



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS SAN LUIS POTOSÍ
DOCTORADO EN CIENCIAS POR INVESTIGACIÓN

ECOLOGÍA DEL JAGUAR (*Panthera onca*) Y EL PUMA (*Puma concolor*) EN LA RESERVA DE LA BIÓSFERA SIERRA DEL ABRA-TANCHIPA, MÉXICO

ANUAR DAVID HERNÁNDEZ SAINT MARTÍN

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

DOCTOR EN CIENCIAS

SALINAS DE HIDALGO, SALINAS, SAN LUIS POTOSÍ
2014

La presente tesis titulada: **ECOLOGÍA DEL JAGUAR (*Panthera onca*) Y EL PUMA (*Puma concolor*) EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA SIERRA DEL ABRA-TANCHIPA, MÉXICO**, realizada por el alumno: **Anuar David Hernández Saint Martín**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS

DOCTORADO EN CIENCIAS POR INVESTIGACIÓN

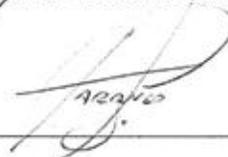
CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:



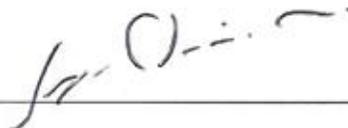
DR. OCTAVIO CESAR ROSAS ROSAS

ASESOR:



DR. LUIS ANTONIO TARANGO ARÁMBULA

ASESOR:



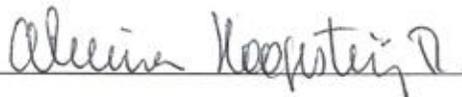
DR. JORGE PLACIO NÚÑEZ

ASESOR:



DR. FERNANDO CLEMENTE SÁNCHEZ

ASESOR:



DRA. ALMIRA LYDIA HOOGESTEIJN REUL

Salinas de Hidalgo, Salinas, San Luis Potosí, 10 de enero de 2014

ECOLOGÍA DEL JAGUAR (*Panthera onca*) Y EL PUMA (*Puma concolor*) EN LA RESERVA DE LA BIÓSFERA SIERRA DEL ABRA-TANCHIPA, MÉXICO.

Anuar David Hernández Saint Martín, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2014

El jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) son los felinos silvestres más grandes del continente americano. En México son simpátricos a lo largo de su distribución. Las áreas naturales protegidas son importantes para su conservación. La Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa (RBSAT) es la única área protegida en los ambientes tropicales de San Luis Potosí. El objetivo de este trabajo fue conocer y comparar la ecología del jaguar y el puma en la RBSAT. Se estimó la densidad de jaguares y pumas; se calculó la abundancia de sus presas potenciales; se evaluó la dieta de ambos felinos y se analizaron los patrones de actividad de los mismos. Se identificaron 13 jaguares y 5 pumas diferentes por medio de fototrampeo y 27 jaguares distintos a través de la identificación del ADN contenido en excretas. La densidad promedio del jaguar fue de 2.29 individuos/100 km² y la densidad mínima de pumas 1.38 individuos/100 km². El grado de parentesco entre los jaguares identificados es alto y su diversidad genética es menor a la de otros estudios. Las presas más abundantes fueron los conejos (*Silvilagus* sp.), venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y tejónes (*Nasua narica*). Los jaguares se alimentan principalmente de pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y los pumas de venados cola blanca. Ambos felinos son activos a todo lo largo del día, pero el jaguar es más activo entre las 18:00-08:00 h y el puma entre las 07:00 h y las 10:00 h. A pesar de la fragmentación de su periferia, la RBSAT mantiene una población importante de jaguares y pumas, por lo que es un sitio importante para su conservación en la Sierra Madre Oriental (SMO). La conservación a largo plazo de estas especies dependerá del mantenimiento del área protegida en las condiciones actuales y de que la conectividad con otras regiones de la SMO se mantenga.

Palabras clave: Grandes felinos, densidad, identificación molecular, excretas, hábitos alimentarios, patrones de actividad, áreas protegidas pequeñas, Sierra Madre Oriental.

ECOLOGY OF THE JAGUAR (*Panthera onca*) AND THE PUMA (*Puma concolor*) IN
THE BIOSPHERE RESERVE SIERRA DEL ABRA-TANCHIPA, MEXICO.

Anuar David Hernández Saint Martin, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2014

The jaguar (*Panthera onca*) and the puma (*Puma concolor*) are the largest wild felids of the Americas. In Mexico, both are sympatric throughout their distribution. Protected natural areas are one of the main tools for wildlife conservation. The Biosphere Reserve Sierra del Abra-Tanchipa (RBSAT) is the only federal protected area with a tropical environment in San Luis Potosi. The objective of this work was to assess and compare the ecology of the jaguar and puma in the RBSAT. Jaguar and puma density, as well as potential prey density was estimated. Diet composition and pattern activity was also studied. Thirteen different jaguars and five pumas were identified by camera trapping. The molecular identification of the DNA contained in scats proved the presence of 27 different jaguars. The estimated density of jaguars was 2.29 individuals/100 km² and the minimum density of pumas was 1.38 individuals/100 km². The degree of relatedness between identified jaguars is high, and its genetic diversity is lower than in other studies. The most abundant prey species were rabbits (*Silvilagus* sp.), white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) and white-nosed coati (*Nasua narica*). Jaguars are mainly feeding on collared peccary (*Pecari tajacu*), and pumas on white-tailed deer. Both felids are active throughout the day, but jaguars are most active between 18:00-08:00 h and pumas are most active between 07:00 h and 10:00 h. Despite fragmentation at the RBSAT borders, this reserve maintains an important population of jaguars and pumas, and is an important refuge for these species in the Sierra Madre Oriental (SMO) of Mexico. The long-term conservation of these species will depend in the maintenance of the protected area in the current conditions, and in the connectivity with other regions of the SMO.

Key words: Large felids, density, molecular identification, scats, food habits, activity patterns, small protected areas, Sierra Madre Oriental.

A la compañera de mi vida, Geri.

A mi mamá la guerrera, Emma.

AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer al Fideicomiso del Colegio de Postgraduados por la beca otorgada para la realización de mis estudios de Doctorado, así como al Dr. Leonardo Chapa (IPICYT) y el Dr. José Pimentel (COLPOS-SLP) por el apoyo económico para el trabajo de campo. El Dr. Octavio Cesar Rosas Rosas estuvo involucrado en cada parte del proceso, muchas gracias por todo su apoyo. Esta investigación no hubiera sido posible sin la orientación de los miembros de mi consejo particular: Dr. Luis A. Tarango Arámbula, Dr. Jorge Palacio Núñez, Dr. Fernando Clemente Sánchez y Dra. Almira Hoogesteijn Reúl. Agradezco al Ing. Alejandro Durán Fernández Director de la RBSAT y a todo su equipo por el apoyo logístico, asistencia técnica y acceso al área de estudio. Gracias al Dr. Lou Bender (NMSU), Dr. Homero López Soto (UANL) y Dr. Leonardo Chapa Vargas por facilitarme las cámaras trampa. Gracias a la Dra. Salissa Rabinowitz (Sackler Institute for Comparative Genomics) y su equipo por la identificación de las excretas.

Agradezco a todos los colegas, amigos y compañeros que desinteresadamente participaron en el trabajo de campo: Arturo Carbajal, Aldo Ortiz, Nancy Mejía, Lucero Ávalos, Romina Gutiérrez, Abraham Martínez, Héctor Benítez, Cinthya Maya, Raúl Sánchez, Cesar Flores, Brian McDonald, Rogelio Manríquez y Eduardo Rendón. De manera muy especial a la mejor compañera de vida que alguien puede tener Geraldine García por todo el apoyo incondicional, amor y comprensión sin los que todo esto no hubiera sido posible. A mis amigos y compañeros del COLPOS Chuy Martínez y Pablo Arenas, por la compañía en las noches de desvelo, y su ayuda para sobrevivir al aislamiento en el altiplano potosino. En especial a Ale Olivera por todo el apoyo moral, psicológico, económico y recreativo.

Gracias a los miembros del comité de vigilancia ambiental del Ejido Laguna del Mante, en especial a Hermelindo Guzmán, Martín Aguilar y Luis Enrique Martínez por dar siempre su máximo en el trabajo de campo. De igual manera a las autoridades ejidales de Laguna del Mante por todo el apoyo recibido y las facilidades para aprender un poco del gran tesoro que tienen en sus tierras.

Y finalmente, agradezco a la cantidad inconmensurable de seres que con sus acciones me trajeron hasta aquí.



...decir *El tigre* es decir los tigres que lo engendraron,
los ciervos y tortugas que devoró,
el pasto de que se alimentaron los ciervos,
la tierra que fue madre del pasto,
el cielo que dio luz a la tierra.

Jorge Luis Borges

“La escritura del Dios”

El Aleph, 1949

CONTENIDO

	Página
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVOS.....	3
ANTECEDENTES.....	4
Abundancia de grandes felinos.....	4
Hábitos alimentarios del jaguar y el puma.....	6
Patrones de actividad.....	7
MÉTODO.....	9
Área de estudio.....	9
Localización.....	9
Topografía.....	10
Clima.....	10
Características bióticas.....	11
Historia de la conformación de la Reserva.....	14
Abundancia de grandes felinos.....	15
Hábitos alimentarios.....	19
Dieta.....	19
Diversidad, abundancia y disponibilidad de presas.....	21
Selección de presas.....	22
Patrones de actividad.....	22
Relación entre la actividad de los felinos y las presas.....	23
RESULTADOS.....	24
Abundancia de felinos.....	24
Identificación molecular.....	28

Hábitos alimentarios.....	29
Dieta	29
Disponibilidad de presas.	32
Selección presas.	32
Patrones de actividad.....	33
DISCUSIÓN.....	37
Abundancia de felinos.....	37
Hábitos alimentarios.....	39
Patrones de actividad.....	41
Implicaciones de conservación y manejo.....	42
CONCLUSIONES.....	44
LITERATURA CITADA.....	45
ANEXOS.....	60

LISTA DE FIGURAS

		Página
Figura 1.	Localización de la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.	9
Figura 2.	Rango altitudinal de la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.	10
Figura 3.	Ejemplos de la vegetación en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.	12
Figura 4.	Imagen de falso color RGB: 3:2:1 de la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.	13
Figura 5.	Ubicación de las estaciones de fototrampeo para la estimación de la abundancia de grandes felinos y sus presas.	16
Figura 6.	Ejemplos de los registros fotográficos de jaguares utilizados para la identificación individual	24
Figura 7.	Áreas efectivas de muestreo basadas en el promedio de las distancias máximas recorridas por los jaguares.	26
Figura 8.	Ejemplos de los registros fotográficos de pumas utilizados para la identificación individual de los animales.	27
Figura 9.	Áreas efectivas de muestreo basadas en el promedio de las distancias máximas recorridas por los pumas.	28
Figura 10.	Gráficos de especies-excretas para identificar el tamaño mínimo de muestra.	30
Figura 11.	Abundancia relativa de presas en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.	33
Figura 12.	Actividad del jaguar y el puma en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.	34
Figura 13.	Patrones de actividad de especies presa en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.	35

LISTA DE CUADROS

		Página
Cuadro 1.	Estaciones de fototrampeo utilizadas para estimar la abundancia de jaguares y pumas en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa, México.	17
Cuadro 2.	Historial de captura de los jaguares a lo largo de los periodos de muestreo.	25
Cuadro 3.	Abundancia y densidad de jaguares en tres temporadas de muestreo en la RBSAT.	26
Cuadro 4.	Tabla de salida de CERVUS v 3.0 con la estimación del número de individuos de jaguar identificados a través de la frecuencia de los distintos <i>loci</i> .	29
Cuadro 5.	Frecuencia, biomasa relativa consumida y porcentaje de biomasa relativa consumida por especie en la dieta del jaguar.	31
Cuadro 6.	Frecuencia, biomasa relativa consumida y porcentaje de biomasa relativa consumida por especie en la dieta del puma en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa, México, 2010-2012.	32
Cuadro 7.	Selección de presas por el jaguar y el puma en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.	33
Cuadro 8.	Correlaciones entre el patrón de actividad de los jaguares, pumas y especies presa.	36

INTRODUCCIÓN

Los grandes carnívoros silvestres tienen roles y servicios ecológicos fundamentales para la dinámica de los ecosistemas (Redford, 2005), por lo que su desaparición en una zona puede tener un impacto profundo en toda la estructura de los mismos (Steneck, 2005). A pesar de su importancia, prácticamente todas las especies de grandes carnívoros se encuentran en alguna categoría de riesgo y la disminución de sus poblaciones es una problemática a nivel global (Estes *et al.*, 2011). Esta situación, es particularmente grave para los grandes felinos (Weber y Rabinowitz, 1996) que se ven amenazados por la pérdida y fragmentación de sus hábitat, la disminución de sus presas silvestres y la cacería de individuos por conflictos con humanos (Inskip y Zimmermann, 2009) o para su uso en la medicina tradicional (Mainka y Mills, 1995). La conservación de este tipo de especies es complicada, ya que su supervivencia depende en gran medida de áreas extensas con hábitat adecuado y con una base de presas diversa y abundante (Macdonald *et al.*, 2010). Las áreas naturales protegidas (ANP's), son una de las principales herramientas para la conservación de los grandes felinos (Treves y Karanth, 2003); sin embargo, la mayoría de estas zonas no son suficientemente grandes como para mantener poblaciones viables (Valenzuela-Galván *et al.*, 2008) y la creación de nuevas grandes áreas es políticamente complicado (Parris *et al.*, 2003). Así, los grandes felinos se ven forzados a vivir en mosaicos con pocas y pequeñas áreas protegidas rodeadas de ambientes fragmentados (Foster *et al.*, 2010a, Athreya *et al.*, 2013). Por lo tanto, para plantear estrategias efectivas de manejo e implementar medidas de conservación exitosas, es necesario conocer cuál es el estado de sus poblaciones, cuáles son sus necesidades ecológicas y cómo es su comportamiento en este tipo de ambientes (Linnel *et al.*, 2001; Karanth y Chellam, 2009).

El jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) son los felinos más grandes del continente americano. Ambos se consideran “especies sombrilla” ya que, debido a sus necesidades ecológicas (e. g. amplios territorios con una base de presas diversa y abundante), las medidas y acciones que se implementen para su conservación benefician a todos los elementos del ecosistema (Caro y O’ Doherty, 1999). Además, estos felinos se consideran “especies bandera” ya que, por su carisma, atraen la atención necesaria para realizar campañas de concientización, estrategias sociales de conservación y financiamiento

(Caro *et al.*, 2004); y son “especies clave” ya que, a través de la depredación, regulan las poblaciones de presas influyendo indirectamente en las poblaciones vegetales relacionadas con éstas (Terborgh, 1988; Ale y Whelan, 2008).

Los primeros estudios sobre la distribución global del jaguar sugirieron que la principal causa de la reducción de la distribución geográfica de la especie es la pérdida de hábitat (Swank y Teer, 1989). En 1999, diversos investigadores de distintos países se reunieron para reevaluar el estado de conservación de la especie (Sanderson *et al.*, 2002a); una de las conclusiones de esta reunión fue que la reconversión de los hábitat naturales por las actividades antrópicas ha reducido el rango original del jaguar en un 60% (Rabinowitz y Zeller, 2010). Aunque no existe un ejercicio similar que permita afirmar cuál es el estado de conservación del puma, es probable que sus poblaciones en los países latinoamericanos también estén disminuyendo (Laundré y Hernández, 2010).

En México, el jaguar es una especie protegida desde 1987, considerada como en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010) y prioritaria para la conservación (SEMARNAT, 2009). En contraste, el puma es una especie ampliamente distribuida en México, más tolerante a la perturbación antrópica y puede sobrevivir en ambientes fragmentados que presenten una base diversa de presas (De Angelo *et al.*, 2011), por lo que no está considerado bajo ninguna categoría de riesgo y es una especie sujeta a aprovechamiento (SEMARNAT, 2011).

La Sierra Madre Oriental de México (SMO) representa el límite norte de la distribución del jaguar en su extremo este. Este sitio es catalogado como Unidad de Conservación para el Jaguar (UCJ) de tipo 1 (Sanderson *et al.*, 2002b). Las UCJ tipo 1 son áreas en las que se estima que existe una comunidad estable de presas y una población residente de jaguares con al menos 50 individuos reproductivos (Sanderson *et al.*, 2002a). La UCJ de la SMO se considera aislada del resto de la distribución del jaguar (Rabinowitz y Zeller, 2010) y se ha propuesto como de baja prioridad para su conservación (Pettracca *et al.*, 2013). Esta región presenta diversos grados de perturbación producto de las actividades agropecuarias, extractivas y de urbanización. En ella, existen algunas ANP's de carácter estatal y federal; sin embargo, éstas cubren únicamente 58% del hábitat potencial del jaguar (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011). Además, la fragmentación y pérdida del hábitat alrededor de

las áreas naturales protegidas de la SMO contribuyen al aislamiento de las poblaciones de jaguares y pumas, por lo que, de no mitigar esta situación, su supervivencia en los próximos 50 años es incierta (Ramírez y López., 2007).

