modelos consultar Anexo 6.

Modelos	AIC	ΔAIC	w	Par	Coeficientes no transformados β (error estándar)				
					$\psi(\cdot)$	CP1	CP2	CP4	$p(\cdot)^*$
$\Psi(CP1+CP2), p(\cdot)$	324.2	0	0.1	3		1.1 (0.8)	1 (0.8)		
$\Psi(CP1+CP2+CP4), p(\cdot)$	324.4	0.2	0.1	4		1.1 (0.8)	1 (0.8)	-0.7 (0.5)	
$\Psi(CP1), p(\cdot)$	324.5	0.3	0.1	2		0.9 (0.6)			
$\Psi(CP1+CP4), p(\cdot)$	324.7	0.5	0.1	3		0.9 (0.6)		-0.7 (0.5)	
$\Psi(CP2), p(\cdot)$	325.1	0.9	0	2			0.9 (0.8)		
$\Psi(CP4), p(\cdot)$	325.3	1.7	0	2				-0.6 (0.5)	
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	325.6	1.3	0	2	-0.6 (0.4)				-1.4 (0.1)

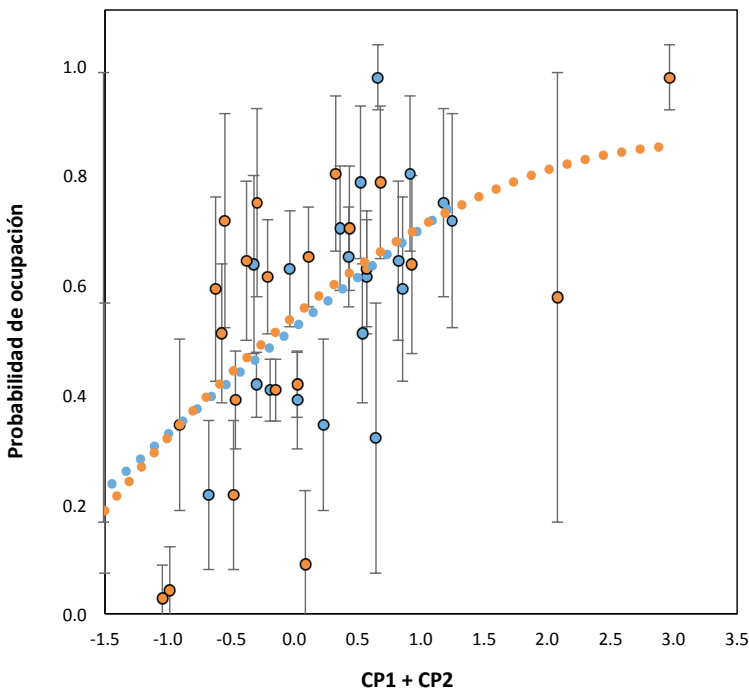


Figura 5. Ocupación del puma en función de los componentes principales. En color naranja el componente principal 2 y en color azul el componente principal 1. Los pumas tienen mayor probabilidad de ocupación a mayor altitud, con presencia de paredes rocosas, lejos de asentamientos humanos, con dominancia del género *Pinus* y dominancia de otras especies de árboles, con altas densidades de arbustos y cerca de los caminos.

Para el lince los resultados de AIC indican que nueve modelos tuvieron un poder explicativo aceptable ($\Delta AIC \leq 2$; Tabla 3). El modelo más parsimonioso sugiere que la probabilidad de ocupación está relacionada con los componentes principales 2 y 4. Estos resultados sugieren que la probabilidad de que el lince ocupe un sitio se incrementa en las áreas con presencia de paredes rocosas, alejadas de cuerpos de agua, de sitios con alta dominancia de otras especies de árboles y con altas densidades de arbustos (Fig. 6).

Tabla 3. Ocupación y detectabilidad del lince. Se realizó el modelo de ocupación de una sola temporada para el lince en función de los componentes principales y con detectabilidad en función de la densidad de arbustos (D_{arb}) y la ubicación de las cámaras (U). Se muestran los modelos más parsimoniosos, los cuales explican la ocupación. Par = al número de parámetros en el modelo; * parámetro de detección; (F) flash; (DC) distancia al camino. Naïve estimado para lince = 0.26. Para la lista de todos los modelos consultar Anexo 7.

Modelos	AIC	ΔAIC	P	Coeficientes no transformados β (error estándar)									
				$\psi(\cdot)$	CP1	CP2	CP3	CP4	$D_{arbustos}^*$	U^*	DC*	F*	
$\Psi(CP2+CP4), p(D_{arb}+U)$	166.5	0	1	4		-1.2 (1)		-1.2 (0.8)		6.5 (0.9)	-1.8 (0.3)		
$\Psi(CP2), p(D_{arb}+U)$	167.4	0.8	0	3		-0.7 (0.7)				6.5 (0.9)	-1.7 (0.3)		
$\Psi(CP4), p(D_{arb}+U)$	167.5	0.9	0	3				-0.7 (0.6)		6.2 (0.9)	-1.8 (0.3)		
$\Psi(\cdot), p(D_{arb}+U)$	167.7	1.1	0	3	-0.6 (0.5)					6 (1)	-1.8 (0.3)		
$\Psi(\cdot), p(D_{arb}+DC)$	167.7	1.2	0	3	-0.6 (0.5)					5.6 (1)		2.4 (0.4)	
$\Psi(CP2+CP4+CP3), p(D_{arb}+U)$	167.9	1.3	0	5		-1.7 (1.9)		-0.62 (0.93)	-1.4 (1.1)	6.6 (1)	-1.8 (0.3)		
$\Psi(CP1), p(D_{arb}+U)$	167.9	1.4	0	3		0.6 (0.6)				5.9 (1)	-1.8 (0.3)		
$\Psi(CP2+CP4+CP1), p(D_{arb}+U)$	168.1	1.5	0	5		0.7 (1)	-1.0 (0.8)		-1.1 (0.8)	6.2 (1.1)	-1.8 (0.3)		
$\Psi(\cdot), p(D_{arb}+F)$	168.3	1.7	0	3	-0.7 (0.5)					5.7 (1.2)			2.2 (0.4)

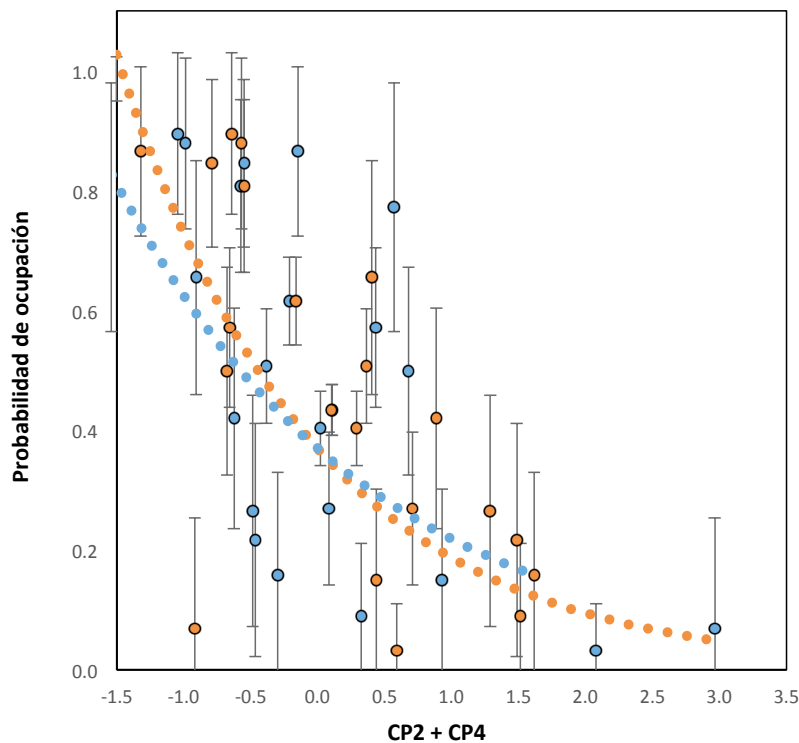


Figura 6. Ocupación del lince en función de los componentes principales. En color azul el componente principal 2 y en color naranja el componente principal 4. Los lince tuvieron mayor probabilidad de ocupación con presencia de paredes rocosas, con baja densidad de arbustos y con menor dominancia de otras especies de árboles.

Para el margay los resultados de AIC indican que cuatro modelos tuvieron un poder explicativo aceptable ($\Delta AIC \leq 2$; Tabla 4). El modelo más parsimonioso sugiere que la probabilidad de ocupación está relacionada con el componente principal 2. Estos resultados sugieren que la probabilidad de que el margay ocupe un sitio se incrementa en áreas con presencia de paredes rocosas, en sitios con dominancia de otras especies de árboles y alta densidad de arbustos (Fig. 7).

Tabla 4. Ocupación y detectabilidad del margay. Se realizó el modelo de ocupación de una sola temporada para el margay en función de los componentes principales y con detectabilidad constante. Se muestran los modelos más parsimoniosos, los cuales explican la ocupación. Par = al número de parámetros en el modelo; * parámetro de detección. Naïve estimado para margay = 0.26. Para la lista de todos los modelos consultar Anexo 8.