En esta región de México, existe un importante vacío de información sobre el estado poblacional y la ecología de ambas especies. La información disponible sobre el jaguar y el puma se limita a datos sobre su distribución (León-Paniagua *et al.*, 1990; Tellez-Girón y López-Forment, 1995; López *et al.*, 1997; Ortega-Huerta y Medley, 1999; Villordo-Galván *et al.*, 2010), un estudio sobre su dieta (Rueda *et al.*, 2013) y datos anecdóticos de su presencia recopilados con entrevistas a habitantes rurales (Leyequién y Balvanera, 2007). Por lo tanto, la información sobre la ecología de dichos depredadores en esta área es primordial para la elaboración de estrategias de conservación efectivas.

Los datos analizados en este estudio son parte de un proyecto de investigación realizado por el Colegio de Postgraduados y la Subdirección de Especies Prioritarias de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, cuyo objetivo final es evaluar la funcionalidad de la Sierra Madre Oriental como un corredor biológico para el jaguar. Este trabajo representa el primer estudio sobre la ecología del jaguar y el puma en un área natural protegida de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí.

OBJETIVOS

- Estimar la abundancia y densidad del jaguar y el puma mediante dos técnicas no invasivas.
- Determinar y comparar los hábitos alimentarios del jaguar y del puma a través del análisis de excretas.
- Describir y comparar los patrones de actividad del jaguar y el puma, así como su relación con la actividad de sus presas.

ANTECEDENTES

Abundancia de grandes felinos.

La abundancia o tamaño poblacional es una de las variables con mayor importancia dentro de los estudios científicos y planes de conservación (Morrison *et al.*, 2008). Esta variable tiene profunda influencia en las características ecológicas y conductuales de las especies; además, el número de individuos determina la viabilidad potencial de cualquier población animal (Alexander, 2008). Sin embargo, la abundancia es un parámetro difícil de estimar, en particular para especies con densidades bajas, distribuciones amplias y conductas evasivas, como los carnívoros (Gompper *et al.*, 2006). Las técnicas utilizadas en estas especies son típicamente invasivas (requieren de la captura y manipulación de los individuos); sin embargo, su empleo en trabajos con grandes felinos no es práctico debido a las dificultades logísticas, el costo elevado, los pequeños números de capturas posibles y el riesgo para el felino o el investigador (Karanth y Nichols, 2002; McBride y McBride, 2007).

Por consiguiente, las técnicas no invasivas son una opción utilizada para las estimaciones poblacionales de grandes felinos (Long *et al.*, 2008). El fototrampeo (Keys y Slauson, 2008), en conjunto con modelos de captura-recaptura para poblaciones cerradas (C-R, Otis *et al.* 1978), es una técnica no invasiva que se ha utilizado satisfactoriamente para la estimación de especies que se pueden identificar de manera individual (Rowcliffe y Carbone; O' Brien, 2011). Esta técnica ha sido implementada en la estimación de tigres (*Panthera tigris*; Karanth y Nichols, 1998), leopardos (*Panthera pardus*; Henschel y Ray, 2003), leopardos de las nieves (*Uncia uncia*; Jackson *et al.*, 2005), guepardo (*Acinonyx jubatus*; Marker *et al.*, 2008), pumas (Kelly *et al.*, 2003) y jaguares (Silver *et al.*, 2004). El fototrampeo requiere de una inversión económica grande para la adquisición de cámaras, memorias y baterías (Janečka *et al.*, 2011), y requiere de tiempo para la planeación y realización de estudios piloto (Silver, 2005). Además, es necesaria una selección cuidadosa de la disposición y lugar de instalación de las cámaras (e. g. Harmsen *et al.*, 2010). De lo contrario, puede implicar bajas tasas de captura y baja probabilidad de detección, lo que puede resultar en tamaño de muestra insuficiente para hacer inferencias poblacionales válidas (e.g. Figel *et al.*, 2011).

Para poder estimar poblaciones de grandes felinos con C-R para poblaciones cerradas, se debe de cumplir con cuatro supuestos básicos (Otis *et al.* 1978):

- 1) La población debe ser cerrada al momento del estudio. No deben de ocurrir nacimientos, muertes, emigraciones o inmigraciones en la población.
- 2) Los individuos no deben perder las marcas entre una captura y otra.
- 3) Las marcas deben ser reconocidas y registradas en cada ocasión de captura
- 4) Todos los individuos tienen una probabilidad de captura mayor a 0 en cada ocasión (supuesto de inclusión).

Estos supuestos se utilizan para el diseño de las temporadas de fototrampeo. Las cámaras usualmente funcionan por un periodo de tiempo corto (45 a 90 días) para limitar la probabilidad de cualquier ganancia o pérdida en la población (Karanth y Nichols, 2002). Además, éstas son instaladas a una distancia equivalente al radio del ámbito hogareño mínimo (asumiendo que tiene una forma circular), reportado para la especie en el área o en áreas cercanas similares. Esto minimiza los vacíos en el arreglo de las cámaras para prevenir la omisión de individuos y, así, permitir el cumplimiento del supuesto de inclusión del C-R.

Otis *et al.* (1978) proponen una serie de modelos diferentes que son puestos a prueba por los software de estimación poblacional (e.g. CAPTURE, White *et al.*, 1982). Cada uno de estos modelos implica una serie de supuestos sobre la probabilidad de captura. El modelo nulo M_0 asume que todos los individuos presentan la misma probabilidad de captura para cada evento de muestreo; es decir, no existe variación en la probabilidad. El modelo M_t asume que todos los individuos presentan la misma probabilidad de captura en cualquier evento de muestreo, pero que ésta cambia de un evento a otro. En el modelo M_b se asume que la probabilidad de captura de los individuos capturados por segunda vez, es diferente a la de los individuos capturados previamente. El modelo M_h asume que la probabilidad de captura de cada individuo es distinta, independientemente del evento de muestreo o capturas previas (Otis *et al.*, 1978). Los modelos restantes son combinaciones posibles de las tres fuentes de variación (M_{tb} , M_{th} , M_{bh} y M_{tbh}).

Los métodos moleculares no invasivos también ofrecen herramientas robustas para el monitoreo de poblaciones de grandes felinos (Mills *et al.*, 2000). Los materiales

orgánicos, dejados por los individuos durante sus actividades diarias, pueden ser usados para proporcionar información sobre estas especies elusivas (Wayne y Morin, 2004). El desarrollo de nuevas técnicas de extracción y purificación de ADN (proveniente de materiales como el pelo y las excretas) ofrece una alternativa para identificar y contar individuos (Morin y Woodruff, 1996); además, proporciona información sobre la proporción de sexos y la dispersión de los individuos (Kohn y Wayne, 1997). Las excretas son una fuente relativamente buena de ADN que permite diferenciar especies de carnívoros simpátricos como el jaguar y el puma (Haag *et al.*, 2009). Asimismo, es posible identificar a los distintos individuos y, con ello, determinar el número mínimo de animales en una población (Alonso *et al.*, 2007), su nivel de parentesco y la diversidad genética de la población (Kalinowski *et al.*, 2006).

Hábitos alimentarios del jaguar y el puma.

De los numerosos estudios sobre la ecología alimentaria del jaguar y el puma, pocos han estudiado la dieta de ambos depredadores a la vez (Emmons, 1986; Aranda y Sánchez-Cordero, 1996; Chinchilla, 1997; Taber *et al.*, 1997; Núñez *et al.*, 2000; Novack *et al.*, 2005; Rosas-Rosas *et al.*, 2008; Foster *et al.*, 2010b). Ambos felinos comen una amplia variedad de presas (Oliveira, 2002), son depredadores oportunistas y, en ocasiones, utilizan a las presas en proporción a su disponibilidad (Rabinowitz y Nottingham, 1986; Aranda y Sánchez-Cordero, 1996; Weckel *et al.*, 2006a). En sitios donde la fragmentación es mínima, el jaguar y el puma tienden a presentar dietas compuestas por pocas especies de presas, usualmente dominadas por una o dos especies (Foster *et al.*, 2010b). En contraste, en paisajes con mayor fragmentación la diversidad de la dieta es mayor y el consumo de especies domésticas es alto (Novack *et al.*, 2005; Foster *et al.*, 2010b). Además, algunos autores sugieren que en ambientes fragmentados con presas limitadas, el traslape entre las dietas del jaguar y el puma tenderá a ser alto (Azevedo, 2008; Foster *et al.*, 2010b).

En México, únicamente existen cuatro estudios en los que se ha analizado los hábitos alimentarios de ambos felinos de manera simultánea. Estos estudios muestran la diversidad de la dieta de ambos felinos. Uno de ellos, realizado en los bosques tropicales de Campeche (Aranda y Sánchez-Cordero, 1996), mostró que la presa principal del jaguar es el pecarí de collar (*Pecarí tajacu*) y la del puma son los venados (venado cola blanca

Odocoileus virginianus y temazate *Mazama temama*). En contraste, en la costa de Jalisco, Núñez *et al.* (2000) encontraron que la dieta de ambos felinos está compuesta principalmente de venado cola blanca y que la dieta del puma es más diversa que la del jaguar. Rosas-Rosas *et al.* (2008) reportan que, en Sonora, la dieta del puma está compuesta principalmente de venado cola blanca, pero la dieta del jaguar está compuesta en su mayoría de ganado bovino. Finalmente, el único estudio realizado en la (SMO) mostró que la dieta de ambos felinos está compuesta principalmente de pecarí de collar (Rueda *et al.*, 2013).

Patrones de actividad.

El conocimiento confiable sobre los patrones de actividad de la fauna silvestre es valioso para la comprensión de la historia natural de las especies (Gómez *et al.*, 2005) y es relevante para determinar estrategias de manejo y conservación. La utilización de técnicas no invasivas como el fototrampeo en la estimación poblacional de grandes felinos, también permite cuantificar los patrones de actividad de estas especies (Bridges *et al.*, 2004; Dillon and Kelly, 2006; Maffei *et al.*, 2004). En adición a esto, generalmente las cámaras automáticas registran otras especies a parte de los depredadores, lo que permite examinar la relación temporal entre ambos (Noss *et al.*, 2003).

Los estudios realizados en otros países acerca de las interacciones temporales de estos felinos han encontrado que la actividad de los jaguares es principalmente nocturna (Di Bitteti *et al.*, 2010; Emmons, 1987; Gómez *et al.*, 2005; Maffei *et al.*, 2004; Núñez *et al.*, 2002; Rabinowitz y Nottingham, 1986). En contraste, los pumas tienden a ser más activos en horas crepusculares con una actividad importante a lo largo de las horas diurnas (Di Bitteti *et al.*, 2010; Estrada, 2008; Núñez *et al.*, 2002). La diferencia en los patrones de actividad se ha sugerido como una estrategia para evitar y minimizar confrontaciones, y para maximizar la probabilidad de encuentro con su presas preferidas (Rabinowitz y Nottingham, 1986; Harmsen *et al.*, 2011).

Por otra parte, Van Schaik y Griffiths (1996) sugieren que el tamaño corporal de las especies es el principal factor que determina su actividad. Los mamíferos de pequeño tamaño tenderán a ser nocturnos como una estrategia anti depredatoria, por el contrario los

mamíferos mayores presentaran patrones más catemerales (con actividad intermitentemente tanto de día como de noche) debido a sus requerimientos energéticos.

MÉTODO

Área de estudio.

Localización.

La Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa (RBSAT) es la única ANP de carácter federal en los ecosistemas subtropicales de San Luis Potosí y es la cuarta Reserva de la Biósfera con menor extensión del país (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995; Arriaga *et al.*, 2000). Esta reserva tiene una extensión de 21,464 hectáreas de las que 16,758 corresponden a la zona núcleo (Diario Oficial de la Federación, 1994). La RBSAT está ubicada al noreste de la región conocida como Huasteca Potosina, entre las los 22° 04' 38"-22° 23' 56" latitud norte y 98° 53' 07"-99° 00' 44" longitud oeste. Colinda al norte con el estado de Tamaulipas y está dentro de los territorios del municipio de Tamuín y Ciudad Valles, San Luis Potosí. (Figura 1).

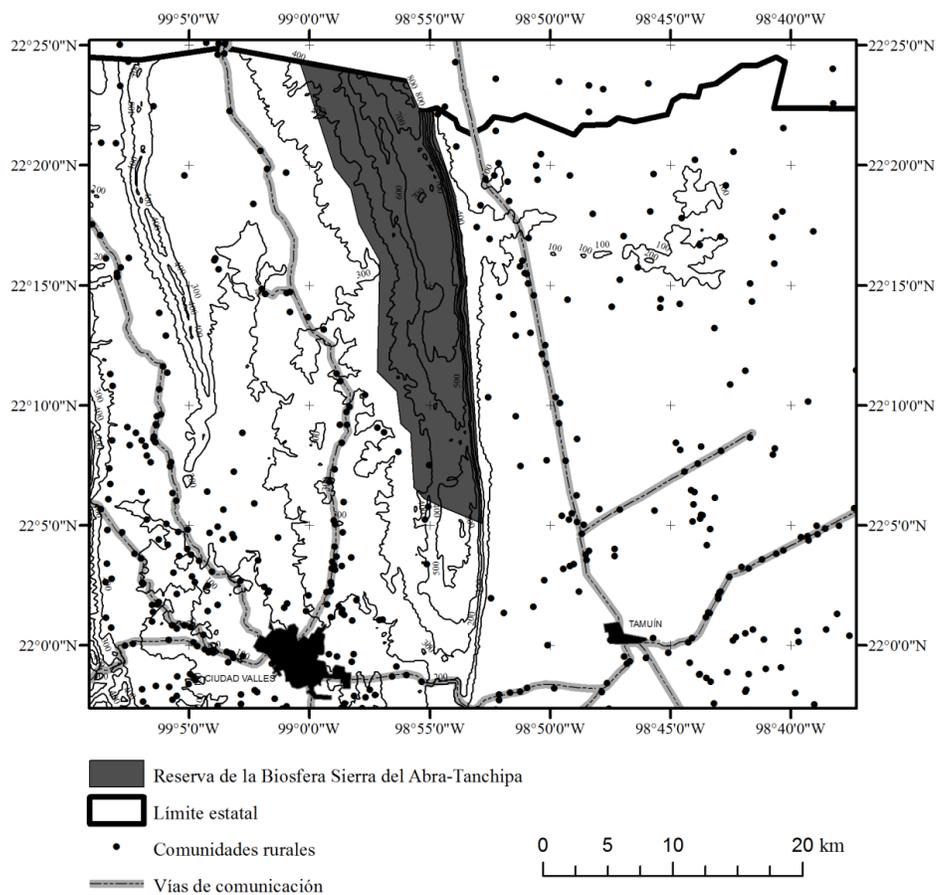


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa, México.

Topografía.

Debido a la naturaleza calcárea de la Sierra del Abra-Tanchipa la topografía es abrupta con numerosos afloramientos rocosos. La altitud es de aproximadamente 400 m en la porción oeste y aumenta gradualmente hasta 730 m en la parte más alta (Figura 2). El extremo este consiste en una pared con una pendiente fuertemente pronunciada ($>45^\circ$), que representa un límite natural del área protegida y dificulta el acceso desde el oeste (INEGI, 2002). Dentro de la RBSAT no existen corrientes permanentes de agua y los pequeños embalses naturales son escasos, siendo los embalses artificiales ubicados en las partes bajas fuera de la Reserva las únicas fuentes de agua durante la época seca.