Modelos	AIC	ΔAIC	w	Par.	Coeficientes no transformados β (error estándar)					
					CP1	CP2	CP3	CP4	$p(.)^*$	
$\Psi(CP2), p(.)$	150.8	0	0.4	2		2.4 (1.3)				-2.3 (0.2)
$\Psi(CP2+CP3), p(.)$	151.8	1	0.2	3		2.5 (1.5)	-0.8 (0.9)			-2.3 (0.2)
$\Psi(CP2+CP1), p(.)$	152.7	1.8	0.1	3	0.3 (0.9)	2.5 (1.4)				-2.3 (0.2)
$\Psi(CP2+CP4), p(.)$	152.7	1.9	0.1	3		2.3 (1.3)		-0.2 (0.7)		-2.3 (0.2)

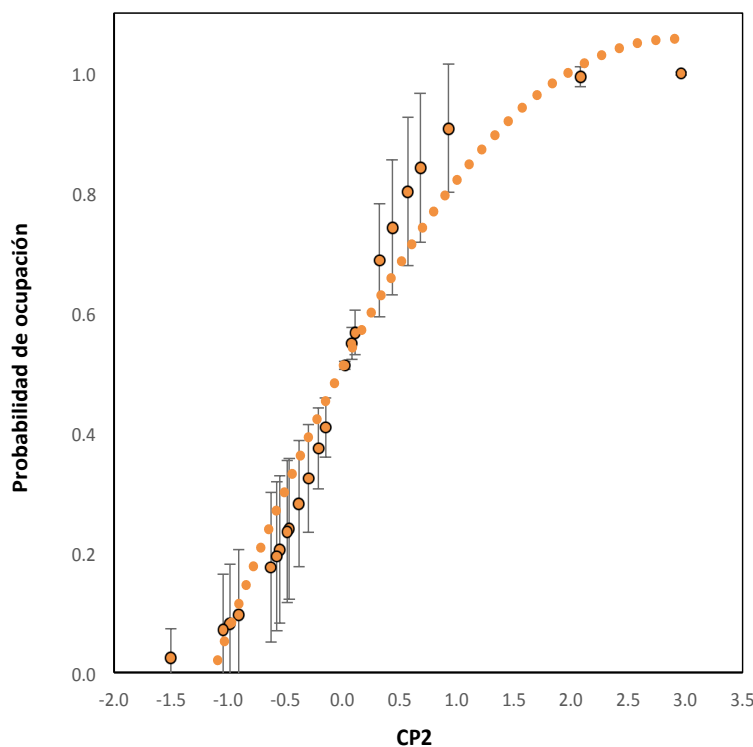


Figura 7. Ocupación del margay en función de los componentes principales. El componente principal 2 en color naranja indica que la probabilidad de ocupación aumento con la presencia de paredes rocosas, con la alta dominancia de otras especies de árboles y alta densidad de arbustos.

Co-ocurrencia

Se determinó la co-ocurrencia entre los felinos y sus presas calculando la probabilidad de ocupación de los felinos en función de la presencia o ausencia de las presas. Los resultados demuestran que la probabilidad de que el puma ocupe un sitio dado que venado cola blanca, pecarí de collar, aves y otras presas están presentes aumentó, mientras que la probabilidad de que ocupe el sitio cuando no están presentes disminuyó, sugiriendo que el grado de ocupación de los felinos está asociado al grado de ocupación de las

presas. Sin embargo, el factor de interacción (φ) fue mayor a 1 para el venado cola blanca y pecarí de collar, e igual a 1 para aves y otros presas, sugiriendo que el venado cola blanca y pecarí de collar co-ocurren más de lo esperado si la ocupación fuese azarosa (i.e., atracción) y que las aves y otras presas co-ocurren de manera independiente, respectivamente. Por el contrario, la probabilidad de que el puma ocupe un sitio dado que conejo y ardilla gris están presentes y la probabilidad de que ocupe el sitio cuando no están presentes fueron altas, sugiriendo que la ocupación de estas presas no determinan la ocupación del felino. Mientras que el factor de interacción (φ) fue menor a 1, sugiriendo que estas especies co-ocurren menos de lo esperado (i.e., evasión) (Tabla 5; Fig. 8).

Tabla 5. Análisis de co-ocurrencia puma y sus presas. Se realizó un modelo de una sola temporada para dos especies, presas (A) y puma (B) con ocupación y detectabilidad constantes.

Co-ocurrencia	Modelo	Ocupación		Co-ocurrencia		
		Naïve estimado	Ψ_{BA}	Ψ_{Ba}	φ	SE
venado-puma		0.58	0.38	0.00	1.1	0.1
pecarí-puma		0.43	0.67	0.00	1.6	0.3
conejo-puma	$\Psi_A(\cdot), \Psi_{BA}(\cdot), \Psi_{Ba}(\cdot), \rho_A(\cdot), \rho_B(\cdot), r_A(\cdot), r_{BA}(\cdot), r_{Ba}(\cdot)$	0.30	0.27	1.00	0.7	0.2
ardilla-puma		0.43	0.49	1.00	0.9	0.1
aves-puma		0.34	0.64	0.30	1.3	1.5
otras-puma		0.32	0.73	0.28	1.6	2.1

La probabilidad de que el lince ocupe un sitio dado que las aves y otras presas están presentes aumentó, mientras que la probabilidad de que ocupe el sitio cuando no están presentes disminuyó, sugiriendo que el grado de ocupación del felino está asociado al grado de ocupación de las presas. El factor de interacción (φ) fue mayor a 1 para aves y otras presas, pero menor a 1 para conejos, sugiriendo que aves y otras presas co-ocurren con el lince más de lo esperado si la ocupación fuese azarosa (i.e., atracción) y que los conejos co-ocurren con el lince menos de lo esperado si la ocupación fuese azarosa (i.e., evasión). Mientras que la probabilidad de que el lince ocupe un sitio dado que la ardilla gris está presente y la probabilidad de que ocupe el sitio cuando no está presente fueron altas, sugiriendo que la ocupación de esta presa no determina la ocupación del felino (Tabla 6; Fig. 8).

Tabla 6. Análisis de co-ocurrencia lince-presas. Se realizó un modelo de una sola temporada para dos especies, presas (A) y lince (B) con ocupación y detectabilidad constantes.

Co-ocurrencia	Modelo	Ocupación		Co-ocurrencia		
		Naïve estimado	Ψ_{BA}	Ψ_{Ba}	φ	SE
conejo-lince		0.28	0.29	1	0.6	0.2
ardilla-lince	$\Psi_A(\cdot), \Psi_{BA}(\cdot), \Psi_{Ba}(\cdot), \rho_A(\cdot), \rho_B(\cdot), r_A(\cdot), r_{BA}(\cdot), r_{Ba}(\cdot)$	0.41	0.55	1	0.9	0.1
aves-lince		0.32	0.82	0	2.2	0.5
otras-lince		0.30	0.64	0	2	0.6

La probabilidad de que el margay ocupe un sitio dado que las aves están presentes aumentó, mientras que la probabilidad de que ocupe el sitio cuando no están presentes disminuyó, sugiriendo que el grado de ocupación del felino está asociado al grado de ocupación de la presa. El factor de interacción (φ) fue mayor a 1 para aves, sugiriendo que estas especies co-ocurren más de lo esperado (i.e., atracción). La probabilidad de que el margay ocupe un sitio dado que el conejo está presente fue bajo, mientras que la probabilidad de que ocupe el sitio cuando no está presente aumentó, sugiriendo que la ocupación del felino no está en función de la ocupación de esta presa. El factor de interacción (φ) fue igual a 1, sugiriendo que estas especies co-ocurren de manera independiente. La probabilidad de que el margay ocupe un sitio dado que la ardilla gris y otras presas están presentes y la probabilidad de que ocupe el sitio cuando no están presentes fueron altas, sugiriendo que la ocupación del felino no está en función de la ocupación de estas presas. El factor de interacción (φ) fue igual a 1, sugiriendo que estas especies co-ocurren con el margay de manera independiente (Tabla 7; Fig. 8).

Tabla 7. Análisis de co-ocurrencia margay-presas. Se realizó un modelo de una sola temporada para dos especies, presas (A) y margay (B) con ocupación y detectabilidad constantes.

Co-ocurrencia	Modelo	Ocupación		Co-ocurrencia		
		Naïve estimado	Ψ_{BA}	Ψ_{Ba}	φ	SE
<i>conejo-margay</i>		0.28	0.25	0.77	0.6	0.4
<i>ardilla-margay</i>	$\Psi_A(\cdot), \Psi_{BA}(\cdot), \Psi_{Ba}(\cdot), p_A(\cdot), p_B(\cdot), r_A(\cdot), r_{BA}(\cdot), r_{Ba}(\cdot)$	0.41	0.41	1	0.9	0.1
<i>aves-margay</i>		0.32	0.72	0	2.4	0.6
<i>otras-margay</i>		0.30	0.37	0.93	1	0

Discusión

En este estudio se analizó la ocupación y su relación con las características del hábitat y presencia de presas de los felinos. La probabilidad de que el puma ocupe un sitio se incrementó en las áreas más altas de la reserva y alejadas de los asentamientos humanos, pero cercanas a caminos principales, con bosques dominados por el género *Pinus*, con alta dominancia de otras especies de árboles, altas densidades de arbustos y presencia de paredes rocosas. La probabilidad de que el margay ocupe un sitio se incrementó con altas densidades de arbustos, en áreas con dominancia de otras especies de árboles y con paredes rocosas. Mientras que la probabilidad de que el lince ocupe un sitio se incrementó en las áreas con presencia de paredes rocosas, alejadas de cuerpos de agua, áreas con alta dominancia de otras especies de árboles y altas densidades de arbustos. La probabilidad de que el puma, el lince y el margay ocupe un sitio, cuando está ocupado por algunas de sus presas fue alta, sugiriendo que las presas pudieran estar influenciando el patrón de ocupación de los felinos.

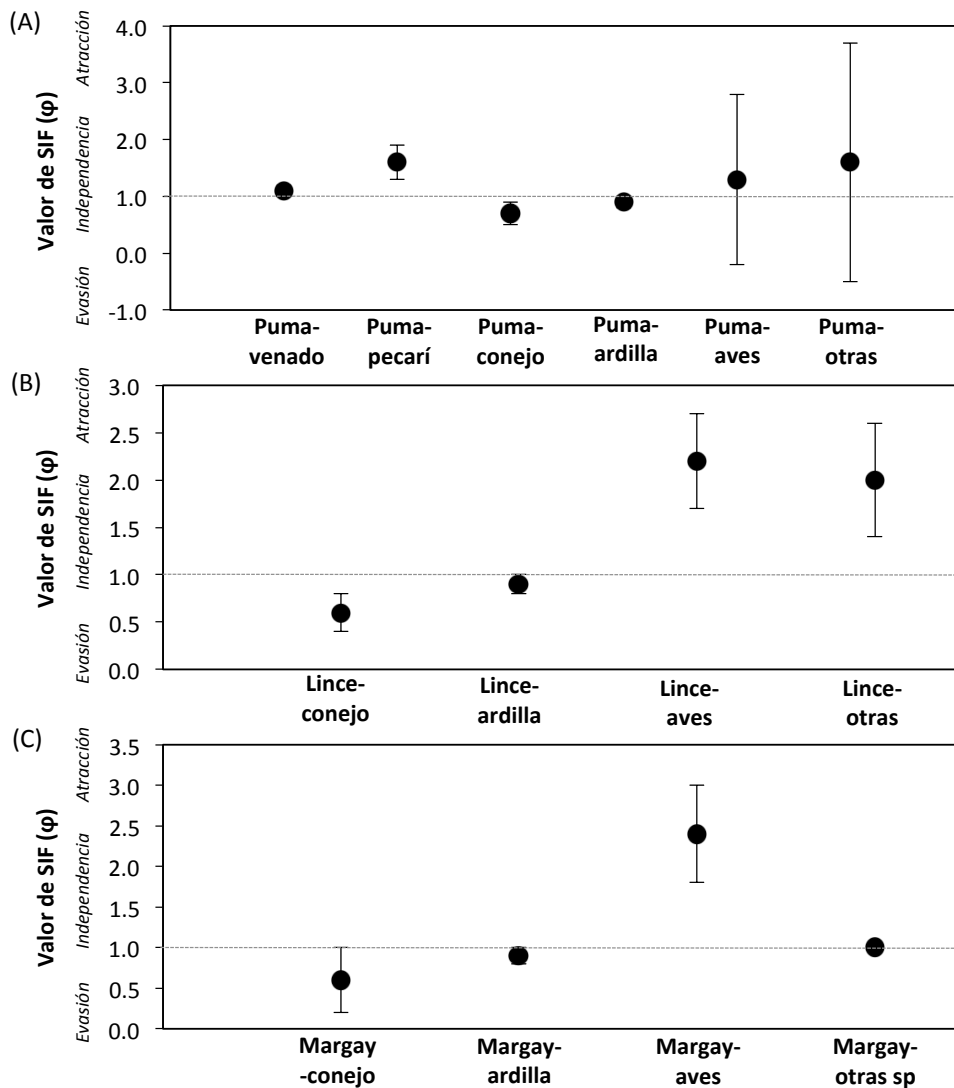


Figura 8. Co-ocurrencia de los felinos y sus presas. Factor de interacción de las especies SIF (ϕ), o el nivel de co-ocurrencia entre el felino y sus presas. En donde $\phi = 1$ indica que el felino y sus presas co-ocurren de forma independiente, $\phi < 1$ indica que el felino y sus presas co-ocurren con menos frecuencia de lo esperado (i.e., evasión) y si $\phi > 1$ indica que el felino y sus presas co-ocurren con más frecuencia de lo esperado (i.e., atracción). Los círculos negros representan los valores del SIF para cada felino y su presa; los bigotes representan el error estándar.

El tipo de vegetación es una característica importante que determina la persistencia de una especie en un sitio (Garshelis, 2000). Los resultados de este estudio sugieren que el aumento en las probabilidades de ocupación del (Garshelis, 2000). Los resultados de este estudio sugieren que el aumento en las probabilidades de ocupación del puma ocurren en sitios con una alta dominancia del género *Pinus*, alta dominancia de otras especies de árboles y con altas densidades de arbustos. Estos resultados concuerdan con las conclusiones en otros estudios (Cox *et al.*, 2006; Holmes y Laundré, 2006; Land *et al.*, 2008; Monroy *et al.*, 2009; Foster *et al.*, 2010; Lantschner *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2016). A pesar de que el puma es una especie que puede ocupar una gran diversidad de hábitats, Laundré y Hernández (2010) y Cox *et al.* (2006) sugieren que los bosques de pinos y coníferas son sitios ideales para emboscar a sus presas y ubicar con facilidad sitios de descanso y refugio.

Monroy *et al.* (2009) y Silva *et al.* (2016) encontraron que la presencia de los pumas es más común a mayores altitudes, probablemente debido a que están siendo desplazados por las actividades humanas en zonas bajas. Estas observaciones están respaldadas por varios estudios que sugieren que los asentamientos

humanos tienen un efecto negativo sobre las poblaciones de pumas (Cramer y Portier, 2001; di Bitetti *et al.*, 2010; Monroy *et al.*, 2009; Foster *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2016). Aunque los resultados sugieren que la ocupación de los pumas aumenta con la altura en la Reserva Comunal de San Pablo Etna, estos sitios también son los que están más alejados de los asentamientos humanos. Debido al diseño experimental, los resultados de este estudio no distinguen entre los efectos de estas dos variables (altura y distancia a asentamientos humanos) y estudios futuros en la zona deberían de ser diseñados para distinguir entre los efectos de altitud y distancia a asentamientos humanos.

Varios estudios sugieren que los caminos tienen un efecto negativo en los pumas (Cramer y Portier, 2001; Dickson *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2016; Monroy *et al.*, 2009). Contrario a estas observaciones, los resultados de este estudio indican que la cercanía al camino principal de la reserva tiene un efecto positivo en la ocupación. Una explicación al patrón observado en la Reserva de San Pablo Etna podría estar relacionada con la intensidad de uso de los caminos. El acceso a la Reserva de San Pablo es restringido, con pocos visitantes durante el año, con caminos relativamente poco transitados. Es posible que esta especie esté utilizando caminos de terracería poco transitados por humanos como corredores que les permiten desplazarse dentro y fuera de las áreas protegidas dándoles incluso, acceso a hábitats marginales en donde pueden encontrar a sus presas (Taber *et al.*, 1997; Scognamillo *et al.*, 2003; Dickson *et al.*, 2005; Davis *et al.*, 2010). Un estudio usando como variable la intensidad de uso de los caminos podría ayudar a reforzar o rechazar esta hipótesis.

Las paredes rocosas son variables que representan la topografía de un sitio y es una característica del hábitat que pocas veces ha sido evaluada en el uso de hábitats de los felinos (Gallina, 2012). En este estudio la presencia de paredes rocosas se asoció a una mayor probabilidad de ocupación en el puma. Probablemente esta especie aprovecha los refugios que les ofrecen, además disminuyen los disturbios humanos. Esta variable debería, en posteriores estudios, ser tomada en cuenta para evaluar el hábitat de esta especie de felino para ayudarnos a comprender más sobre cómo esta característica topográfica afecta la ocupación del puma.

Los linces son felinos que ocupan una gran diversidad de hábitats, como bosques de pino, bosques de pino-encino, bosques de coníferas, pantanos costeros, desiertos y matorrales (Larivière y Walton, 1997; Kelly *et al.*, 2016). Donovan *et al.* (2011) y Broman *et al.* (2014) reportaron que el uso de hábitat del lince está relacionado con hábitats de humedales y arbustos, así como los hábitats similares a cañadas con altas densidades de arbustos (Rollings, 1945; McCord, 1974; Heller y Fendley, 1982; Rolley y Wade, 1985; Litvaitis *et al.*, 1986; Burton *et al.*, 2003; Tucker *et al.*, 2008; Donovan *et al.*, 2011; Long *et al.*, 2011; Broman *et al.*, 2014). En contraste con estas observaciones, los resultados obtenidos en este estudio mostraron que la alta dominancia de otras especies de árboles y las altas densidades de arbustos en la reserva tienen un efecto negativo en la ocupación del lince. No es claro porque los resultados de este estudio son contrarios a lo que se conoce de la especie en áreas templadas. Una posible explicación es sugerida por Sánchez *et al.* (2008). En

su estudio, los autores modelaron el nicho del lince, para explorar la posible razón de su límite de distribución en el Istmo de Tehuantepec, ya que aún no es clara la razón que limita a la expansión territorial de la especie hacia Centro y Sudamérica. Los resultados sugirieron que en Centro y Sudamérica existen condiciones ecológicas aptas para ampliar su distribución. No obstante sus resultados evidenciaron posibles relaciones negativas entre el lince y otros felinos como margay, ocelote, jaguarundi y jaguar, lo que da pauta a la posible hipótesis sobre competencia con estas especies. Interesantemente, la mayor probabilidad de ocurrencia del puma son en los sitios en donde la ocupación del lince es menor, lo que podría estar sugiriendo la existencia de desplazamiento entre las especies. Estudios futuros deberían estudiar las interacciones entre el lince y el puma para determinar patrones de distribución local.