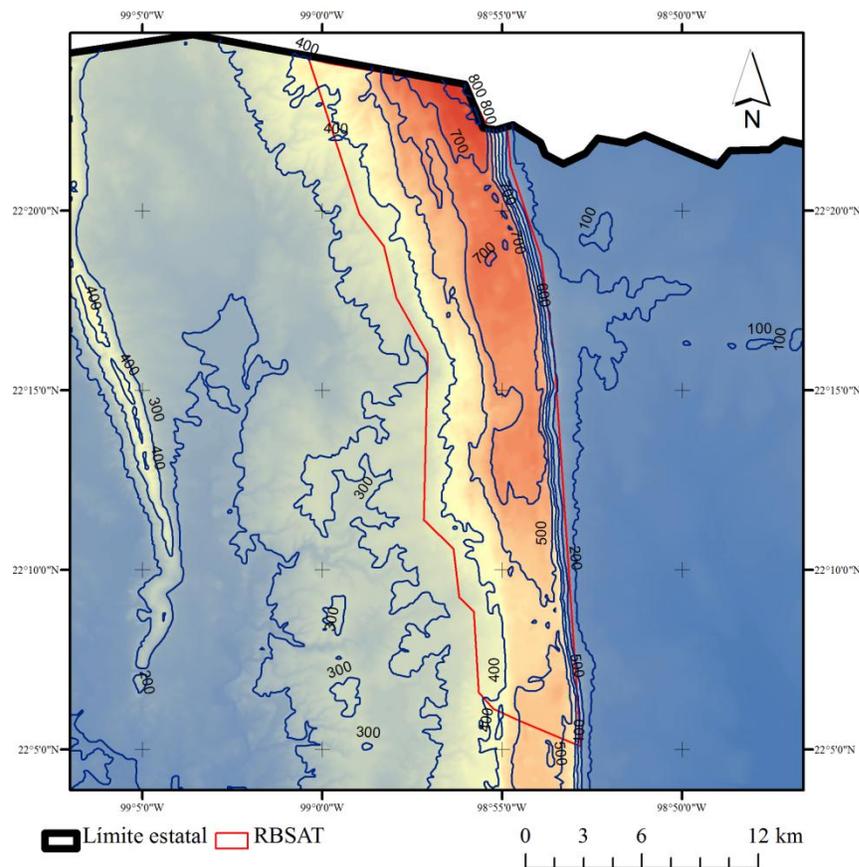


Figura 2. Rango altitudinal de la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa. Colores fríos= menor elevación, colores cálidos= mayor elevación.

Clima.

Esta zona presenta un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano y precipitación media anual de 1100 mm. La región presenta una marcada estacionalidad caracterizada por una temporada de lluvias torrenciales entre julio y octubre, y una temporada seca de

noviembre a mayo; en el invierno, ocurren algunas lluvias ocasionales provocadas por los nortes. La temperatura media anual es 25.5°C, pero las temperaturas máximas pueden alcanzar 50°C durante la temporada seca (Arriaga *et al.*, 2000).

Características bióticas.

La RBSAT se encuentra dentro de la zona de transición entre la región neártica y la región neotropical de la Sierra Madre Oriental de México (Escalante *et al.*, 2005); lo que, sumado a la amplia variabilidad topográfica, climática y edafológica, genera una alta diversidad biológica (Luna *et al.*, 2004). Este sitio es el límite septentrional de las selvas bajas en el continente americano y presenta especies típicamente tropicales (Torres y Sierra, 2003). Dentro del área protegida y las zonas aledañas, se han registrado 231 especies de plantas vasculares, organizadas en distintos tipos de vegetación (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995). De éstos, la selva baja caducifolia representa el mayor porcentaje de cobertura vegetal (91%). En este tipo de vegetación predominan el rajador (*Lysiloma microphyllum* y *L. divaricata*), soyate (*Beaucarnea inermis*), aquiche (*Guazuma ulmifolia*), aguacatillo (*Phoebe tampicensis*), chaca (*Bursera simaruba*), guayabillo (*Myrcianthes fragans*), colpachi (*Croton niveus*), palo de leche (*Sapium appendiculatum*), chirimoya (*Annona globiflora*), guapilla (*Bromelia pinguin*), culantrillo (*Adiantum tricholepsis*), limoncillo (*Esenbeckia berlianderi*), volantín (*Wimmeria concolor*), ébano (*Pithecellobium flexicaule* y *Ebano ebanopsis*), tenaza (*Pithecellobium pallens*), uña de gato (*Zanthoxylum fagara*), chicharrillo (*Harpalyce arborescens*), higuierón (*Ficus* sp.) y mocoque (*Pseudobombax ellipticum*) (Rzedowski, 1965) (Figura 3a). Además, existen algunos manchones de selva mediana subperennifolia en las depresiones con mayor humedad y con altitud entre 650 y 700 metros, particularmente en el noreste de la Reserva (Figura 3b). Las especies características de esta vegetación son ojite (*Brosimum alicastrum*), escobillo (*Mirandaceltis monoica*), rajador, chaca, algodoncillo (*Wimmeria concolor*), palo amarillo (*Clorophora tinctoria*), uva silvestre (*Coccoloba barbadensis*), palmilla (*Chamaedorea radicalis*) y tabasché (*Exostema mexicanum*) (Rzedowski, 1965; 2005).

En las partes bajas fuera del área protegida, la cobertura vegetal se conforma por vegetación perturbada con diversos grados de sucesión. Se puede mencionar los palmares conformados por palma real (*Sabal mexicana*) (Figura 3c), coyotillo (*Karwinskia*

humboldtiana), aquiche, uña de gato, barba de chivo (*Calliandra houstoniana*) y cruceta (*Pisonia aculeata*), así como matorrales de leguminosas en la parte noroeste (Figura 3c) (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995). La región adyacente al este de la protegida presenta extensas zonas sin vegetación arbórea destinadas principalmente a la producción extensiva de ganado (Figura 3d) y el cultivo de cereales (i. e. sorgo y avena). Al oeste se presentan extensiones considerables de cultivos de caña de azúcar (Aguilar *et al.* 2010) (Figura 3e) y algunos ranchos ganaderos (Chapa-Vargas y Monzalvo-Santos, 2012). La fragmentación derivada del cambio de uso de suelo se puede observar en la Figura 4.



Figura 3. Ejemplos de la vegetación en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa. a) Selva baja caducifolia, b) Selva mediana, c) Palmares, d) Pastizales inducidos, e) Cultivo de caña.

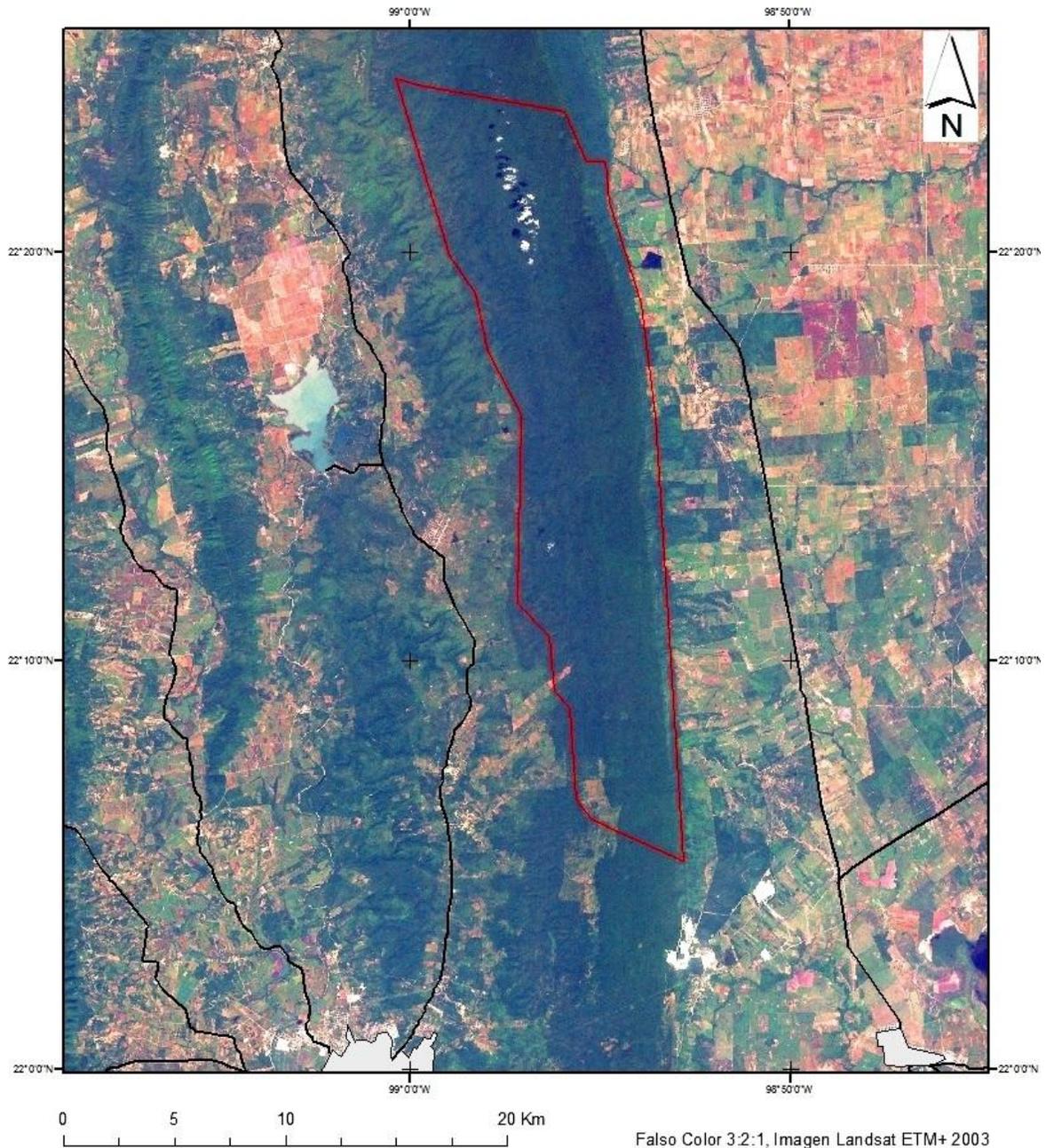


Figura 4. Imagen de falso color RGB: 3:2:1 de la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.

No existen listados de las especies de fauna presentes en la RBSAT; sin embargo, la descripción general del área menciona la presencia de al menos 161 especies de vertebrados silvestres (Arriaga *et al.*, 2000). Considerando las distribuciones reportadas, podría haber 56 especies de mamíferos terrestres (Dalquest, 1959; Ceballos y Oliva, 2005), incluyendo especies de importancia cinegética como el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el

chacal o temazate (*Mazama temama*) y el pecarí de collar (*Pecari tajacu*). Además, en la RBSAT se tiene registro de la presencia de cinco de las seis especies de felinos silvestres de México: el jaguar, el puma, el ocelote (*Leopardus pardalis*), el margay o peluda (*L. wiedii*) y el jaguarundi u onza (*Puma yagouaroundi*) (Villordo-Galván *et al.*, 2010; Coronado, 2011; Martínez-Calderas *et al.*, 2011; 2012).

Esta área está considerada como una Región Terrestre Prioritaria de México (RTP-96), cuya importancia radica en ser el límite boreal de las selvas bajas, selvas medianas y palmares, con especies de origen tropical de gran valor evolutivo, además de ser una zona con alta diversidad biológica de plantas y vertebrados (Arriaga *et al.*, 2000). La RBSAT está también considerada dentro de las Áreas de Importancia para la Conservación de Aves (AICAS) por la presencia de especies en alguna categoría de riesgo como los psitácidos: Guacamaya verde (*Ara militaris*), loro huasteco (*Amazona oratrix*), loro tamaulipeco (*Amazona viridiginalis*), loro cariamarillo (*Amazona autumnalis*) y quila o periquito verde (*Aratinga holochlora*) (Benítez *et al.*, 1999).

Historia de la conformación de la Reserva.

El territorio de la RBSAT está conformado por los terrenos de seis ejidos que incluyen nueve asentamientos humanos con una población total de 3860 habitantes, la mayoría radicados en el poblado de Laguna del Mante, donde las principales actividades económicas son la agricultura de temporal y la ganadería extensiva de bovinos (INEGI, 2010). Los terrenos que actualmente conforman la RBSAT fueron parte de un extenso rancho privado llamado “San Ricardo” propiedad del mexicano Jorge Pasquel (1907-1955). Al ser aficionado a la cacería, J. Pasquel promovía el mantenimiento de las poblaciones de fauna silvestre (principalmente venado cola blanca) con la implementación de algunas estrategias rudimentarias de mejoramiento de hábitat, como la siembra de leguminosas y dispersión de granos para la fauna silvestre, además de la vigilancia por parte de elementos del Ejército Mexicano para evitar la cacería furtiva dentro de sus terrenos (Agundis, 1956). Después de la muerte de J. Pasquel, el rancho pasó a propiedad del Banco de Crédito Agropecuario y los terrenos dejaron de trabajarse por aproximadamente 20 años, periodo en el que surgieron pequeños poblados conformados por los extrabajadores del rancho. A mediados de la década de 1970, los terrenos fueron transformados en cuatro ejidos, de los

cuales el Ejido de Laguna del Mante es el de mayor extensión. Desde su fundación hasta 1987, se realizaron talas selectivas en la parte alta de la sierra para la obtención de postería y materiales de construcción por medio de un sistema de caminos de herradura. Posteriormente, con el abandono del manejo colectivo de los recursos del ejido, las actividades agropecuarias disminuyeron provocando el desuso progresivo de los caminos. Debido a esto, en la actualidad, la RBSAT carece de caminos de acceso, lo que ofrece la ventaja que la perturbación antrópica es virtualmente inexistente en la zona núcleo. En contraste, los terrenos ubicados a lo largo de la carretera Cd. Valles-Cd. Mante son propiedades privadas destinadas, principalmente, a la ganadería extensiva.

En 1994, las partes altas de los ejidos Laguna del Mante, Los Sabinos, León García, Gustavo Garmendia, Estación Tamuín y Las Palmas fueron declaradas como la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa, con la intención de proteger un ambiente bien conservado de los bosques tropicales del noreste de México (Diario Oficial de la Federación, 1994). Esta reserva es administrada por el gobierno federal a través de la Comisión Natural de Áreas Naturales Protegidas. En la actualidad, una fracción de la RBSAT está dentro del programa de Pago por Servicios Ambientales de la CONAFOR por su importancia para la recarga de los mantos freáticos de la región.

Abundancia de grandes felinos.

La abundancia de grandes felinos se estimó por medio de dos métodos: a) un modelo de captura-recaptura para poblaciones cerradas (Otis *et al.*, 1978) y b) el análisis molecular de excrementos (Haag *et al.*, 2009). El primer método se utilizó para ambas especies y el segundo únicamente para el jaguar. Para el modelo de captura-recaptura se obtuvieron fotografías de jaguares y pumas durante tres temporadas de muestreo realizadas entre octubre de 2010 y enero de 2012. Durante cada temporada se instaló un arreglo de estaciones de fototrampeo. Cada estación consistió en una o dos cámaras automáticas fijadas a los árboles a 50 cm del suelo, ubicadas en sitios con evidencia de la actividad de grandes felinos y sus presas (e.g. huellas, rascaderos, excretas, avistamientos, restos de depredación, entre otros). Estas estaciones se colocaron en caminos de terracería, veredas de fauna, veredas de ganado, senderos a lo largo de las cercas guarda ganado, brechas cortafuego y áreas sin senderos dentro polígono protegido de RBSAT. La distancia máxima

entre estaciones fue de 3.5 km, con la finalidad de no dejar espacios equivalentes al ámbito hogareño más pequeño reportado para estas especies de felinos (30 km², Núñez *et al.* 2002) sin al menos una estación (Figura 5).

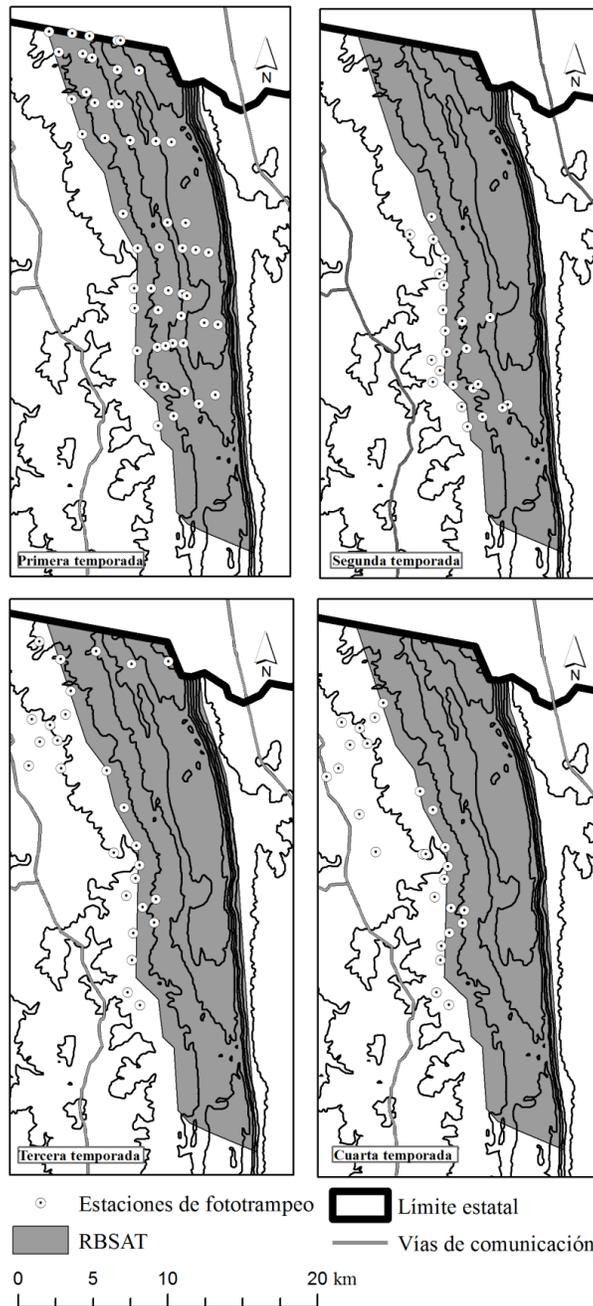


Figura 5. Ubicación de las estaciones de fototrampeo para la estimación de la abundancia de grandes felinos y sus presas.