Al igual que en los pumas, algunos estudios sugieren que la presencia de paredes rocosas tienen un efecto positivo para el lince (McCord 1974; Burton *et al.*, 2003; Broman *et al.*, 2014). Estos resultados respaldan los resultados de este estudio, sugiriendo que la presencia de paredes rocosas tiene un efecto positivo en la ocupación del lince. Posiblemente se deba a que está variable podría generar refugios contra el clima, la caza y las actividades humanas (McCord 1974; Fendley y Buie, 1982).

Se ha reportado en el centro de México, que el margay tiene preferencias por hábitats de bosques densos de pino-encino (López, 2010) y vegetación característica de zonas riparias (Nowell y Jackson, 1996). Tomando en cuenta lo reportado en los estudios anteriores, los sitios ocupados por el margay en la Reserva Comunal de San Pablo Etlá estuvieron caracterizados por bosques de pino-encino, principalmente en áreas con vegetación riparia. En particular, se sabe que las zonas riparias están estrechamente relacionadas con cuerpos de agua, permitiendo generar áreas con altas densidades de arbustos y plántulas (Naiman *et al.*, 2000). Densidades altas de vegetación arbustiva han sido asociadas con la presencia de margays, debido a que permiten la presencia de presas y proporcionan refugio a los felinos (Boas *et al.*, 2009; Thornton *et al.*, 2011; Hodge, 2013; Pérez *et al.*, 2017). Los resultados de las observaciones en la reserva comunal de San Pablo Etlá, apoyan estas conclusiones, fortaleciendo la idea de que las áreas riparias son de gran valor para la conservación de esta especie.

Debido a que la disponibilidad de alimento es un factor importante en la ocupación de una especie en un sitio, esperaríamos que las presas ayudarán a predecir la probabilidad de ocupación de cada especie de felino (McCord, 1974; Fendley y Buie, 1982; Kamler y Gipson, 2000; Gallina, 2012). Se han reportado especies como venados, pecaríes, conejos, coatíes, cacomixtles, así como aves dentro de la dieta del puma (Aranda y Sánchez, 1996; Taber *et al.*, 1997; Núñez *et al.*, 2000; Leite y Galvao, 2002; Moreno *et al.*, 2006; Estrada, 2008; Hass, 2009; Foster *et al.*, 2010; Harmsen *et al.*, 2011; Rueda *et al.*, 2013; Hernández *et al.*, 2015). Los resultados revelaron que sitios con una alta ocupación de venado cola blanca, pecarí de collar, aves y otras especies también son sitios con una alta probabilidad de ocupación del puma en la reserva de San Pablo Etlá. El venado cola blanca y el pecarí de collar son las especies más reportadas dentro de estudios de hábitos alimenticios de este felino (Aranda y Sánchez, 1996; Núñez *et al.*, 2000; Leite y Galvao, 2002;

Sunquist y Sunquist, 2002; Moreno *et al.*, 2006; Estrada, 2008; Hass, 2009; Foster *et al.*, 2010; Harmsen *et al.*, 2011; Rueda *et al.*, 2013; Hernández *et al.*, 2015). Aunque la ocupación del conejo y ardilla gris no presentan una asociación con la ocupación del puma, no se descarta la posibilidad de que los pumas lo usen como alimento, ya que también han sido reportadas, en menor medida dentro de su dieta (Sunquist y Sunquist, 2002; Moreno *et al.*, 2006). Los pumas con facilidad se adecuan a la disponibilidad de presas de un sitio, lo que podría explicar este patrón (Sunquist y Sunquist, 2002).

Estudios sobre hábitos alimenticios del lince han demostrado que su dieta puede estar constituida principalmente por lagomorfos y roedores (Nussbaum y Maser, 1975; Rolley y Wade, 1985; Delibes y Hiraldo, 1987; Salas, 1987; Romero, 1993; Delibes *et al.*, 1997; Neale y Sacks, 2001; Aranda *et al.*, 2002; McLean *et al.*, 2005; Brockmeyer y Clark, 2007; Harrison, 2010; Hass, 2009) y en menor medida por tlacuaches, coatíes y aves (Delibes *et al.*, 1997; Neale y Sacks, 2001; Aranda *et al.*, 2002; McLean *et al.*, 2005; Brockmeyer y Clark, 2007). Contrario a estos reportes, nuestros resultados indican que las aves y otras especies presentan un impacto positivo mayor en la probabilidad de ocupación del lince en la reserva. Se ha considerado al lince como una especie oportunista, lo que podría explicar este patrón (Aranda *et al.*, 2002; Sunquist y Sunquist, 2002).

Pequeños mamíferos, lagomorfos, roedores, así como aves y reptiles han sido reportadas como parte de la dieta del margay (de Oliveira, 1998; Sunquist y Sunquist, 2002; Wang, 2002; Rocha *et al.*, 2010; de Cassia *et al.*, 2011). Nuestros resultados revelaron que los patrones de ocurrencia, principalmente de las aves presentan un fuerte impacto en la probabilidad de ocupación del margay, las aves se han reportado como uno de los grupos importantes de especies consumidas por los margays, lo que explica este patrón (de Oliveira, 1998; Wang, 2002; Rocha *et al.*, 2010; de Cassia *et al.*, 2011). El margay por sus características morfológicas requiere de presas pequeñas, lo que podría explicar este patrón (Sunquist y Sunquist, 2002).

Conclusión

Los patrones en las probabilidades de ocupación de los pumas estuvieron relacionados con sitios ubicados a mayores altitudes, constituidos de bosques de pino, lejos de asentamientos humanos, pero cerca de los caminos. Al igual que los margays, los pumas ocuparon pequeñas áreas dominadas por otras especies de árboles con densidades altas de arbustos. Por el contrario, los patrones de ocupación del lince fueron bajos en pequeñas áreas dominadas por otras especies de árboles con altas densidades de arbustos. Las paredes rocosas fueron una característica importante en la ocupación de los tres felinos, ya que son aprovechados como medio de asecho para cazar, como refugio y como escape de los humanos y posibles depredadores.

La co-ocurrencia parece indicar que la probabilidad de encontrar al puma, lince y margay en la reserva puede ser determinada por la disponibilidad de sus presas. Esta variable puede ayudar a predecir la

probabilidad de ocupación de un felino, no obstante puede variar dependiendo de la disponibilidad de las presas que hay en el sitio ya que los felinos son considerados depredadores oportunistas.

Debido a que sabe que los felinos son especies sensibles a la pérdida y fragmentación del hábitat es importante mantener los bosques sanos y conservados para asegurar su persistencia en paisajes dominados por los humanos (Crooks, 2002; Payán *et al.*, 2008; Rocha y Bianconi, 2009; Thornton *et al.*, 2011; Lesmeister *et al.*, 2015). Nagy *et al.* (2017) encontraron que los sitios más cercanos o con protección (Reservas o Áreas Naturales Protegidas) son primordiales para el uso de hábitat del margay.

Actualmente las Áreas Naturales Protegidas están siendo un factor importante en la conservación de la biodiversidad y los servicios ambientales para México. Por lo que mantener y emplear un buen manejo de las Áreas Naturales Protegidas para minimizar el deterioro ambiental debe ser primordial. Proponemos (1) mantener un manejo forestal sustentable y reforestación de sitios degradados que generan bosques conservados con altas densidades de arbustos primordiales para la ocupación de los felinos, (2) restricciones ante la cacería furtiva para mantener estables las poblaciones de presas, lo que también permite resguardar la integridad de los felinos que con frecuencia son cazados por su piel, (3) conservar estables y limpios los cuerpos de agua ya que generan pequeñas zonas riparias indispensables en la ocupación del margay y que son proveedoras de recursos para los demás felinos, y (4) acciones de ecoturismo amigable, ya que los disturbios humanos son evadidos por los felinos dentro de la reserva. Se recomienda emplear estas herramientas para lograr de mejor manera resguardar y conservar a los felinos. Si el Área Destinada Voluntariamente a la Conservación, la Cruz Corral de Piedra y posiblemente otras áreas naturales con características del hábitat similares implementa estas herramientas permitirán seguir sumando esfuerzos en la conservación de estos felinos, así como la de aquellas especies con las que co-habitan y al mismo tiempo permitirán la conexión con otras zonas colindantes que posiblemente poseen las características necesarias para el resguardo de las mismas.

Literatura citada

- Albrecht, M., Gotelli, N., 2001. Spatial and temporal niche partitioning in grassland ants. *Oecologia*. 126:134-141.
- Aranda, M., Sánchez, V., 1996. Prey Spectra of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in tropical Forests of Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 31(2):65-67.
- Aranda, M., Rosas, O., Ríos J.J., García, N., 2002. Análisis comparativo de la alimentación del gato montés (*Lynx rufus*) en dos diferentes ambientes de México. *Acta Zoológica Mexicana*. 87:99-109.
- Aranda, M., 2012. Manual para el rastro de mamíferos silvestres de México. Primera Edición. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). México, D.F. pp. 87-89.
- Ávila, D.M., Chávez, C., Lazcano, M.A., Pérez, S., Alcántara, J.L., 2015. Estimación poblacional y conservación de felinos (Carnívora: Felidae) en el norte de Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical*. 63(3):799-813.
- Bailey, L., Adams, M., 2005. Occupancy Models to Study Wildlife. USGS Fact Sheet, (September).