El número de estaciones utilizadas varió a lo largo del estudio (Cuadro 1), con un máximo de 51 estaciones durante octubre-diciembre de 2010 y un mínimo de 24 durante abril-julio 2011. Esta variación se debió a la disponibilidad de equipos y a las condiciones de la zona de estudio que complicaban el acceso durante la temporada seca.

Las cámaras fueron programadas para operar de manera continua durante las 24 horas del día, con 3-5 minutos de retraso entre fotografías y de manera que se imprimiera la fecha y la hora en cada fotografía. En ningún caso se utilizaron atrayentes o cebos. Las estaciones se visitaron cada 20 días para verificar el correcto funcionamiento del equipo, la carga de las baterías y para reemplazar las tarjetas de memoria o rollos fotográficos.

Cuadro 1. Estaciones de fototrampeo utilizadas para estimar la abundancia de jaguares y pumas en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa, México.

Temporada	Número de estaciones		Marcas y modelos (n)
	Sencillas	Dobles	
Oct.-Dic. 2010	45	6	Capture Cuddeback® Digital (33) StealthCam® Digital (8) DeerCam® DC200 35 mm (8) Xtreme-5 Wildview® Digital (3) Moultrie® DGS-200 Digital (3)
Abr.-Jul. 2011	11	12	Xtreme-5 Wildview® Digital (10) StealthCam® Digital (9) Moultrie® DGS-200 Digital (5)
Nov. 2011-Feb. 2012	19	8	Xtreme-5 Wildview® Digital (13) StealthCam® Digital (9) Moultrie® DGS-200 Digital (5)

Los distintos felinos fotografiados se identificaron de manera individual con la comparación de sus patrones únicos de rosetas en el caso de los jaguares (Silver *et al.*, 2004) y por la presencia de cicatrices, manchas en la parte interna de las patas, complexión del cuerpo y perfil de la cabeza en el caso de los pumas (Kelly *et al.*, 2003). Además, se determinó el sexo de los individuos por la presencia o ausencia de saco testicular. La primera fotografía obtenida un animal individual fue considerada como una captura y las subsecuentes fotografías como recapturas. Las fotografías en las que el individuo no pudo ser identificado plenamente no fueron incluidas en los análisis.

Con la información de cada temporada de muestreo, se elaboraron historiales de captura para cada uno de los individuos identificados. Estos historiales consistieron en una

matriz en la que las filas corresponden a cada uno de los individuos identificados (i) y las columnas corresponden a las ocasiones de muestreo (j). Cada celda (M_{ij}) es denotada con un “0” cuando el individuo i no fue fotografiado en el tiempo j y un “1” si el animal fue capturado en esa ocasión (Karanth y Nichols, 2002). Los historiales de captura se analizaron por medio del programa CAPTURE (Rexstad y Burnham, 1991); que estima la abundancia bajo los ocho modelos distintos planteados por Otis *et al.* (1978). Además, este programa ofrece un criterio de selección basado en una función discriminante que permite seleccionar el modelo más apropiado; y realiza una prueba para comprobar si la población se comportó como una población cerrada durante el periodo de estudio (Rexstad y Burnham, 1991). La abundancia de felinos se estimó para cada temporada de muestreo y, posteriormente, se obtuvo la media de las abundancias para todo el periodo del estudio.

La densidad de felinos se obtuvo al dividir la abundancia estimada con CAPTURE entre el Área Efectiva de Muestreo General (AEMG). Esta área se calculó obteniendo el promedio de las distancias máximas recorridas por los individuos a lo largo de todas las temporadas de muestreo (PDMRG) (Maffei *et al.*, 2011) y dividiendo el valor obtenido entre dos (Dillon y Kelly, 2007). Con este valor, se dibujaron, disolvieron y combinaron *buffers* circulares alrededor de cada estación de fototrampeo; el radio de este buffer fue equivalente a $\frac{1}{2}$ PDMRG (Karanth y Nichols, 2002, Silver, 2004). El tamaño del AEMG se calculó con ARCMaP 9.3 (ESRI Inc. 1999-2008). Debido a que no existen estudios poblacionales previos en la zona de estudio, los resultados se compararon con información sobre la ecología poblacional de otras regiones de México y Latinoamérica (Anexo 1).

De manera paralela al fototrampeo, se recolectaron excretas que fueron almacenadas individualmente en bolsas de papel; cada una se etiquetó con un número de identificación, fecha, nombre del sitio, tipo de vegetación y observaciones generales. Todas las excretas fueron fotografiadas y el sitio de colecta fue georeferenciado por medio de un GPS Etrex H (©Garmin 1999-2008, Schaffhausen, Suiza). Dentro de cada bolsa se colocaron sobres de sílica gel (Camen©) para ayudar a la desecación del excremento hasta su llegada al laboratorio. Posteriormente, se extrajo una muestra de aproximadamente tres gramos que se colocó en bolsas individuales de plástico y se etiquetó siguiendo los lineamientos de Amato y Rabinowitz (2008).

Las muestras fueron enviadas al *Sackler Institute for Comparative Genomics del American Museum of Natural History* (SICG por sus siglas en inglés) para su identificación. En el laboratorio, se extrajo ADN de cada muestra por medio del *DNA stool mini kit* (Qiagen, Valencia, California, USA) utilizando un protocolo modificado por Chaves *et al.* (2010). Se amplificaron cuatro regiones diagnósticas de los genes mitocondriales (*cytochromo b oxidase*, *ATPasa-6*, *12S rRNA*, and *16S rRNA*) vía la reacción en cadena de la polimerasa (PCR, por sus siglas en inglés) y se secuenciaron. Las secuencias de ADN se compararon con la información disponible en el *GenBank nucleotide database* y en una base de secuencias de carnívoros y presas depositada en el *Sackler Institute for Comparative Genomics* para la identificación de las excretas a nivel de especie (jaguar o puma).

Todas las muestras de ADN de jaguar fueron procesadas para su análisis genotípico mediante la amplificación vía PCR de 12 microsatellite *loci* desarrolladas en el gato doméstico (*Felis catus*). El sexo de cada muestra se determinó a través de la amplificación de porciones del cromosoma X y Y vía PCR (Wei *et al.*, 2008). Cada PCR fue realizado utilizando un método de tubos múltiples y fue repetido un mínimo de cuatro veces para confirmar los resultados (Taberlet *et al.*, 1996). El uso de estas réplicas es un procedimiento estándar cuando se usa ADN proveniente de excrementos, dado que típicamente el material genético está degradado y susceptible a errores de identificación genotípica.

Los distintos genotipos obtenidos fueron utilizados para evaluar el número de individuos en el área a través del programa CERVUS® v3.0 (Kalinowski *et al.*, 2007). La diversidad genética fue evaluada mediante la estimación del número medio de alelos por locus (N_a) y el valor de heterocigosidad observada (H_{obs}), ambos fueron calculados en CERVUS® v3.0. Además, se estimaron los coeficientes de relación y las relaciones pareadas entre los individuos por medio de los estimadores de máxima verosimilitud implementados en ML-RELATE® (Kalinowski *et al.*, 2006).

Hábitos alimentarios.

Dieta.

La identificación de los alimentos consumidos por los jaguares y pumas se realizó a través del análisis de las excretas (Heinemeyer *et al.*, 2008) recolectadas en sobre veredas

antiguas dentro de la zona protegida de RBSAT y en caminos de terracería, cercas guarda ganado, brechas cortafuegos y lechos de arroyos en las zonas adyacentes. Las excretas de ambas especies de felinos se diferenciaron mediante la identificación molecular proporcionada por el *Sackel Institute of Comparative Genomics, American Museum of Natural History de Nueva York, NY*.

Los restos de las presas presentes en cada excreta fueron separados utilizando metodologías descritas en Rosas-Rosas *et al.* (2003). Posteriormente, los restos se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible por comparación con una colección de referencia del Laboratorio de Ecología de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Una vez identificados los restos, se determinó la frecuencia y el porcentaje de aparición de cada elemento en las excretas y se estimó la biomasa relativa consumida de cada especie de presa. La biomasa relativa consumida se calculó utilizando el factor de corrección de Ackerman *et al.*, (1984) desarrollado para pumas, pero que también se ha aplicado con frecuencia a los jaguares (Núñez *et al.*, 2000). Además, se estimó el número mínimo de excretas necesarias para describir la composición de la dieta del jaguar y del puma mediante la comparación de la frecuencia de ocurrencia de las presas. Esto se realizó a obteniendo el listado de las especies de presas contenidas en cinco excretas seleccionadas al azar, y comparándolo con el listado obtenido de la adición de otras cinco excretas. Dicho proceso se repitió hasta que todas las excretas fueron incluidas. Los listados parciales se y se compararon con el listado total por medio de una prueba de Ji-cuadrada y una gráfica del número total de especies en función del número total de excretas (Núñez *et al.*, 2000).

Para comparar la dieta de los jaguares y pumas se calculó el peso promedio geométrico de las presas vertebradas (PPPV) encontradas en las excretas (Jaksic y Braker, 1983). Además, se estimó la amplitud del nicho trófico a través del índice estandarizado de Levin's (B) (Krebs, 1999). Este índice varía de 0 a 1; un valor <0.6 indica una dieta compuesta de pocas especies de presas, lo que indica un depredador especialista, mientras que un valor >0.6 indica un depredador generalista. Se utilizaron los índices de Pianka y Morisita (Krebs, 1999) para determinar el grado de traslape trófico entre la frecuencia de aparición de las especies presa y la biomasa relativa consumida, respectivamente. Para ambos índices, un valor de 1 indica un traslape total y el valor de 0 indica separación total.

La existencia de diferencias significativas entre las dietas fue evaluada por medio de una prueba de igualdad de proporciones (Núñez *et al.*, 2000; Zar, 2010) con un nivel de significación de $\alpha < 0.05$.

Diversidad, abundancia y disponibilidad de presas.

La abundancia de presas se estimó con la información recopilada durante las temporadas de fototrampeo utilizadas para la estimación de felinos, más una temporada adicional específica para la estimación de presas. Se consideraron como presas potenciales a todas las especies que han sido mencionadas como parte de la dieta del jaguar y el puma en la literatura (Oliveira, 2002). Del total de fotografías obtenidas, se seleccionaron los eventos independientes, con la finalidad de evitar la sobreestimación de la abundancia de las presas. Se distinguieron como eventos independientes los siguientes casos (O'Brien *et al.*, 2003):

- a. Fotografías consecutivas de individuos de diferentes especies
- b. Fotografías consecutivas de diferentes individuos de la misma especie
- c. Fotografías consecutivas de individuos de una misma especie con una separación de por lo menos 30 minutos entre capturas
- d. Fotografías de animales de la misma especie que pueden ser identificados individualmente
- e. Individuos de la misma especie presentes en una sola fotografía

Los eventos independientes se utilizaron para calcular un índice de abundancia relativa de las especies:

$$IAR = \frac{\text{eventos independientes de cada especie presa}}{\text{noches trampa}} \times 100$$

No se realizó ninguna evaluación independiente de la densidad de las presas, por lo tanto, los eventos independientes no fueron corregidos para obtener una estimación de la abundancia real (Carbone *et al.*, 2001.). El valor promedio de los IAR de cada temporada fue considerado como una representación de la disponibilidad de las especies presa a lo largo del periodo de muestreo.

El fototrampeo puede sobrestimar la abundancia relativa de especies grandes (Silveira *et al.*, 2003), principalmente como consecuencia de la selección de los sitios donde se colocan las cámaras (Weckel *et al.*, 2006a) y la masa corporal de las especies (Carbone *et al.*, 2001). Para minimizar este efecto, las estaciones de fototrampeo se colocaron en caminos de terracería, veredas de fauna, veredas de ganado, senderos a lo largo de las cercas guarda ganado y brechas cortafuego, así como en áreas sin senderos dentro polígono protegido de RBSAT. Para los análisis, sólo se consideraron los datos de las presas terrestres con al menos 2 kg de masa corporal.

Selección de presas.

La selección de presas por parte de ambos felinos se determinó por medio del coeficiente de similitud de Sorensen S_s , obteniendo el grado de similitud entre la diversidad de especies presa de la zona y la diversidad de presas consumidas (Krebs, 1999). Este índice presenta valores que van de 0 (ninguna similitud de especies) a 1 (dieta idéntica a presas disponibles). Además, se determinó la selección de presas por jaguares y pumas a través del índice de selectividad de Ivlev (EI); este índice incluye los valores de -1 a +1, los valores negativos indican rechazo o falta de acceso a las presas, y los valores positivos indican la selección activa. Los valores de cero y cerca de cero indican que la presa se utiliza de acuerdo a su disponibilidad (Strauss, 1979; Weckel *et al.*, 2006a).

Patrones de actividad.

Los patrones de actividad de jaguares, pumas y sus presas fueron obtenidos por medio del análisis de los datos contenidos en las fotografías identificadas como eventos independientes (Bridges y Noss, 2011). Siguiendo la sugerencia de Maffei *et al.* (2004), se analizaron los patrones de actividad de todas las especies con un promedio de ≥ 11 eventos independientes a través de las temporadas de muestreo. Debido a que el esfuerzo de captura fue significativamente diferente entre las temporadas de muestreo ($\chi^2 = 274.41$, $gl = 2$, $p > 0,05$), se obtuvo el valor promedio del porcentaje de eventos independientes por horas de las diferentes temporadas. Se asumió que estos valores representan correctamente los patrones de actividad de las especies durante el período de estudio.

Se calculó el porcentaje de eventos independientes diurnos (06:01-18:00 h) y nocturnos (18:01-06:00 h) de cada especie. Con esta información, se clasificaron como

especies diurnas (<15% de las observaciones en la noche), nocturnas (> 85% de las observaciones en la noche), principalmente diurnas (15-35% de las observaciones en la noche), principalmente nocturnas (65-85% de observaciones por la noche) y catemerales (con actividad intermitentemente). Se realizaron gráficos de barras con los porcentajes de eventos independientes por hora (Romero-Muñoz *et al.*, 2010).

Los datos sobre los patrones de actividad presentan una distribución circular (Zar, 2010); por lo tanto, se compararon los patrones de actividad de jaguares y pumas de dos maneras. En primer lugar, se utilizó el índice de Pianka *Ojk* para cuantificar el traslape en los patrones de actividad de jaguares y pumas (Krebs, 1999; Estrada *et al.*, 2008). En segundo lugar, se compararon los patrones de actividad de ambos felinos con la prueba no paramétrica de Wheeler-Watson (*W*), la cual indica si hay diferencias significativas entre dos distribuciones circulares y se ha utilizado para analizar los patrones de actividad de la fauna silvestre (Romero-Muñoz *et al.*, 2010). El estadístico *W* es similar a una distribución χ^2 con dos grados de libertad (Zar, 2010).

Relación entre la actividad de los felinos y las presas.

El grado de asociación entre la actividad de los grandes felinos y sus presas se evaluó a través de correlaciones de Pearson. Antes de este análisis, los porcentajes de eventos independientes/h se les aplicó la transformación *arcosine-root* (Zar, 2010). Los análisis descriptivos se realizaron con Microsoft Excel (©Microsoft Corporation, 2006), los análisis estadísticos circulares se hicieron con Oriana 4.0 (www.kovcomp.com) y Statgraphics Centurion XV (StatPoint Inc. 1982-2007), todo ello a un nivel de significancia de $p = 0.05$.

RESULTADOS

Abundancia de felinos.