- Barry, S., Elith, J., 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*. 43:413-423.
- Beletsky, L., 2007. *Travellers Wildlife Guides. Southern Mexico. The Cancun Region, Yucatán Peninsula, Oaxaca, Chiapas, and Tabasco*. Interlink Books. 487pp.
- Belden, C.R., Frankenberger, B.W., McBride, T.R., Schwikert, T.S., 1988. Panther Habitat Use in Southern Florida. *The Journal of Wildlife Management*. Vol. 52(4):660-663.
- Boas, F., Cáceres, N.C., Graipel, M.E., Tortato, M.A., Ghizoni, I.R., Rodrigues, L.G., 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*. 74:182-190.
- Bradley, L.C., Fagre, D.B., 1988. Coyote and Bobcat responses to integrated ranch management practices in South Texas. *Journal of Range Management*. 41(4):322-327.
- Brockmeyer, K., Clark W., 2007. Fall and winter food habits of bobcats (*Lynx rufus*) in Iowa. *The Journal of the Iowa Academy of Science: JIAS*. 114(1,4):40-43.
- Broman, D.J., Litvaitis, J.A., Ellingwood, M., Tate, P., Reed, G., 2014. Modeling bobcat *Lynx rufus* habitat associations using telemetry locations and citizen-scientist observations: are the results comparable?. *Wildlife Biology*. 20:229-237.
- Burton, A.M., Navarro, S., Chávez, C., 2003. Bobcat ranging behavior in relation to small mammal abundance on Colima Volcano, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*. 74(1):67-82.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J.R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D.W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, J.L., Sunquist, M., Tilson, R., Wan, W.N., 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*. 4:75-79.
- Carvajal, S., Caso, A., Downey, P., Moreno, A., Tewes, E.M., Grassman, I.L., 2012. Spatial patterns of the margay (*Leopardus wiedii*; Felidae, Carnivora) at "El Cielo" Biosphere Reserve, Tamaulipas, Mexico. *Mammalia*. 76:237-244.
- Cashman, J.L., Pierce, M., Krausman, P.R., 1992. Diets of mountain lions in southwestern Arizona. *Southwest Naturalist*. 37:324-326.
- Caso, A., 2013. Spatial differences and local avoidance of ocelot (*Leopardus pardalis*) and Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in Northeast Mexico. Tesis, Texas A&M University, Kingsville, Texas, USA.
- Ceballos, G., Oliva, G., (Coord.). 2005. *Mamíferos silvestres de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. México. D.F., 986 pp.
- Ceballos, G., Miranda, A., 2000. *Guía de Campo de los Mamíferos de la Costa de Jalisco, México*. Primera Edición. Fundación Ecológica de Cuixmala, A.C. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología/Instituto de Biología. pp. 127-137.
- Ceballos, G., 2010. *Felinos de América cazadores sorprendentes*. Primera Edición. pp. 1303.
- Chamberlain, M.J., Leopold, B.D., Conner, L.M., 2003. Space use, movements and habitat selection of adult bobcats (*Lynx rufus*) in Central Mississippi. *The American Midland Naturalist*. 149(2):395-405.
- Chávez, C., de la Torre, A., Bárcenas, H., Medellín, R.A., Zarza, H., Ceballos, G., 2013. *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso*. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 97pp.
- CITES, 2013. Apéndices I, II y III. <<http://cites.org/esp/app/appendices.php>> Consultada el 26 de Noviembre del 2015.
- Clayton, D., 1999. Space-Use, diet, demographics, and topographic associations of Lynx in the Southern Canadian Rocky Mountains: A study. In: *Ecology and Conservation of Lynx in the United States*.

- Ruggiero F. L., Aubry B. K., Koehler M. G., Krebs J. C., McKelvey S. K. y Squires R. J. United States Department of Agriculture. 351-371 pp.
- Clutton, J., 2002. Mammals. First Edition. SMITHSONIAN HANDBOOKS. 400pp.
- CONANP, 2015. <http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/listado_areas.php> Consultado el 10 de Noviembre de 2015.
- Conforti, V., Cascelli, C.F., 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguacu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation*. 111:215-221.
- Cox, J.J., Maehr, S.D., Larkin, L.J., 2006. Florida Panther Habitat Use: New Approach to an Old Problem. *The Journal of Wildlife Management*. 70(6):1778-1785.
- Cramer, P., Portier, K., 2001. Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological modeling*. 140:51-80.
- Crawshaw, P., Quigley, H., 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology*. 223:357-370.
- Crooks, K.R., 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology*. 16(2):488-502.
- Cottam, G., Curtis, J.T., 1956. The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology*. 37(3):451-460.
- Davis, L.M., Kelly, J.M., Stauffer, F.D., 2010. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. *Animal Conservation*. 14:56-65.
- de Cassia, R., Rosa, A.F., Gatti, A., Mendes, S.L., 2011. Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouarundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. *Zoologia*. 28(1):127-132.
- Delibes, M., Hiraldo F., 1987. Food habits of the bobcat in two habitats of the southern chihuahuan desert. *The Southwestern Naturalist*. 32:457-461.
- Delibes, M., Blázquez, M.C., Rodríguez, E.R., Zapata, S.C., 1997. Seasonal food habits of bobcats (*Lynx rufus*) in subtropical Baja California Sur, Mexico. *Canadian Journal of Zoology*. 74:478-483.
- de Oliveira, G.T., 1998. *Leopardus wiedii*. *Mammalian Species*. 597:1-6.
- di Bitetti, M.S., de Angelo, C.D., di Blanco, Y.E., Paviolo, A., 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica*. 36:403-412.
- Dickson, B.G., Jenness, J.S., Beier, P., 2005. Influence of vegetation, topography and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management*. 69:264-276.
- Donovan, M., Freeman, M., Abouelezz, H., Royar, K., Howard, A., Mickey, R., 2011. Quantifying home range habitat requirements for bobcats (*Lynx rufus*) in Vermont, USA. *Biological Conservation*. 144:2799-2809.
- Elbers, J., 2011. Las áreas protegidas de América Latina: Situación actual y perspectivas para el futuro. Quito, Ecuador, UICN, pp 69-78.
- Elbroch, M.L., Wittmer, U.H., 2012. Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. *Mammalian Biology*. 77:377-384.
- Elizalde, C., López, J.C., Hernández, L., Landré, W.J., Cervantes, A.F., Alonso, M., 2012. Home Range Size and Activity Patterns of Bobcats (*Lynx rufus*) in the Southern Part of their Range in the Chihuahuan Desert, Mexico. *The American Midland Naturalist*. 168(2):247-264.
- Ellum, D.S., 2009. Floristic Diversity in Managed Forest: Demography and Physiology of Understory Plants Following Disturbance in Southern New England Forests. *Journal of Sustainable Forestry*. 28: 1-2, 132-151.

- Estrada, G.C., 2008. Dieta, uso de hábitat y patrones de actividad del puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*) en la Selva Maya, Centro América. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 12:113-130.
- Fahring, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34:487-515.
- Farías, V., Téllez, O., Botello, F., Hernández, O., Berruecos, J., Olivares, S.J., Hernández, J.C., 2015. Primeros registros de 4 especies de felinos en el sur de Puebla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 86. pp. 1065-1071.
- Fendley, T.T., Buie D.E., 1982. Seasonal home range and movement patterns of the bobcat on the savannah river plant. pp. 237-259. In: Miller, S.D., Everet, D. (eds.), *Cats of the world: Biology, Conservation and Management*. 2nd International. Cat Symposium. Ceaser Kleberg Wildlife Research Institute and National Wildlife Federation, Kingsville, Texas.
- Foster, R., Harmsen, B., Doncaster, P., 2010. Habitat Use by Sympatric Jaguars and Pumas Across a Gradient of Human Disturbance in Belize. *BIOTROPICA*. 42(6):724-731.
- Foster, R.J., Harmsen, B.J., Valdes, B., Pomilla, C., Doncaster, C.P., 2010. Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology*. 280:309-318.
- Gallina, S., 2012. Capítulo 12. Características y Evaluación del hábitat. 255-283 En: Gallina-Tessaro Sonia y López-González C. (Eds.) 2012. *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*. Instituto de Ecología, A.C., Universidad Autónoma de Querétaro, INE-SEMARNAT. México, D.F. 377 pp.
- Garshelis, D.L., 2000. Delusions in habitat evaluation: Measuring use, selection and importance. pp 111-164. En: Boitani L. y Fuller T. K. *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press. New York.
- Giordano, A.J., 2016. Ecology and estatus of the jaguarundi *Puma yagouaroundi*: a synthesis of existing knowledge. *Mammal Review*. 46:30-43.
- Gittleman, J.L., Funk, S., Macdonald, D.W., Wayne, R.K. (Eds.) 2001. *Carnivore conservation*. Cambridge University Press.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Doncaster, C.P., 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology*. 76:320-324.
- Harrison, R.L., 2010. Ecological relationships of bobcats (*Lynx rufus*) in the Chihuahuan Desert of New Mexico. *The Southwestern Naturalist*. 55(3):374-381.
- Harveson, L.A., Tewes, M.E., Silvy, N.J., Rutledge, J., 2000. Prey use by mountain lions in southern Texas. *Southwest Naturalist*. 45:472-476.
- Hass, C.C., 2009. Competition and coexistence in sympatric bobcats and pumas. *Journal of Zoology*. 278: 174-180.
- Heilbrun, R.D., Silvy, N.J., Peterson, M.J., Tewe, M.E., 2006. Estimating bobcat abundance using automatically triggered cameras. *Wildlife Society Bulletin*. 34:69-73.
- Heller, S.P., Fendley, T.T., 1982. Bobcat habitat on the Savannah River Plant, South Carolina. Pp. 415-423. In: Miller S. D. y Everet D. (eds.) *Cats of the world: biology, conservation and management*. Second International Cat Symposium. Ceaser Kleberg Wildlife Research Institute and National Wildlife Federation, Kingsville, Texas.
- Hernández, M., Ramírez, P.J., Chávez, C., Schmook, B., Calmé, S., 2012. Presencia y abundancia relativa de carnívoros en una selva dañada por el huracán Dean 2007. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83:790-801.
- Hernández, A.D., Rosas, O., Palacios, J., Tarango, L.A., Clemente, F., Hoogesteijn, A.L., 2015. Food habits jaguar and puma in protected are and adjacent fragmented landscape of northeastern Mexico. *Natural Areas Journal*. 35(2):308-317.

- Hines, J.E., 2006. PRESENCE – Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC (<https://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>).
- Hodge, A.M., 2013. Habitat selection of the margay (*Leopardus wiedii*) in the eastern Andean foot hills of Ecuador. *Mammalia*. 78(3): 351-358.
- Holmes, B.R., Laundré, J.W., 2006. Use of open, edge and forest areas by pumas *Puma concolor* in winter: are pumas foraging optimally?. *Wildlife Biology*. 12(2):201-209.
- Horne, J.S., Haines, A.M., Tewes, M.E., Laack, L.L., 2009. Habitat partitioning by sympatric ocelots and bobcats: Implications for recovery of ocelots in Southern Texas. *The Southwestern Naturalist*. 54(2):119-126.
- Kamler, J., Gipson, P., 2000. Home Range, Habitat Selection, and Survival of Bobcats, *Lynx rufus*, in a Prairie Ecosystem in Kansas. *Canadian Field-Naturalist*. 114(3):388-394.
- Kelly, M.J., Holub, E.L., 2008. Camera trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*. 15(2):249-262.
- Kelly, M., Morin, D., Lopez, C.A., 2016. *Lynx rufus*. La Lista Roja de Especies Amenazadas 2016 de la UICN: e.T12521A50655874. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T12521A50655874.en>>. Descargada el 26 de octubre de 2017.
- Land, D.E., Shindle, D.B., Kawula, R.J., Benson, J.F., Lots, M.A., Onorato, D.P., 2008. Florida panther habitat selection analysis of concurrent GPS and VHF telemetry data. *Journal of Wildlife Management*. 72(3):633-639.
- Lantschner, M.V., Rusch, V., Hayes, J.P., 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantations forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*. 269:271-278.
- Laundré, J.W., Hernández, L., 2010. What we know about pumas in Latin America, p. 76-90. In: Hornocker M. G. y Negri S. (eds). 2010. Cougar: ecology and conservation. University of Chicago, Chicago, EEUU.
- Larivière, S., Walton, L.R., 1997. *Lynx rufus*. *Mammalian Species*. 563:1-8.
- LaRue, M.A., Nielsen, C.K., 2008. Modelling potential dispersal corridors for cougars in Midwestern North America using least. Cost path methods. *Ecological Modelling*. 212:372-381.
- Leite, R.M., Galvao, F., 2002. El jaguar, el puma y el hombre en tres áreas protegidas del bosque costero de Paraná, Brasil. En: El jaguar en el Nuevo Milenio: 237-250. Medellín, R.A., Esquihua, C., Chetkiewicz, L.B, Crawshaw, P.G., Rabinowitz, A., Redford, K.H, Robinson, J.G., Sanderson, E.W., Taber, A. (eds). Mexico City: Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society.
- Lesmeister, D.B., Nielson, C.K., Schaubert, E.M., Hellgren, E.C., 2015. Spatial and temporal structure of a mesocarnivore guild in Midwestern North America. *Wildlife Monographs*. 191:1-61. DOI: 10.1002/wmon.1015.
- Lewis, J.S., Bailey, L.L., VandeWoude, S., Crooks, K.R., 2015. Interspecific interactions between wild felids vary across scales and levels of urbanization. *Ecology and Evolution*. 5(24):5946-5961. Doi: 10.1002/ece3.1812.
- Linnell, D.C., Strand, O., 2000. Interference interactions, co-existencia and conservation of mammalian carnivores. *Diversity Distribution*. 6:169-176.
- Lira, I., Naranjo, E.J., 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, I., Briones, M.A., 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 28(3):566-585.

- Litvaitis, J., Sherburne, J., Bissonette, J., 1986. Bobcat Habitat Use and Home Range Size in Relation to Prey Density. *The Journal of Wildlife Management*. 50(1):110-117.
- Lomolino, M., Riddle, B.R., Brown, J.H., 2005. *Biogeography*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 725 pp.
- Long, R.A., Donovan, T.M., MacKay P., Zielinski W.J., Buzas J.S., 2011. Predicting carnivore occurrence with noninvasive surveys and occupancy modeling. *Landscape Ecology*. 26:327-340.
- López, L.D., 2010. Abundancia y patrón de actividad de *Leopardus wiedii* en la Sierra Nanchititla, México. Tesis de Licenciatura para obtener el título de Biólogo. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca. pp. 45.
- Lovallo, J., Anderson, E., 1996. Bobcat (*Lynx rufus*) Home Range Size and Habitat Use in Northwest Wisconsin. *American Midland Naturalist*. 135(2):241-252.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, B.G., Droege, S., Royle, A.J., Langtimm, A.C., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. 83:2248-2255.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., Hines, J.E., 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, Boston.
- McLean, M.L., McCay, T.S., Lovallo, M.J., 2005. Influence of age, sex and time of year on diet of bobcat (*Lynx rufus*) in Pennsylvania. *The American Midland Naturalist*. 153(2):450-453.
- Martínez, I., Belinchón, R., Otárola, M.G., Aragón, G., Prieto, M., Escudero, A., 2011. Efectos de la fragmentación de los bosques sobre líquenes epífitos en la Región Mediterránea. *Ecosistemas*. 20(2):54-67.
- McCord, C., 1974. Selection of winter habitat by bobcats (*Lynx rufus*) on the Quabbin Reservation, Massachusetts. *Journal of Wildlife Management*. 55(2):428-437.
- Miller, B., Rabinowitz, A., 2002. ¿Por qué conservar al jaguar? In: *El jaguar en el nuevo milenio*. Ed. Medellín R. pp. 303-315. Fondo de Cultura Económica.
- Moen, R., Burdett, C., Niemi, G., 2008. Movement and Habitat Use of Canada Lynx During Denning in Minnesota. *Journal of Wildlife Management*. 72(7):1507-1513.
- Monroy, O., Rodríguez, C., Zarco, M., Urios, V., 2009. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology*. 59:145-157.
- Monterrubio, T.C., Charre, J.F., Zavala, M.G., Cano, H., Pureco, M.Q., León, L., 2012. Evidencia fotográfica, biológica y genética de la presencia actual de jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) en Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83:825-833.
- Moreno, R.S., Kays, R.W., Samudio, R., 2006. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy*. 87(4):808-816.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G., Mannan, R.W., 1992. *Wildlife habitat relationships*. The University of Wisconsin Press.
- Mostacedo, B., Fredericksen, T., 2000. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia. pp. 87.
- Mueller, D., Ellenberg, H., 2002. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. The Blackburn Press. 110-116.
- Nagy, M.B., Nichols, J.D., Chiarello, A.G., Ribeiro, M.C., Setz, E., 2017. Landscape use and co-occurrence patterns of Neotropical spotted cats. *PLoS ONE* 12(1). E0168441. Doi:10.1371/journal.pone.0168441
- Naiman, R.J., Bilby, R., Bisson, P., 2000. Riparian ecology and management in the Pacific coastal rain forest. *BioScience*. 50:996-1011.
- Neale, J., Sacks, B.N., 2001. Food habits and space use of gray foxes in relation to sympatric coyotes and bobcats. *Canadian Journal of Zoology*. 79:1794-1800.