Durante las tres temporadas (Oct.-Dic. 2010, Abr.-Jul. 2011 y Nov. 2011-Feb. 2012) de muestreo se implementaron un total de 101 estaciones de fototrampeo con un esfuerzo de muestreo acumulado de 7583 noches trampa. Con ello se obtuvieron 115 fotografías de grandes felinos; 41 correspondientes a jaguares y 74 a pumas. Con las 41 capturas de jaguares se identificaron 13 individuos distintos; siete machos, cinco hembras y uno cuyo sexo no pudo determinarse (Figura 6).

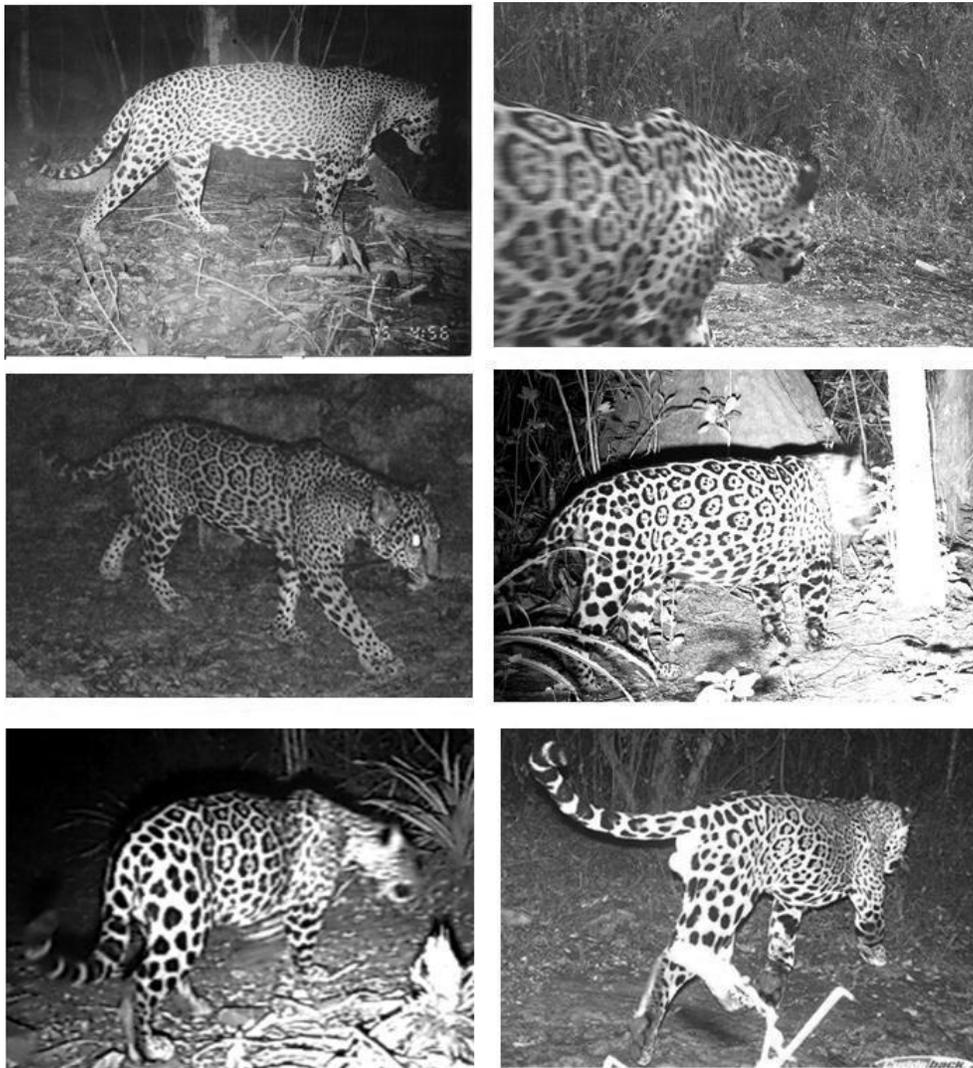


Figura 6. Ejemplos de los registros fotográficos de jaguares utilizados para la identificación individual.

Dos machos, dos hembras y un individuo de sexo desconocido fueron capturados sólo en una ocasión a lo largo de las tres temporadas de fototrampeo. El resto se fotografió a lo largo de los distintos periodos de muestreo (Cuadro 2). Una de las hembras capturadas en solo una ocasión (JH03) se identificó como un individuo fotografiado previamente por Villordo (2009) y Villordo-Galván *et al.* (2010) aproximadamente a 40 km de distancia. El macho JH02 fue el más fotografiado con 28 capturas a lo largo del estudio y en la mayor cantidad de estaciones de fototrampeo (n=19).

Cuadro 2. Historial de captura de los jaguares a lo largo de los periodos de muestreo.

Clave de identificación	Periodo		
	Primera	Segunda	Tercera
JM01	X		
JM02	X	X	X
JM03	X	X	
JM04		X	
JM05		X	
JM06			X
JM07			X
JH01	X		
JH02	X		X
JH03	X		
JH04			X
JH05			X
JC01			X
JC02			X
JD01	X		

*Individuo fotografiado por Villordo-Galván *et al.*, 2010.

En noviembre de 2011, se obtuvieron fotografías de una hembra (JH04) con dos cachorros (JC01 y JC02) en una estación ubicada fuera de la RBSAT y tres videos de una hembra preñada (JH05) en la zona norte del área protegida. El promedio de la distancia máxima recorrida en las tres temporadas fue de 12.01 km, con lo que se obtuvo un AEM de 597.10 km² para la primera temporada; 345.92 km² para la segunda y, 539.59 km² para la tercera. El AEMG fue de 494.2 km² (Figura 7).

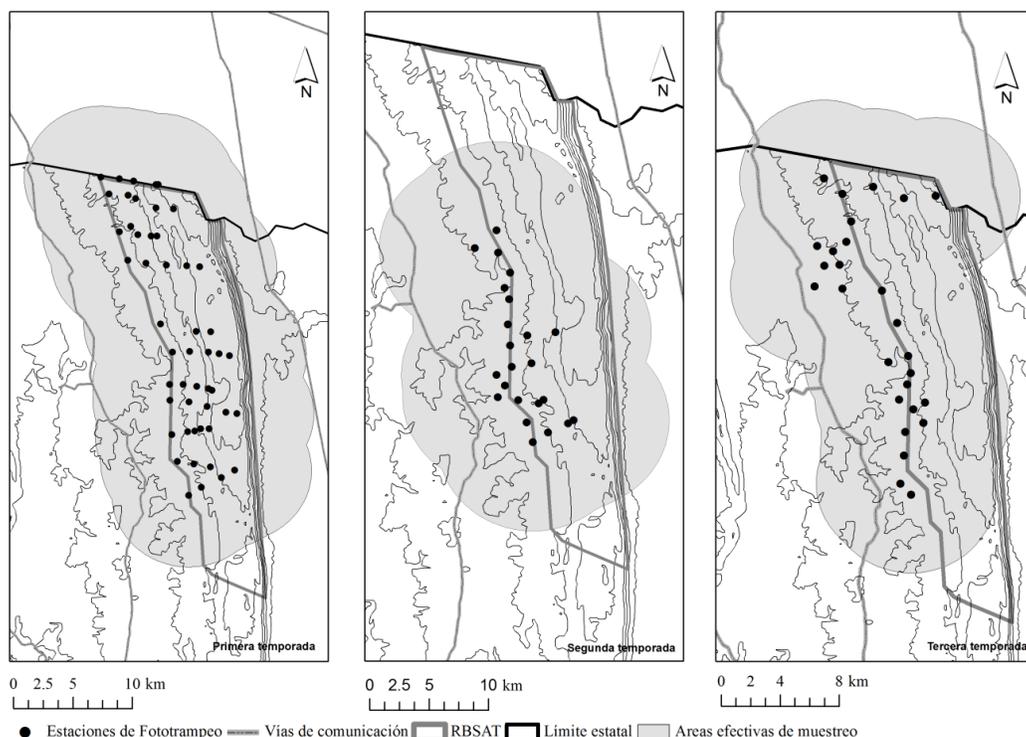


Figura 7. Áreas efectivas de muestreo basadas en el promedio de las distancias máximas recorridas por los jaguares.

En las tres temporadas, la población fue cerrada ($p > 0.05$) y el programa CAPTURE indicó al modelo nulo (M_0) y al modelo de heterogeneidad (M_h) como los que se ajustaron mejor a los datos. A pesar de que el modelo nulo presentó un mayor valor ($M_0 = 1.0$, en todos los casos), se seleccionó el modelo de heterogeneidad debido a que es posible que la probabilidad de captura varíe entre los distintos jaguares debido al sexo, comportamiento y territorialidad (Núñez, 2011; O'Brien, 2011). La estimación poblacional estuvo entre 7-19 individuos y las densidad calculada varió entre 1.34-3.52 jaguares por cada 100 km² (Cuadro 3). La densidad promedio a lo largo del estudio fue de 2.29 jaguares/100 km².

Cuadro 3. Abundancia y densidad de jaguares en tres temporadas de muestreo en la RBSAT.

Temporada	Valor del modelo M _h	Abundancia ± ES	Intervalo de confianza 95%	Población cerrada		Densidad (ind/100 km ²)
				Z	p	
Primera	0.87	8 ± 3.2	8-25	-0.23	0.41	1.34
Segunda	0.93	7 ± 2.1	6-15	-0.99	0.16	2.02
Tercera	0.93	19 ± 10.2	9-55	-1.71	0.053	3.52
Promedio						2.29

De las 74 capturas obtenidas de pumas, 62 tuvieron la calidad necesaria para la identificación de los distintos individuos. El puma es una especie que no presenta patrones

claros de manchas, por lo que se analizaron detenidamente las combinaciones particulares del cuerpo como el tamaño y forma de la cabeza, tonalidades del pelo, tamaño relativo y cicatrices. Con ello, se identificó un mínimo de cinco pumas distintos durante el periodo de estudio; dos machos, una hembra y dos cuyo sexo no se pudo determinar. Estos cinco individuos se mantuvieron presentes a lo largo de las tres temporadas de muestreo (Figura 8).

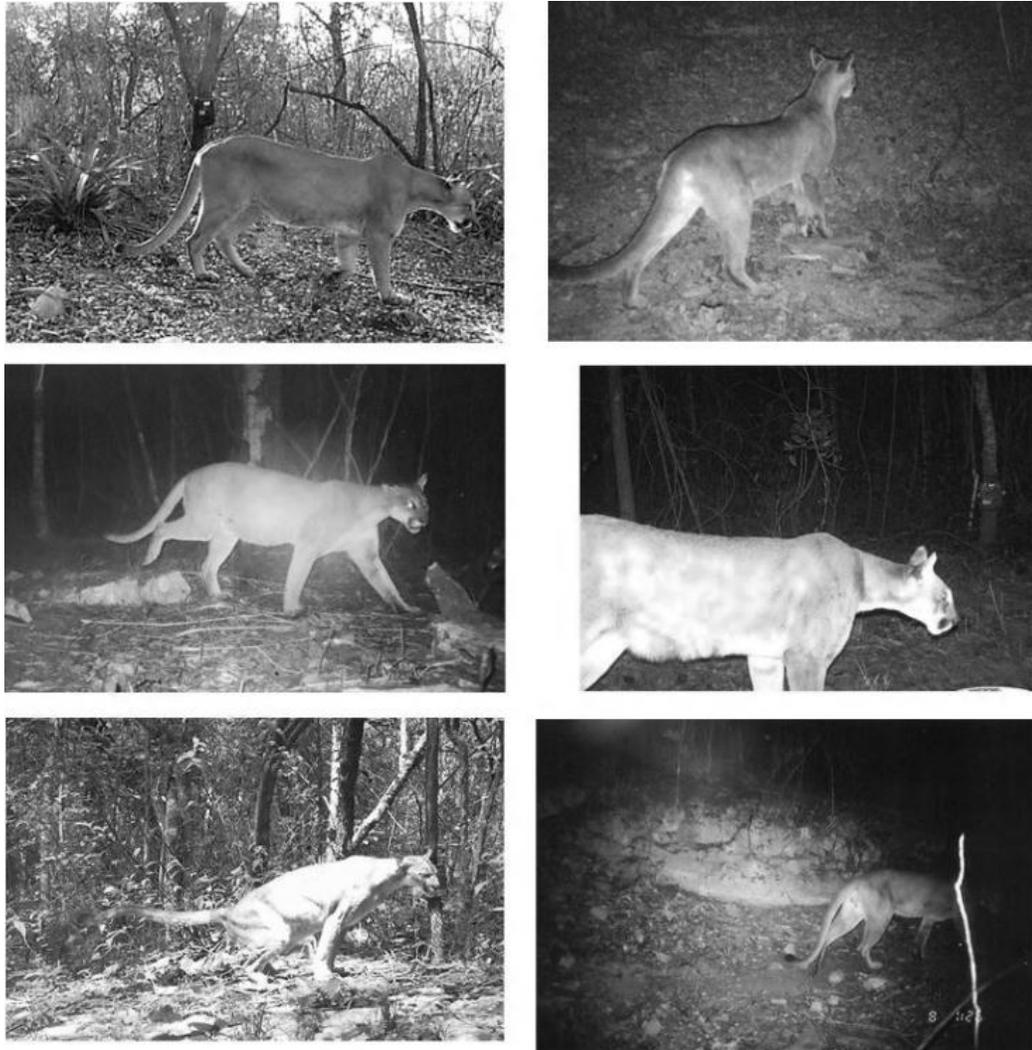


Figura 8. Ejemplos de los registros fotográficos de pumas utilizados para la identificación individual de los animales.

Al considerar las distancias máximas recorridas por estos cinco individuos se obtuvo un AEM equivalente a 449.9 km^2 en la primera temporada, 243.56 km^2 para la segunda y 393.67 km^2 durante la tercera (Figura 9). Con ello, la densidad mínima de pumas durante el periodo de estudio fue de $1.38 \text{ individuos}/100 \text{ km}^2$.

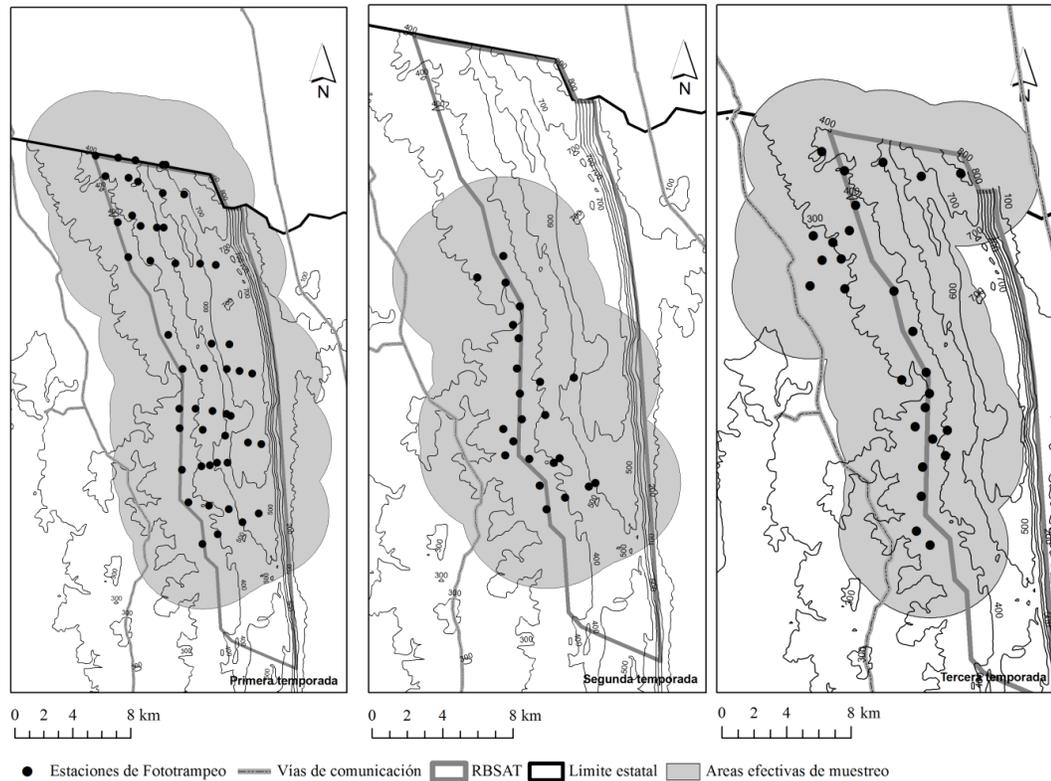


Figura 9. Áreas efectivas de muestreo basadas en el promedio de las distancias máximas recorridas por los pumas.