- Newsome, R.D., Dix, R.L., 1968. The forests of the Cypress Hills, Alberta and Saskatchewan, Canada. *American Midland Naturalist*. 80(1):118-185.
- Nowell, K., Jackson, P., 1996. Wild cats: A status survey and conservation action plan. Gland, Switzerland: International Union for Conservation of Nature and Natural resources (UICN).
- Núñez, R., Miller, B., Lindzey, F., 2000. Food habits of jaguar and pumas in Jalisco, Mexico. *The Zoological Society of London*. 252:373-379.
- Nussbaum, R.A., Maser, C., 1975. Food habits of the bobcat, *Lynx rufus*, in the Coast and Cascade ranges of western Oregon in relation to present management policies. *Northwest Science*. 49(4):261-266.
- O'Connell, Jr., Talancy, N.W., Bailey, L.L., Sauer, J.R., Cook, R., Gilbert, T., 2006. Estimating Site Occupancy and Detection Probability Parameters for Meso- and Large Mammals in a Coastal Ecosystem. *The Journal of Wildlife Management*. 70(6):1625-1633.
- Ortega, M., Medley, K., 1999. Landscape analysis of jaguar (*Panthera onca*) habitat using sighting records in the Sierra de Tamaulipas, Mexico. *Environmental Conservation*. 26(4):257-269.
- Padilla, E., García, P.A., Mariche, M.J., Lavariega, M., Santiago, J., Méndez, R.O., Hernández, A.A., Flores, M., Miguel, V.A., 2015. Diseño e implementación de un sistema piloto para el monitoreo comunitario de la biodiversidad en las Áreas Naturales Protegidas de la Región Mixteca, Oaxaca. Acuerdo OP51, Proyecto GEF-Mixteca, World Wildlife Fund, México, Oaxaca.
- Payán, E., Eizirik, E., de Oliveira, T., Leite, R., Kelly, M.J., Valderrama, C., 2008. *Leopardus wiedii*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Payán, E., Soto, C., 2012. Los Felinos de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. 48pp.
- Pérez, G., Santos, A., 2011. Estudio de los carnívora (Mammalia) en Oaxaca, México. *Naturaleza y Desarrollo*. 9(2):26-36.
- Pérez, G., Santos, A., Hernández, A., 2017. Density and activity pattern of *Leopardus wiedii* and *Leopardus pardalis* at Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *THERYA*. 8(3):217-222.
- Quinn, G.P., Keough, M.J., 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press. 67-69.
- Ramírez, J., González, N., Gardner, A., Arroyo, J., 2014. List of Recent Land Mammals of Mexico. Special publications. Museum of Texas Tech University. Natural Science Research Laboratory. 63:40-41.
- Reid, F.A., 2009. *A Field Guide to the Mammals of Central America and Southeast Mexico*. Second Edition. Oxford University Press. 346 pp.
- Richmond, O.M., Hines, J.E., Beissinger, S.R., 2010. Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological Applications*. 20(7):2036-2046. PMID: 21049888.
- Riley, S.P., Sauvajot, R.M., Fuller, T.K., York, E.C., Kamradt, D.A., Bromley, C., Wayne, R.K., 2003. Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in Southern California. *Conservation Biological*. 17(2):566-576.
- Riley, S.J., Malecki, R.A., 2001. A landscape analysis of cougar distribution and abundance in Montana, USA. *Environmental Management*. 3(28):317-323.
- Rocha, F., Bianconi, G.V., 2009. Opportunistic predatory behavior of margay, *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821), in Brazil. *Mammalian*. 73:151-152.
- Rocha, F., Bos, S., Quadros, J., Pedro, A., 2010. Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants, Southern Brazil. *Biota Neotropica*. 10(4):21-30.
- Rolley, R.E., Warde, W.D., 1985. Bobcat habitat use in southeastern Oklahoma. *Journal of Wildlife Management*. 49:913-920.

- Rollings, C.T., 1945. Habits, foods and parasites of the bobcat in Minesota. *The Journal of Wildlife Management*. 9:131-145.
- Romero, F., 1993. Análisis de la alimentación del linco (*Lynx rufus escuinapae*) en el centro de México. pp 217-230. En: Medellín, R.A., Ceballos, G. (eds)., *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. Publicaciones Especiales Vo. 1, Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. México, D.F.
- Romero, F.R., 2005. *Lynx rufus* (Schreber, 1777).Pp. 362-364 En: *Los Mamíferos Silvestres de México* (Ceballos G., y G. Oliva, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/ Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- Rucker, R., Kennedy, L., Michael, G., Harvey, M., 1989. Population Density, Movements, and Habitat Use of Bobcats in Arkansas. *The Southwestern Naturalist*. 34(1):101-108.
- Rueda, P., Mendoza, G.D., Martínez, D., Rosas, C., 2013. Determination of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diet in a tropical forest in San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Applied Animal Research*. 4(41):484-489.
- Salas, M.A., 1987. Hábitos alimenticios de la zorra, coyote y gato montés en la Sierra Tarasca. *Ciencia Forestal*. 12:117-132.
- Sánchez, V., Stockwell, D., Sarka, S., Liu, H., Stephens, C.R., Giménez, J., 2008. Competitive interactions between felid species may limit the souther distribution of bobcats *Lynx rufus*. *Ecography*. 31:757-764.
- Scognamillo, D., Maxit, I., Sunquist, M., Polisar, J., 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in mosaic landscape in the Venezuela llanos. *Journal of the Zoological*. London .259:269-279.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010. *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica* 3. Montreal. 94pp.
- Seidensticker, J., Lumpkin, S., 2004. *Cats in question*. Smithsonian Answer Book. J. Seidensticker y S. Lumpkin; Photographs by Art Wolfe. 254 pp.
- SEMARNAP, 1996. Decreto de reforma, adiciona y deroga diversas disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. *Diario Oficial*. 13 de Diciembre de 1996, México. En: Melo Gallegos Carlos. *Áreas Naturales Protegidas de México en el Siglo XX*. Temas Selectos de Geografía de México. Instituto de Geografía de la UNAM. pp. 156.
- Seymour, K., 1989. *Panthera onca*. *Mammalian species*. 340:1-9.
- Shannon, G., Lewis, J.S., Gerber, B.D., 2014. Recommended survey designs for occupancy modelling using motion-activated cameras: insights from empirical wildlife data. *PeerJ* 2:e532; DOI 10.7717/peerj.532.
- Silva, C.C., Adams, C., Paschoaletto, K.M., Pereira, M., McAlpine, C.A., 2016. Using species distribution models to predict potencial landscape restoration effects on puma conservation. *Plos ONE* 11(1):e0145232.doi:10.1371/journal.pone.0145232.
- Silveira, L., Jácomo, A., Diniz, J.A., 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*. 114:351-355.
- Sollmann, R., Malzoni, M., Gardner, B., Hofer, H., Jácomo, A., Mundim, T.N., Silveira, L., 2011. Improving density estimates for elusive carnivores: Accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture-recapture models for jaguars in central Brazil. *Biological Conservation*. 144: 1017-1024.
- Sollmann, R., Malzoni, M., Hofer, H., Jácomo, A., Mundim, T.N., Silveira, L., 2012. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology*. 77:41-46.
- Srbek, A.C., García, A., 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 21:121-125.

- Sunquist, M., Sunquist, F., 2002. Wild Cats of the World. The University of Chicago Press, London. 452 pp.
- Taber, A.B., Novaro, A.J., Neris, N., Colman, F.H., 1997. The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica*. 29(2):204-213.
- Thompson, C.M., Gese, E.M., 2007. Food webs and intraguild predation: community interactions of a native mesocarnivore. *Ecology*. 88:334-346.
- Thornton, D.H., Branch, L.C., Sunquist, M.E., 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm?. *Ecological Applications*. 21(6):2324-2333.
- Tucker, S.A., Clark, W.R., Gosselink, T.E., 2008. Space use and habitat selection by bobcats in the fragmented landscape of South-Central Iowa. *Journal of Wildlife Management*. 72(5):1114-1124.
- UICN, 2001. Proyecto Biodiversidad en el Desarrollo. Enfoque estratégico para integrar la biodiversidad en la cooperación para el desarrollo. Comisión Europea, Bruselas, Bélgica/UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 82pp.
- UICN, 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 20 October 2017.
- Valenzuela, D., de León, A., Lavalle, A., Orozco, L., Chávez, C., 2013. The margay *Leopardus wiedii* and bobcat *Lynx rufus* from the dry forest of Southern Morelos, México. *The Southwestern Naturalist*. 58:118-120.
- Wainwright, M., 2007. The Mammals of Costa Rica. A natural history and Field Guide. A zone Tropical Publication from COMSTOCK PUBLISHING ASSOCIATES a division of Cornell University Press Ithaca and London. 333-335 pp.
- Walker, B.N., 2008. Bobcat (*Lynx rufus*). *Mammals of Mississippi*. Department of Wildlife and Fisheries. 13:1-5.
- Wang, E., 2002. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 37(3):207-212.
- Warde, W., Petranka, J.W., 1981. A Correction Factor Table for Missing Point-Center Quarter Data. *Ecology*. 62(2):491-494.
- Whitlock, M.C., Schluter, D., 2009. *The Analysis of Biological Data*. Roberts and Company Publishers. pp. 670.
- Wold, S., Esbensen, K., Geladi, P., 1987. *Principal Component Analysis*. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam. 2:37-52.
- Zarza, H., Chávez, C., Ceballos, G., 2007. Uso de hábitat del jaguar a escala regional en un paisaje dominado por actividades humanas en el sur de la Península de Yucatán. 102-110 In: Ceballos G., Chávez C, List R. y Zarza H (Editores). 2007. *Conservación y Manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas*. Conabio-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Zeller, A.K., Nijhawan, S., Salom, P.R., Ptosme, H.S., Hines, E.J., 2011. Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: A case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation*. 144:892-9

Anexo 2. Valores del factor de corrección CF para estimar la densidad basado en la fórmula de Warde and Petranksa (1981).