Identificación molecular.

Se recolectaron 74 excretas, de ellas 43 (62.1%) fueron identificadas molecularmente como de jaguar, 22 como de puma, tres como de perro doméstico y seis no pudieron ser identificadas (Caragiulo y Dias-Freedman, 2013). El análisis de las frecuencias de los distintos *loci* presentes en las excretas de jaguar mostró la presencia de al menos 27 individuos distintos en la zona de estudio. De éstos, 14 fueron machos, dos fueron hembras y 11 no se pudo determinar el sexo (Anexo 2). La mayoría de las excretas ($n=14$) fueron depositados por un solo macho. El número promedio de alelos por locus fue de $N_a=5.92$ y la heterocigocidad esperada fue de $H_{exp}=0.61$ (Cuadro 4).

Cuadro 4. Tabla de salida de CERVUS v 3.0 con la estimación del número de individuos de jaguar identificados a través de la frecuencia de los distintos *loci*.

Locus	Alelos por locus	Número de Individuos con ese locus	Heterocigocidad observada (Hobs)	Heterocigocidad esperada (Hexp)	PIC
FCA032	7	23	0.44	0.75	0.70
FCA100	7	24	0.25	0.43	0.40
FCA124	3	23	0.78	0.66	0.57
FCA126	4	24	0.63	0.56	0.45
FCA212	4	27	0.27	0.34	0.31
FCA229	4	22	0.59	0.63	0.53
FCA096	8	24	0.29	0.55	0.52
FCA132	5	23	0.74	0.65	0.58
FCA275	6	25	0.68	0.71	0.64
FCA075	7	26	0.81	0.77	0.72
FCA208	5	20	0.25	0.49	0.45
FCA225	11	21	0.62	0.82	0.79
Número de individuos:			27		
Número de <i>loci</i> :			12		
Promedio de alelos por <i>locus</i> :			5.92		
Proporción media de individuos tipificados:			0.90		
Heterocigocidad media esperada:			0.61		
Contenido de la información polimórfica media (PIC):			0.55		

Se realizaron un total de 325 comparaciones para estimar el grado de parentesco entre los individuos identificados, con un nivel de 95% de confianza (Kalinowski *et al.*, 2006). Los análisis de máxima verosimilitud indicaron un alto grado de relación entre los 27 jaguares identificados (Caragiulo y Dias-Freedman, 2013), con ocho relaciones de parentesco padre-hijo, 35 relaciones de parentesco en primer grado (hermanos) y 36 relaciones de parentesco en segundo grado (medios hermanos) (Anexo 3).

Hábitos alimentarios

Dieta

A partir del análisis del contenido de las 43 excretas de jaguar y las 22 de puma, se obtuvo que el tamaño mínimo de muestra necesario para describir la dieta del jaguar fue de 35 excretas ($\chi^2 = 15,5$, $gl = 8$, $p > 0,05$). De manera similar, el gráfico de especies-excretas mostró una asíntota en aproximadamente 35 excretas (Figura 10a). El tamaño mínimo de muestra para describir la dieta del puma fue de 15 excretas ($\chi^2 = 18,3$, $gl = 10$, $p > 0,05$),

mientras que la curva de especies-excretas sugirió una asíntota entre 15-20 excretas aproximadamente (Figura 10b).

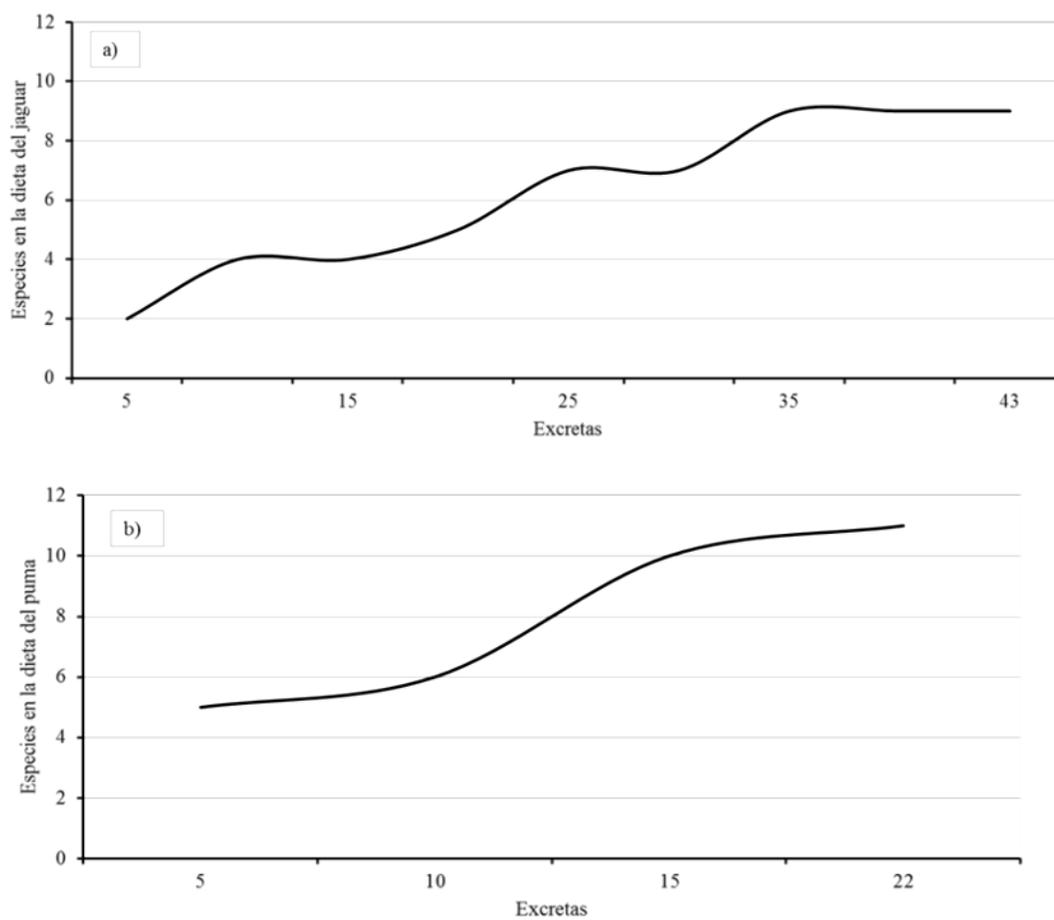


Figura 10 .Gráficos de especies-excretas para identificar el tamaño mínimo de muestra para los excretas de a) jaguar y b) puma.

Se encontraron nueve especies de presas en las excretas de jaguar. Los mamíferos representaron 98.7% de la biomasa relativa consumida y las aves (*Ortalis vetula*) aparecieron solo en una excreta. Las tres especies presa principales detectadas fueron el pecarí de collar, el venado cola blanca y el tejón, que en conjunto constituyeron 78.9% de la biomasa relativa consumida (Cuadro 5). El PPPV para el jaguar fue de 18.5 kg y el valor de nicho trófico estandarizado fue de 0.37.

Cuadro 5. Frecuencia, biomasa relativa consumida y porcentaje de biomasa relativa consumida por especie en la dieta del jaguar.

Especie	Frecuencia	Peso de la presa (kg)	Factor de corrección	Biomasa Relativa Consumida (BRC)	Porcentaje de BRC
<i>Canis familiaris</i>	2.2	10.0	2.3	5.1	1.7
<i>Dasypus novemcinctus</i>	17.4	5.1	2.2	37.6	11.6
<i>Didelphis virginiana</i>	2.2	2.7	2.1	4.5	1.4
<i>Equus sp.</i>	2.2	90.0	5.1	11.2	3.4
<i>Mazama temama</i>	2.2	22.0	2.8	6.0	1.8
<i>Nasua narica</i>	21.7	5.0	2.2	46.8	14.4
<i>Odocoileus virginianus</i>	23.9	56.5	4.0	94.6	29.2
<i>Ortalis vetula</i>	2.2	0.5	2.0	4.3	1.3
<i>Pecari tajacu</i>	41.3	22.5	2.8	114.3	35.2

Se detectaron 11 especies de presas en las excretas de puma (Cuadro 6). Los mamíferos constituyeron 89.5% de la biomasa relativa consumida. La dieta estuvo compuesta principalmente de venado cola blanca, conejos y pecarí de collar. Los pumas consumieron varias especies no consumidas por los jaguares, entre ellos el hocofaisán, los conejos, el coyote, el mapache, el zorrillo (*Conepatus sp.*) y la zorra gris. El PPPV del puma fue de 10.4 kg y la amplitud de nicho trófico estandarizada fue de 0.40.

Las dietas del jaguar y el puma estuvieron compuestas principalmente por artiodáctilos silvestres. El pecarí de collar fue consumido por ambos felinos; sin embargo, el tamaño de las pezuñas y el tamaño del pelo encontrado en las excretas sugieren que los jaguares consumieron pecarís adultos (pezuñas de mayor tamaño en las muestras de jaguar), mientras que los pumas consumieron individuos juveniles. El traslape trófico entre ambos depredadores fue 0.57 y 0.58 para los índices de Pianka y Morisita, respectivamente. La prueba de igualdad de proporciones mostró diferencias ($\chi^2 = 74,73$, gl = 14, $p < 0,0001$) en el consumo de cuatro especies por el jaguar y el puma. El jaguar consumió significativamente más pecarís y armadillos, mientras que el puma consumió más conejos y hocofaisanes.

Cuadro 6. Frecuencia, biomasa relativa consumida y porcentaje de biomasa relativa consumida por especie en la dieta del puma en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa, México, 2010-2012.

Especie	Frecuencia	Peso de la presa (kg)	Factor de corrección	Biomasa Relativa Consumida (BRC)	Porcentaje de BRC
<i>Canis latrans</i>	2.2	10.0	2.3	5.1	2.3
<i>Conepatus</i> sp.	2.2	2.8	2.1	4.5	2.1
<i>Crax rubra</i>	8.7	4.0	2.1	18.4	8.6
<i>Mazama temama</i>	2.2	22.0	2.8	6.0	2.8
<i>Nasua narica</i>	4.3	5.0	2.2	9.4	4.4
<i>Odocoileus virginianus</i>	28.3	56.5	4.0	111.8	51.9
<i>Ortalis vetula</i>	2.2	0.5	2.0	4.3	2.0
<i>Pecari tajacu</i>	6.5	22.5	2.8	18.0	8.4
<i>Procyon lotor</i>	4.3	6.0	2.2	9.5	4.4
<i>Sylvilagus</i> sp.	10.9	5.0	2.2	23.4	10.9
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	2.2	6.3	2.2	4.8	2.2

Disponibilidad de presas.

Se obtuvieron 2767 fotografías de 28 especies de la fauna (16 especies de mamíferos silvestres, cuatro de mamíferos domésticos y ocho de aves); de éstas, 1182 fueron identificadas como eventos independientes. Una especie de roedor (*Sciurus* sp.) y tres de aves (*Cyanocorax morio*, *Geocoxys californianus*, y *Zenaida* sp.) fueron omitidos de los análisis, porque su peso es menor a 2.0 kg. Conejos, venado cola blanca y tejón mostraron los *IAR* más altos (Figura 11), lo que indica una mayor disponibilidad para los jaguares y pumas durante el estudio.

Selección presas.

El valor del índice de Sorensen fue bajo para ambas especies ($S_s = 0.35$ para el jaguar y $S_s = 0.38$ para el puma). El jaguar no consumió hocofaisán, coyote, mapache, zorra gris y conejo ($EI = -1.00$). Por el contrario, este felino seleccionó activamente al pecarí de collar y al armadillo ($EI = 0.81$ y 0.98 , respectivamente). En contraste, el puma consumió al pecarí de acuerdo a su disponibilidad ($EI = 0.20$). Ambos felinos ($EI = 0.07$ y 0.15 para el jaguar y el puma, respectivamente) consumieron al venado cola blanca en función de su disponibilidad (Cuadro 7).

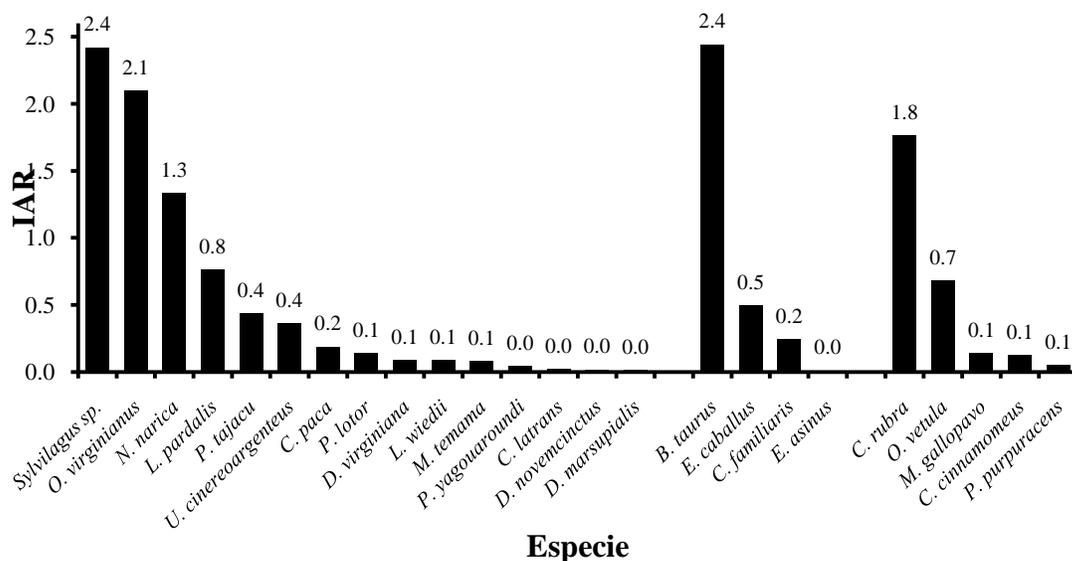


Figura 11. Abundancia relativa de presas en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.

Cuadro 7. Selección de presas por el jaguar y el puma en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.

Especie	EI	
	Jaguar	Puma
<i>D. novemcinctus</i>	0.98	-1.00
<i>P. tajacu</i>	0.81	0.20
<i>M. temama</i>	0.46	0.46
<i>D. virginiana</i>	0.43	-1.00
<i>N. narica</i>	0.24	-0.51
<i>O. virginianus</i>	0.07	0.15
<i>Sylvilagus sp.</i>	-1.00	-0.38
<i>U. cinereoargenteus</i>	-1.00	-0.24
<i>P. lotor</i>	-1.00	0.51
<i>C. latrans</i>	-1.00	0.81
<i>C. familiaris</i>	-0.05	-1.00
<i>E. asinus</i>	0.90	-1.00
<i>C. rubra</i>	-1.00	-0.34
<i>O. vetula</i>	-0.51	-0.51

Patrones de actividad.

Doce de las 28 especies fotografiadas tuvieron un promedio de eventos independientes mayor a 11. Excluyendo al jaguar y al puma, las 10 especies restantes han sido reportadas como componentes en la dieta de estos felinos en otras regiones de México, América Central y Sudamérica (Aranda y Sánchez-Cordero, 1996; Foster *et al.*, 2009; Garla *et al.*, 2001; Novack *et al.*, 2005; Núñez *et al.*, 2000; Rosas-Rosas *et al.*, 2003; Taber

y Novaro, 1997; Weckel *et al.*, 2006). Las especies domésticas (ganado vacuno, equinos y perros) fueron fotografiados únicamente en las zonas fuera del polígono de la RBSAT.

Los jaguares fueron catemerales, pero su actividad fue significativamente mayor en horas de la noche ($\chi^2 = 5,06$, $gl = 1$, $p < 0,05$) con un pico de actividad entre las 18:00 y las 00:00 horas (Figura 12). Del mismo modo, los pumas también fueron catemerales pero los porcentajes de actividad diurna y nocturna fueron similares ($\chi^2 = 0,26$, $gl = 1$, $p > 0,05$). Los picos de actividad del puma fueron opuestos a los del jaguar, con mayor actividad entre 02:00-10:00 horas (Figura 12). El jaguar y el puma mostraron un traslape relativamente alto en sus horas de actividad (índice de Pianka $O_{jk} = 0.73$) y no se encontraron diferencias significativas en las distribuciones circulares de ambos felinos ($\chi^2 = 0,75$, $gl = 2$, $p > 0,05$).

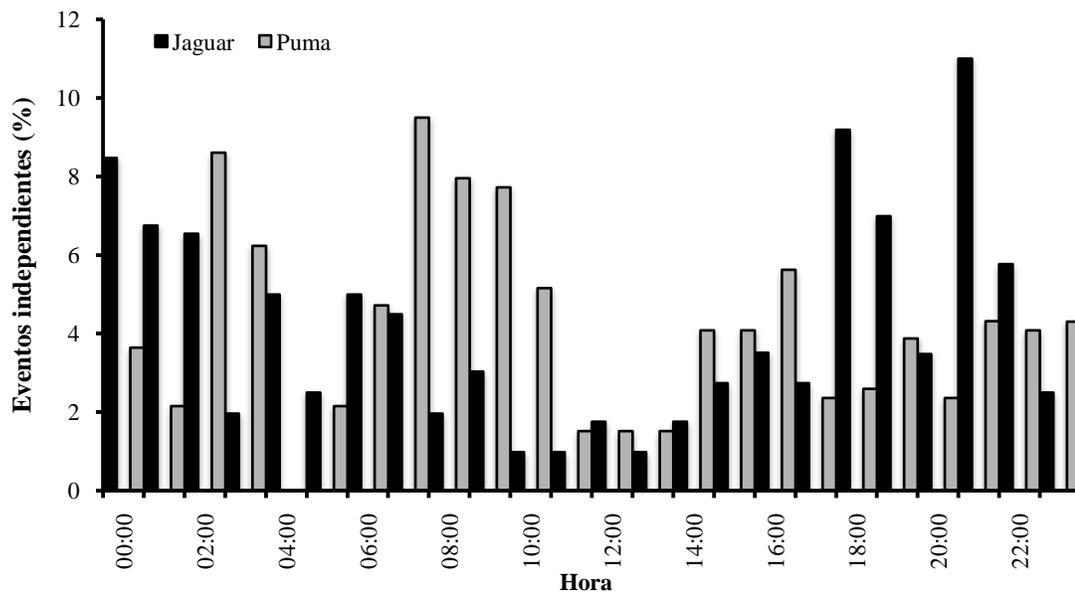


Figura 12. Actividad del jaguar y el puma en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.

Siete especies de presas mostraron significativamente mayor actividad en las horas del día, siendo éstas el hocofaisán ($\chi^2 = 77,79$, $gl = 1$, $p < 0,05$), chachalaca ($\chi^2 = 79,85$, $gl = 1$, $p < 0,05$), pecarí de collar ($\chi^2 = 44,44$, $gl = 1$, $p < 0,05$), tejón ($\chi^2 = 91,32$, $gl = 1$, $p < 0,05$), venado cola blanca ($\chi^2 = 34,29$, $gl = 1$, $p < 0,05$), ganado y equinos ($\chi^2 = 77,79$, $gl = 1$, $p < 0,05$). El ocelote ($\chi^2 = 35,43$, $gl = 1$, $p < 0,05$), la zorra gris ($\chi^2 = 47,44$, $gl = 1$, $p < 0,05$) y los conejos ($\chi^2 = 26,54$, $gl = 1$, $p < 0,05$) fueron significativamente más nocturnos (Figura 13).

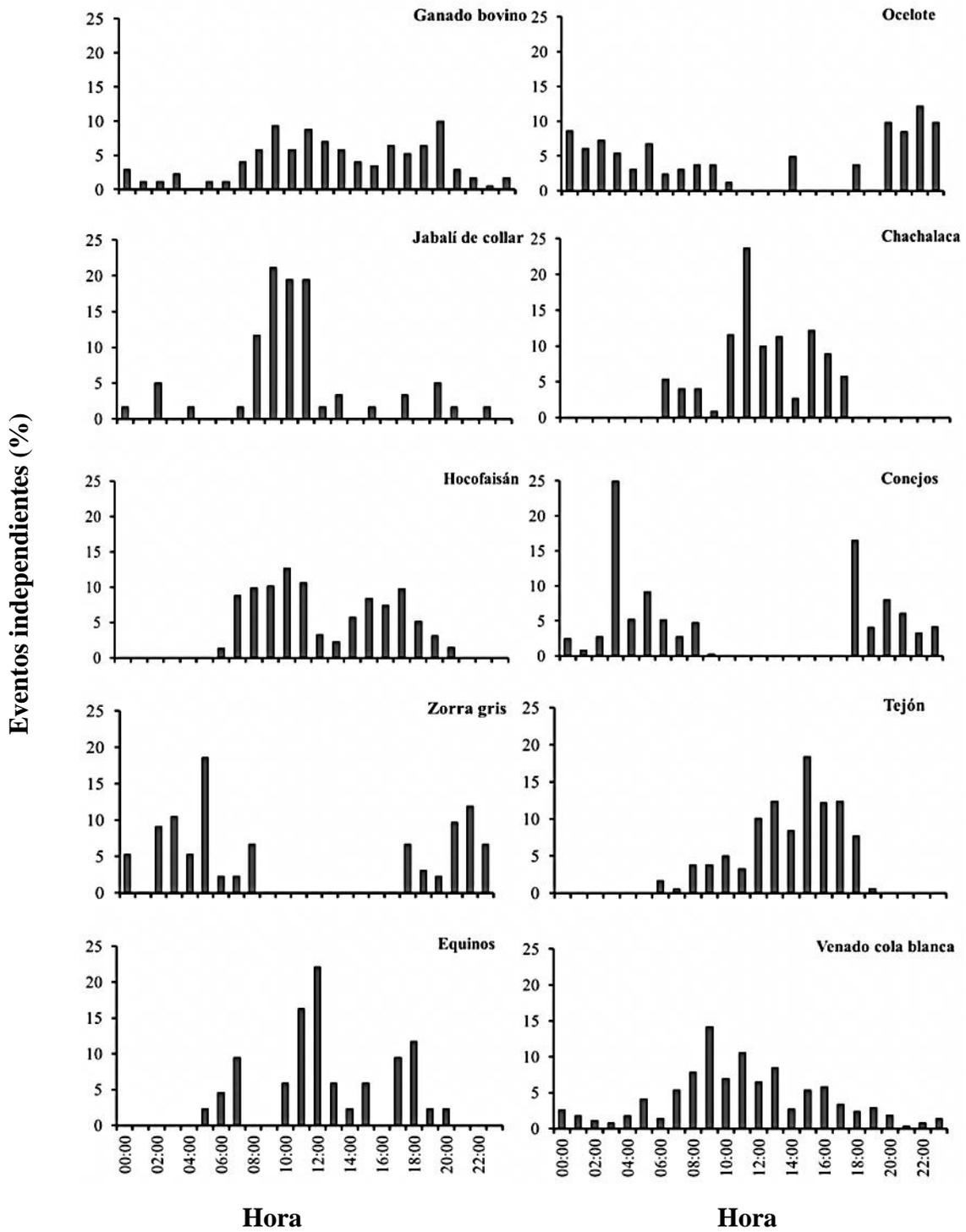


Figura 13. Patrones de actividad de especies presa en la Reserva de la Biósfera Sierra del Abra-Tanchipa.

La actividad de los jaguares se relacionó positivamente con la actividad de la zorra gris, el ocelote y los conejos (todos $p < 0,05$). En contraste, la actividad del puma no tuvo correlación significativa con ninguna especie de presa (Cuadro 8).

Cuadro 8. Correlaciones entre el patrón de actividad de los jaguares, pumas y especies presa.

Especie presa	Jaguar	Puma
Ganado	-0.34	0.24
Pecarí de collar	-0.39*	0.15
Hocofaisán	-0.48*	0.24
Zorra gris	0.44*	0.11
Equinos	-0.35	-0.26
Ocelote	0.43*	0.20
Chachalaca	-0.66*	-0.03
Conejos	0.41*	0.07
Tejón	-0.46*	-0.03
Venado cola blanca	-0.61*	0.07

* Correlaciones significativas $p < 0.05$

DISCUSIÓN.

La información sobre el estado de conservación de los jaguares y pumas, así como sobre su abundancia y ecología, es desconocida en la mayoría de las áreas de distribución en México. Mucha de esta información se ha generado en los bosques tropicales de la península de Yucatán (e. g. Aranda y Sánchez-Cordero, 1996; Aranda, 1998; Chávez *et al.*, 2007), en la vertiente del Pacífico (e. g. Núñez *et al.*, 2000; 2002; Núñez, 2011) y en la vertiente del Pacífico y la Sierra Madre Occidental (e. g. Gutiérrez-González *et al.*, 2012). Únicamente dos estudios sobre estos temas se habían realizado en la Sierra Madre Oriental; uno sobre su abundancia en una localidad del macizo montañoso de la SMO (Ávila, 2009); y otro sobre su dieta en el mismo sitio (Rueda *et al.*, 2013). Antes de este estudio, la situación poblacional de ambos felinos en la RBSAT era prácticamente desconocida y la información sobre su ecología estaba basada únicamente en registros anecdóticos obtenidos por entrevistas a pobladores locales (Leyequién y Balvanera, 2007). Por lo anterior, éste es el primer estudio formal sobre el estado poblacional y la ecología de estas especies en esta región de la Sierra Madre Oriental.

Abundancia de felinos.

El fototrampeo es una de las técnicas más utilizadas en la actualidad para la estimación del tamaño poblacional de grandes felinos (Karanth y Nichols, 2002; O'Brien, 2011). En este estudio, dicha técnica, en conjunto con los modelos de captura-recaptura (Otis *et al.*, 1978), permitió calcular la abundancia de jaguares y pumas. De manera similar con lo reportado en otros estudios (Gutiérrez-González *et al.*, 2012), la identificación de los distintos jaguares fue posible, aún cuando las fotografías no mostraban a los animales completos, debido a la presencia de algunas manchas identificables. Únicamente dos de las 41 fotografías de jaguar no pudieron ser asignadas a ninguno de los individuos. En contraste, la identificación individual de los pumas fue más difícil, ya que varias fotografías carecieron de la calidad necesaria para su diferenciación (e. g. fotografías sobreexpuestas, borrosas o con ángulos inadecuados). Por lo anterior, es altamente probable que el número mínimo de pumas esté subestimado.

La diferencia en el número mínimo de jaguares identificados en las fotografías (n=13) con respecto al obtenido a través de las frecuencias de los distintos alelos extraídos

del ADN fecal (n=27) muestra que el fototrampeo puede presentar un sesgo importante en la estimación de poblaciones de grandes felinos. Esta diferencia en la efectividad de las técnicas puede estar relacionada con las limitaciones que presenta el fototrampeo. En un estudio realizado en Sonora, México, Rosas-Rosas y Bender (2012) encontraron que algunos felinos pueden pasar frente a las cámaras sin ser fotografiados, mientras que otros individuos identificados a través de sus huellas nunca fueron capturados con fototrampeo. De manera similar, durante el presente estudio, en cinco ocasiones los felinos abandonaron la vereda a escasos metros de la estación de fototrampeo y se reincorporaron a ella algunos metros adelante. Esto sugiere que la presencia de las cámaras trampa puede generar cambios en el comportamiento de los individuos, a pesar de que esta técnica es considerada como no invasiva (Keys y Salauson, 2008). Sin embargo, este comportamiento no fue observado en los pumas.

La densidad media de jaguares encontrada en este estudio (2.29/100 km²) fue semejante a la reportada para áreas protegidas de Bolivia que presentan vegetación similar a la RBSAT (Tucavaca: 2.57/100 km² Maffei *et al.*, 2004; Ravelo: 2.27/100 km² Noss *et al.*, 2004). Sin embargo, esta densidad es menor a la de San Nicolás de los Montes en San Luis Potosí (3.20/100 km² Ávila, 2009), la Selva Lacandona (3.55/100 km² De la Torre y Medellín, 2001), el norte de la península de Yucatán (3.76/100 km² Faller *et al.*, 2007), Campeche (4.17/100 km² Aranda, 1998; 6.66/100 km² Chávez *et al.*, 2007) y Jalisco (5.90/100 km², Núñez, 2011). Por el contrario, la densidad mínima de pumas (1.38 individuos/100 km²) fue mayor a la reportada para Sonora (1.71/100 km² Rosas-Rosas y Bender, 2012) y Colima (0.90/100 km² Burton, 2006) y menor a la de Belice (3.42/100 km² Kelly *et al.*, 2003), Chile (2.50/100 km² Franklin, 1999), Brasil (3.40/100 km² Negrões *et al.*, 2010) y Bolivia (16.43/100 km² Kelly *et al.*, 2003). La densidad de grandes carnívoros como los jaguares y pumas está relacionada con la productividad de cada sitio (Gutiérrez-González *et al.*, 2012), la cual se refleja en la abundancia y disponibilidad de presas (Karanth *et al.*, 2004). La densidad relativamente baja de ambos felinos en la RBSAT coincide con lo que se espera para sitios con marcada estacionalidad y precipitación moderada (Tôrres *et al.*, 2012), de manera similar a lo observado por Núñez (2011) en un sitio con el mismo tipo de vegetación y régimen de lluvias de la costa de Jalisco.

La permanencia de la mayoría de los individuos a lo largo del estudio; la recaptura de la hembra JH03 fotografiada por Villordo (2009), y la evidencia de reproducción de ambas especies; muestran que la RBSAT presenta una población residente y reproductiva de felinos. Esto resalta la importancia de esta zona para la conservación de estas especies y su utilidad como refugio de las mismas. Sin embargo, la estrecha relación de parentesco entre los jaguares encontrada en este estudio y la diversidad genética menor ($H_{exp}=0.61$, $N_a=5.92$) a la reportada para otras poblaciones de jaguares ($H_{exp}=0.73$, $N_a=7.23$ Haag *et al.*, 2010; $H_{exp}=0.74$, $N_a=8.31$; Eizirik *et al.* 2001) podría representar un riesgo para la supervivencia de esta especie a largo plazo.

Hábitos alimentarios.

Los hábitos alimentarios son uno de los temas más estudiados de la ecología del jaguar y el puma (Sunquist, 2002); sin embargo, son pocos los trabajos en los que se ha analizado la dieta de ambas especies de manera simultánea (e.g. Aranda and Sánchez-Cordero, 1996; Weckel *et al.*, 2006a, Rosas-Rosas *et al.*, 2008) y la mayoría han sido realizados en sitios con extensas áreas de vegetación natural mínimamente alterada (e.g. Aranda y Sánchez-Cordero, 1996; Taber *et al.*, 1997; Weckel *et al.*, 2006b). Los estudios realizados en paisajes fragmentados mostraron que la dieta de estas especies tiende a ser más diversa conforme aumenta el nivel de perturbación (Novack *et al.*, 2005; Foster *et al.*, 2010.). A pesar de que el paisaje alrededor de la RBSAT está fragmentado, ambos felinos presentan cierto grado de especialización en el consumo de artiodáctilos silvestres; dicho patrón se ha observado más frecuentemente en zonas bien conservadas (Aranda y Sánchez-Cordero, 1996).

La dominancia de los artiodáctilos en la dieta del jaguar y del puma puede ser explicada por las características del paisaje en la zona de estudio y el comportamiento de las especies presa. El pecarí de collar y el venado cola blanca son tolerantes a la fragmentación del hábitat (Thornton *et al.*, 2011), siempre que existan áreas con cobertura vegetal original que les proporcione refugio, así como fuentes de agua y de alimento (Bissonette, 1982; Beier y McCullough, 1990). La zona de estudio cumple con estas condiciones, ya que presenta áreas relativamente grandes con vegetación natural, en las que la presencia humana es mínima, y zonas perturbadas con cultivos que pueden actuar como

alimento para dichas especies (Gama Nogueira-Filho *et al.*, 2004). Aunado a esto, ambas especies tienen hábitos gregarios y, de manera particular, el pecarí presenta un comportamiento de alimentación ruidoso (Novack *et al.*, 2005), lo que aumenta la probabilidad de detección y encuentro con los felinos.

De manera general, los jaguares se alimentaron de presas más grandes (PPPV = 18.50 kg) que los pumas (PPPV = 10.40 kg). Estos resultados son similares a lo reportado para regiones poco fragmentadas, en las que los jaguares muestran dominancia trófica sobre los pumas (Taber *et al.*, 1997; Crawshaw y Quigley, 2002; Oliveira, 2002). El uso de presas grandes por el jaguar y presas pequeñas por el puma está básicamente relacionado con su anatomía. El jaguar es más corpulento, posee caninos más grandes (Christiansen, 2007) y presenta mayor fuerza de mordida que el puma (Del Moral-Sacchetti *et al.*, 2011), lo que facilita que el jaguar mate a sus presas de manera rápida (Hoogesteijn *et al.*, 2002), haciendo menor el gasto energético asociado con el sometimiento de presas de gran tamaño (MacArthur y Pianka, 1966). Por el contrario, el tamaño de las presas del puma está limitado por su menor fuerza de mordida y sus caninos más pequeños (Christiansen, 2007). Este consumo diferencial de presas de distinto tamaño trae como ventaja la disminución de la competencia entre ambos felinos (Iriarte *et al.*, 1990).