$n_0/4n$	CF	$n_0/4n$	CF	$n_0/4n$	CF	$n_0/4n$	CF
0.01	0.96670	0.26	0.57018	0.51	0.33103	0.76	0.14685
0.02	0.94012	0.27	0.55896	0.52	0.32284	0.77	0.14023
0.03	0.91630	0.28	0.54791	0.53	0.31473	0.78	0.13367
0.04	0.89431	0.29	0.53704	0.54	0.30670	0.79	0.12715
0.05	0.87368	0.30	0.52633	0.55	0.29874	0.80	0.12068
0.06	0.85416	0.31	0.51579	0.56	0.29086	0.81	0.11425
0.07	0.33554	0.32	0.50539	0.57	0.28306	0.82	0.10787
0.08	0.81771	0.33	0.49514	0.58	0.27532	0.83	0.10153
0.09	0.80056	0.34	0.48504	0.59	0.26766	0.84	0.09524
0.10	0.78401	0.35	0.47507	0.60	0.26006	0.85	0.08899
0.11	0.76800	0.36	0.46523	0.61	0.25254	0.86	0.08278
0.12	0.75248	0.37	0.45552	0.62	0.24508	0.87	0.07662
0.13	0.73741	0.38	0.44594	0.63	0.23768	0.88	0.07050
0.14	0.72275	0.39	0.43643	0.64	0.23035	0.89	0.06441
0.15	0.70845	0.40	0.42712	0.65	0.22308	0.90	0.05837
0.16	0.69451	0.41	0.41789	0.66	0.21586	0.91	0.05236
0.17	0.68090	0.42	0.40876	0.67	0.20871	0.92	0.04640
0.18	0.66759	0.43	0.39974	0.68	0.20162	0.93	0.04047
0.19	0.65456	0.44	0.39082	0.69	0.19458	0.94	0.03458
0.20	0.64182	0.45	0.38200	0.70	0.18761	0.95	0.02873
0.21	0.62931	0.46	0.37327	0.71	0.18068	0.96	0.02291
0.22	0.61705	0.47	0.36465	0.72	0.17381	0.97	0.01713
0.23	0.60502	0.48	0.35611	0.73	0.16699	0.98	0.01139
0.24	0.59320	0.49	0.34766	0.74	0.16023	0.99	0.00568
0.25	0.58159	0.50	0.33930	0.75	0.15351		

Anexo 5. MARGAY. Historial de detecciones del margay durante el muestreo. En donde “1” representa presencia, “0” ausencia y “-” sitios que no fueron muestreados.

Año	2013												2014												2015												2016												2017																								
	Cámara ID	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6																		
Ni1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ni2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-												
Ni3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
Ni4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
Ni5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																								
Ni7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																								
Ni8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																								
Ni9	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0																								
Ni10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0																								
Ni13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni11*	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																									
Ni12*	-	-	-	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								
Ni13*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																									
Ni14*	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																									
Ni15*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-																								

Anexo 6. Modelos puma. Set completo de los modelos realizados para examinar el efecto de los componentes principales sobre la probabilidad de ocupación del *P. concolor* en el Área Destinada Voluntariamente a la Conservación “La Cruz-Corral de Piedra”, San Pablo Etla, Oaxaca.

Modelo de ocupación	Modelos	AIC	Δ AIC	AIC wgt	Parámetros
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP1+CP2), p(\cdot)$	324.24	0.00	0.15	3
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP1+CP2+CP4), p(\cdot)$	324.48	0.24	0.13	4
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP1), p(\cdot)$	324.58	0.34	0.12	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP1+CP4), p(\cdot)$	324.79	0.55	0.11	3
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP2), p(\cdot)$	325.16	0.92	0.09	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP4), p(\cdot)$	325.31	1.07	0.08	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	325.63	1.39	0.07	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP1+CP2+CP3), p(\cdot)$	326.24	2.00	0.05	4
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP1+CP3), p(\cdot)$	326.57	2.33	0.04	3
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(F)$	326.74	2.50	0.04	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(U)$	327.08	2.84	0.03	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP3), p(\cdot)$	327.21	2.97	0.03	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(DC)$	384.24	60.00	0.00	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(M)$	424.06	99.82	0.00	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(D_arb)$	440.81	116.57	0.00	2
Variables de los componentes principales del modelo más parsimonioso					
Modelo de ocupación	Modelos	AIC	Δ AIC	AIC wgt	Parámetros
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Distancia\ al\ camino), p(\cdot)$	323.36	0.00	0.26	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Pared\ rocosa), p(\cdot)$	323.93	0.57	0.19	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Otras\ sp), p(\cdot)$	324.44	1.08	0.15	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	325.63	2.27	0.08	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Distancia\ a\ asentamientos\ humanos), p(\cdot)$	325.79	2.43	0.07	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Altitud), p(\cdot)$	326.03	2.67	0.06	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Quercus\ sp), p(\cdot)$	326.36	3.00	0.05	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Densidad\ de\ arbustos), p(\cdot)$	326.51	3.15	0.05	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Pinus\ sp), p(\cdot)$	327.19	3.83	0.03	2

Anexo 7. Modelos lince. Set completo de los modelos realizados para examinar el efecto de los componentes principales sobre la probabilidad de ocupación del *L. rufus* en el Área Destinada Voluntariamente a la Conservación “La Cruz-Corral de Piedra”, San Pablo Etla, Oaxaca.

Modelo de ocupación	Modelos	AIC	ΔAIC	AIC wgt	Parámetros
Ψ(.), p(.)	Ψ(CP2+CP4), p(D_arb+U)	166.56	0.00	0.15	4
Ψ(.), p(.)	Ψ(CP2), p(D_arb+U)	167.43	0.87	0.09	3
Ψ(.), p(.)	Ψ(CP4), p(D_arb+U)	167.53	0.97	0.09	3
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(D_arb+U)	167.70	1.14	0.08	3
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(D_arb+DC)	167.77	1.21	0.08	3
Ψ(.), p(.)	Ψ(CP2+CP4+CP3), p(D_arb+U)	167.91	1.35	0.07	5
Ψ(.), p(.)	Ψ(CP1), p(D_arb+U)	167.97	1.41	0.07	3
Ψ(.), p(.)	Ψ(CP2+CP4+CP1), p(D_arb+U)	168.15	1.59	0.06	5
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(D_arb+F)	168.35	1.79	0.06	3
Ψ(.), p(.)	Ψ(CP3), p(D_arb+U)	168.76	2.20	0.05	3
Ψ(.), p(.)	Ψ(CP2+CP1), p(D_arb+U)	168.89	2.33	0.04	4
Ψ(.), p(.)	Ψ(CP2+CP3), p(D_arb+U)	169.10	2.54	0.04	4
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(D_arb+U+DC)	169.70	3.14	0.03	4
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(D_arb+M)	170.50	3.94	0.02	3
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(D_arb)	206.48	39.92	0.00	2
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(.)	206.52	39.96	0.00	2
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(F)	208.55	41.99	0.00	2
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(U)	209.13	42.57	0.00	2
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(DC)	213.19	46.63	0.00	2
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(M)	349.98	183.42	0.00	2
Variables de los componentes principales del modelo más parsimonioso					
Modelo de ocupación	Modelos	AIC	ΔAIC	AIC wgt	Parámetros
Ψ(.), p(.)	Ψ(Densidad de arbustos), p(D_arb+U)	168.45	0.00	0.37	2
Ψ(.), p(.)	Ψ(Distancia a los cuerpo de agua), p(D_arb+U)	169.00	0.55	0.28	2
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(D_arb+U)	169.25	0.80	0.25	2
Ψ(.), p(.)	Ψ(Otras sp), p(D_arb+U)	171.40	2.95	0.08	2
Ψ(.), p(.)	Ψ(.), p(.)	206.52	38.07	0.00	2

Anexo 8. Modelos margay. Set completo de los modelos realizados para examinar el efecto de los componentes principales sobre la probabilidad de ocupación del *L. wiedii* en el Área destinada Voluntariamente a la Conservación “La Cruz-Corral de Piedra”, San Pablo Etla, Oaxaca.

Modelo de ocupación	Modelos	AIC	Δ AIC	AIC wgt	Parámetros
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP2), p(\cdot)$	150.83	0.00	0.40	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP2+CP3), p(\cdot)$	151.85	1.02	0.24	3
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP2+CP1), p(\cdot)$	152.72	1.89	0.15	3
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP2+CP4), p(\cdot)$	152.75	1.92	0.15	3
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	157.36	6.53	0.01	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP3), p(\cdot)$	157.92	7.09	0.01	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP1), p(\cdot)$	158.29	7.46	0.00	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(CP4), p(\cdot)$	158.31	7.48	0.00	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(F)$	159.76	8.93	0.00	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(U)$	199.42	48.59	0.00	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(M)$	223.37	72.54	0.00	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(D_arb)$	294.69	143.86	0.00	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(DC)$	298.55	147.72	0.00	2
Variables de los componentes principales del modelo más parsimonioso					
Modelo de ocupación	Modelos	AIC	Δ AIC	AIC wgt	Parámetros
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Otras\ sp), p(\cdot)$	150.12	0.00	0.87	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Densidad\ de\ arbustos), p(\cdot)$	155.54	5.42	0.05	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(Pared\ rocosa), p(\cdot)$	155.96	5.84	0.04	2
$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	$\Psi(\cdot), p(\cdot)$	157.36	7.24	0.02	2