El traslape de la dieta de jaguares y pumas fue inferior al reportado en otros sitios fragmentados del SMO (0.80, San Nicolás de los Montes, San Luis Potosí; Rueda *et al.*, 2013). Dicho resultado no sigue el patrón propuesto por Azevedo (2008) y por Foster *et al.* (2010b), quienes sugieren un alto traslape entre las dietas de estos felinos en un paisaje fragmentado. Este patrón opuesto al esperado puede explicarse por la abundancia de presas silvestres en el área de estudio que permite la utilización diferencial de distintos recursos alimenticios por los felinos. La afirmación se ve apoyada por el aporte mínimo del ganado en la dieta de ambos felinos; durante este estudio, no se encontró ninguna evidencia de ganado bovino muerto o consumido por jaguares y pumas, y únicamente una excreta de jaguar contuvo restos de un asno joven.

La segregación trófica es una estrategia que facilita la coexistencia de dos especies de carnívoros con requerimientos ecológicos similares (Andheira *et al.*, 2007; Ray y Sunquist, 2001). Los jaguares y pumas fueron fotografiados regularmente en los mismos

sitios y presentan patrones de actividad similares, por lo que es probable que el consumo diferencial de las presas sea una de las estrategias principales de segregación ecológica utilizadas por estos felinos en la RBSAT.

Patrones de actividad.

La actividad catemeral del jaguar encontrada en este trabajo rara vez se informó en otros estudios y sólo ha sido descrita para hábitat forestales de la Amazonía de Perú (Gómez *et al.*, 2005) y Bolivia (Emmons, 1987). En contraste, la alta actividad diurna encontrada en el puma ha sido reportada en diversos estudios (Núñez *et al.*, 2002, Chávez *et al.*, 200; Estrada, 2008, Harmsen *et al.*, 2009; Di Bitteti *et al.*, 2010). La actividad catemeral incrementa la probabilidad de encuentro con una base de presas más diversa (Scognamillo *et al.*, 2003), lo que es especialmente benéfico para un depredador generalista como el puma que consume presas diurnas (e.g. venado cola blanca) y nocturnas (e.g. conejos). En la RBSAT, el jaguar y el puma mostraron actividad importante durante las horas diurnas (34.09% y 53.59%, respectivamente); este comportamiento es similar a los observado en los Llanos venezolanos (Scognamillo *et al.*, 2003) y algunos biomas de Brasil (Foster *et al.*, 2013). La actividad diurna en los grandes felinos es un indicador de la ausencia de perturbación humana en el hábitat (Paviolo *et al.*, 2009). La mínima presencia humana dentro del área protegida de la RBSAT permite que los jaguares y pumas estén activos durante las horas diurnas, sin riesgo de encuentros con los humanos. A pesar de esto, ambos felinos mostraron un descenso en su actividad alrededor del mediodía, lo cual puede deberse a que en ese periodo se presentan las temperaturas más altas, que los lleva a refugiarse en sitios frescos durante las horas más calurosas. Este patrón ha sido documentado en otros sitios del neotrópico que presentan temperaturas altas, tanto con el análisis de las capturas fotográficas (Estrada, 2008) como con telemetría (Núñez *et al.*, 2002).

La segregación temporal entre las especies de carnívoros se ha sugerido como una estrategia para reducir la competencia por interferencia y el riesgo de depredación interespecífica (Fedriani *et al.*, 2000). A pesar de esto, la clara segregación temporal del jaguar y el puma únicamente ha sido reportada para los bosques secos de Bolivia (Romero-Muñoz *et al.*, 2010). En este estudio, la actividad general de ambos felinos no fue

significativamente distinta, pero el jaguar mostró picos de actividad que comenzaban alrededor de la puesta del sol y disminuían cerca de dos horas después del amanecer, lo que es contrario a la mayor actividad del puma, que comenzaba al amanecer, disminuía después de las 10:00 h y permanecía relativamente estable durante el resto del día. Esto sugiere que, a pesar del traslape, la actividad del jaguar está en su apogeo cuando la actividad del puma ha disminuido. Los encuentros entre estas dos especies de grandes carnívoros suelen culminar en agresiones interespecíficas, lesiones o muerte de uno de los agresores (generalmente el puma). La severidad de estos ataques parece aumentar con altas densidades de carnívoros (Palomares y Caro, 1999). La falta de evidencia de agresión interespecífica (e.g. cicatrices o heridas producidas por los combates) en los animales fotografiados, sugiere que los picos de actividad contrarios son un mecanismo que permite la coexistencia de varios individuos de ambas especies en el área de estudio.

Se ha sugerido que los patrones de actividad de los jaguares y pumas son determinados por la actividad de sus especies presa (Emmons, 1987; Núñez *et al.*, 2000; Scognamillo *et al.*, 2003; Harmsen *et al.* 2011, Foster *et. al.*, 2013). En RBSAT, la actividad de los jaguares se relacionó significativamente con la actividad de sus especies presa principales de manera negativa. Lo anterior sugiere que el jaguar caza a sus presas cuando no están activas y probablemente son más vulnerables, como lo es durante las horas nocturnas. Por el contrario, la actividad de los pumas no se relacionó significativamente con la actividad de ninguna especie presa, debido probablemente al mayor espectro de presas que consume.

Implicaciones de conservación y manejo.

La RBSAT es uno el único refugio protegido para los grandes felinos en el noreste de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí. Los resultados de este trabajo muestran que, a pesar de su pequeño tamaño y la fragmentación presente en su periferia, aún mantiene una importante población de jaguares y pumas. Sin embargo, la supervivencia a largo plazo de esta población depende en gran medida en que la RBSAT mantenga una base de presas abundante y diversa, así como que mantenga la conectividad con otras regiones forestadas del macizo montañoso de la Huasteca Potosina.

Una opción para lograrlo es el establecimiento de una Unidad de Manejo Ambiental (UMA) en las zonas fragmentadas fuera de la reserva, que promueva la presencia de especies presa y genere estímulos para la conservación y restauración de la zona, lo cual ya ha sido utilizado de manera exitosa en la conservación de estos felinos (Rosas-Rosas y Valdez, 2010). Esta estrategia puede complementarse con la promoción de sistemas agroforestales y silvopastoriles que promuevan la presencia de presas (Dayli *et al.*, 2003.) y el uso de estrategias de manejo de ganado que reduzcan la probabilidad de encuentro con felinos y, por lo tanto, que reduzca el riesgo de depredación (Hoogesteijn y Hoogesteijn, 2011; Rosas-Rosas *et al.*, 2010). La caña de azúcar, al ser el principal cultivo en los valles de la Huasteca Potosina (Aguilar *et al.*, 2010) y una fuente de alimento atractivo para varias especies de fauna silvestre que incluyen al pecarí de collar y al venado de cola blanca (Dotta y Verdade, 2007), podría ser una opción para los sistemas agropastoriles. Finalmente, es necesario que se implementen programas comunitarios constantes y eficaces de educación ambiental, que incluyan un importante componente de sensibilización y trabajo para la tolerancia a la presencia de estas especies de felinos.

CONCLUSIONES

La RBSAT mantiene una población residente y reproductiva de jaguares y pumas. La densidad de los jaguares es similar a la presente en ambientes con el mismo tipo de vegetación, pero inferior a la reportada para la mayoría de los estudios en México. La identificación individual de los pumas fue complicada, por lo que la abundancia calculada está probablemente subestimada. El número de jaguares distintos identificados por fototrampeo fue inferior al número identificado a través del análisis molecular. Existe una alta relación de parentesco entre los jaguares identificados y su diversidad genética es menor a la reportada en otros estudios. Ambos felinos se alimentan principalmente de presas silvestres. La dieta del jaguar está compuesta fundamentalmente de pecarí de collar, y la del puma de venado cola blanca. El traslape de las dietas fue bajo y hay consumo diferente de algunas especies de presas. El jaguar seleccionó activamente al jabalí de collar como su alimento, mientras que el puma consumió al venado cola blanca de acuerdo a su disponibilidad. Ambos felinos son catemerales, pero sus picos de actividad son opuestos. La actividad del jaguar estuvo relacionada con la actividad de seis presas, la del puma no se relacionó con ninguna. La supervivencia de ésta población dependerá de que la RBSAT mantenga una base de presas adecuada y que la conectividad con otras áreas se mantenga.

LITERATURA CITADA

- Ackerman B., F. Lindzey, and T. Hemker. 1986. Cougar food habits in Southern Utah. *Journal of Wildlife Management* 48(1): 147-155.
- Aguilar N., G. Galindo, J. Fortanelli, y C. Contreras. 2010. Índice normalizado de vegetación en caña de azúcar en la Huasteca Potosina. *Avances en Investigación Agropecuaria* 14(2): 49-65.
- Agundis T. M. 1956. El verdadero Jorge Pasquel, ensayo biográfico sobre su carácter. Gráfica Atenea. Texas. 385 p.
- Ale S. B., and C. J. Whelan. 2008. Reappraisal of the role of big, fierce predators! *Biodiversity Conservation* 17: 685-690.
- Alexander M. 2008. Management planning for nature conservation. A theoretical basis & practical guide. Springer. New York, NY. 425 p.
- Alonso R., F. Rodríguez, G. Ciocheti, and P. Galetti. 2007. Determination of the minimum population size of pumas (*Puma concolor*) through fecal DNA. *Biotropica* 39(5): 647-654.
- Amato G., and S. Rabinowitz. 2008. A field manual for the collection, storage and transportation of biomaterials for genetic studies on felids. American Museum of Natural History. New York, NY. 19 p.
- Amit, R., L. D. Alfaro, and E. Carrillo. 2009. Estimación de poblaciones de jaguar (*Panthera onca*) en el Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. *Ambientales* 38: 3-5.
- Andheria A. P., K. U. Karanth, and N. S. Kumar. 2007. Diet and prey profiles of three sympatric large carnivores in Bandipur Tiger Reserve, India. *Journal of Zoology* 273: 169-175.
- Aranda M. 1998. Densidad y estructura de una población del jaguar (*Panthera onca*) en la Reserva de la Biósfera Calakmul, Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 75: 199-201.
- Aranda M., and V. Sánchez-Cordero. 1996. Prey spectra of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in tropical forest Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 31: 65-67.
- Arriaga L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez, y E. Loa (coord.). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México, Distrito Federal.

- Athreya V., M. Odden, J. D. Linnell, J. Krishnaswamy, and U. Karanth. 2013. Big cats in our backyards: persistence of large carnivores in a human dominated landscape in India. *PlosOne*: 8(3): e57872.
- Ávila D. 2009. Abundancia del jaguar (*Panthera onca*) y de sus presas en el municipio de Tamasopo, San Luis Potosí. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados. México. 84 p.
- Azevedo F. C. 2008. Food habits and livestock depredation of sympatric jaguars and pumas in the Iguazu National Park Area, South Brazil. *Biotropica* 40(4): 494-500.
- Beier P. and D. R. McCullough. 1990. Factors influencing white-tailed deer activity patterns and habitat use. *Wildlife Monographs* 109: 1-51.
- Benítez H., C. Arizmendi, y L. Márquez. 1999. Base de Datos de las AICAS. CIPAMEX, CONABIO, FMCN y CCA. México. <http://www.conabio.gob.mx>. Fecha de acceso: 13 de enero 2013.
- Bissonette J. A. 1982. Ecology and social behavior of the collared peccary in Big Bend National Park, Texas. *Scientific Monograph Series* 16. Washington, D.C. 85 p.
- Bridges A., and A. Noss. 2011. Behavior and activity patterns. *In*: O'Connell A., J. Nichols, and U. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology: Methods and analysis*. Springer, New York. pp: 57-70.
- Bridges, A. S., M. R. Vaughan, and S. Klenzendorf. 2004. Seasonal variation in American black bear *Ursus americanus* activity patterns: quantification via remote photography. *Wildlife Biology* 10:277-284.
- Burton A. M. 2008. Puma abundance on the Colima Volcanic complex, western Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología* 10:92-99.
- Carbone C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D. W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D. J. Smith, M. Sunquist, R. Tilson, and W. N. Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75-79.
- Caro T., A. Engilis Jr., E. Fitzherbert, and T. Gardner. 2004. Preliminary assessment of the flagship species concept at a small scale. *Animal Conservation* 7: 63-70.
- Caro T., and G. O' Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13(4): 805-814.
- Caragiulo A., and I. Dias-Freedman. 2013. Genetic analysis of jaguar (*Panthera onca*) scat samples collected from Sierra Madre Oriental mountain range in Mexico. Summary

- report. Sackler Institute for Comparative Genomics, American Museum of Natural History. 3 p.
- Ceballos G., y G. Oliva (coord.). 2005. Los mamíferos silvestres de México. Fondo de Cultura Económica-CONABIO. México Distrito Federal. 986 p.
- Chapa-Vargas L., and K. Monzalvo-Santos. 2012. Natural protected areas of San Luis Potosí, Mexico: ecological representativeness, risk, and conservation implications across scales. *International Journal of Geographical Information Science* 1: 1-17.
- Chaves, SL, Dias, I & Pomilla, C. 2010. *Extraction of genomic DNA from carnivore fecal samples using QIAamp DNA Stool Mini Kit* [Online]. Available:<http://research.amnh.org/genomics/Resources/Extraction--genomic--DNA>. Fecha de acceso 01 de septiembre 2010.
- Chávez, C., G. Ceballos y M. Amín. 2007. Ecología poblacional del jaguar y sus implicaciones para la conservación en la Península de Yucatán *In*: Ceballos G., C. Chávez, R. List y H. Zarza (Eds.). *Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas*. Conabio-Alianza WWF/Telcel-UNAM, México. pp: 91-100.
- Chinchilla F.A. 1997. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 45(3): 1223-1129.
- Christiansen P. 2007. Canine morphology in the larger Felidae: implications for feeding ecology. *Biological Journal of the Linnean Society* 91:573-592.
- Coronado W. 2011. Distribución geográfica y ecológica del jaguarundi (Puma yagouarundi) en el estado de San Luis Potosí, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Texcoco, México. 59 p.
- Coronel H., C. A. López, G. P. Lorenzana, y A. M. Ortega. 2008. El jaguar (*Panthera onca*) en Querétaro. *Extensión Nuevos tiempos* 2(10): 29-34.
- Crawshaw P. G., y H. Quigley. 2002. Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación *In*: Medellín R.A., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber (comp.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society. México Distrito Federal. pp: 223-235.
- Dalquest W. 1953. *Mammals of the Mexican state of San Luis Potosí*. Louisiana State University Press. Baton Rouge. 253 p.
- Dayli G. C., G. Ceballos, J. Pacheco, G. Suzán, and A. Sánchez-Azofeifa. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17(6): 1814-1826.

- De Angelo C., A. Paviolo, and M. Di Bitetti. 2011. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions* 17: 422-436.
- de la Torre J. A., and R. A. Medellín. 2011. Jaguars *Panthera onca* in the greater Lacandona Ecosystem, Chiapas, Mexico: Population estimates and future prospects. *Oryx* 45: 546-553.
- Del Moral-Sachetti J. F., F. I. Lameda-Camacaro, J. S. Vázquez, y R. Zenteno-Cárdenas. 2011. Fuerza de mordedura y estrés mandibular en el jaguar (*Panthera onca*) durante la depredación de pecaríes (Artiodactyla: Tayassuidae) mediante la fractura de sus cráneos. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 27(3): 757-776.
- Di Bitteti M., C. De Angelo, Y. Di Blanco, and A. Paviolo. 2010. Niche partitioning and species coexistence in biotropical felids assemblage. *Acta Oecologica* 36: 403-412.
- Diario Oficial de la Federación. 1994. 6 de junio de 1994. Decreto por el que se declara como área natural protegida, con el carácter de reserva de la Biósfera, la región conocida como Sierra del Abra Tanchipa, ubicada en los municipios de Ciudad Valles y Tamuín, Estado de San Luis Potosí.
- Diaz, F., L. Maffei, and J. Polisar. 2010. Densidad de jaguares en los territorios indígenas Mayangna SauniBu y Kipla Saittaskaika en la Reserva de Biósfera de Bosawas, Atlántico Norte de Nicaragua. *Revista de Biodiversidad y Áreas Protegidas* 2: 51-58.
- Dillon A., and M. J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41(4): 469-477.
- Eizerik E., J. Kim, M. Menotti-Raymond, P. C. Crawshaw, S. J. O'Brien, and W. E. Johnson. 2001. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (*Panthera onca*, Mammalia, Felidae). *Molecular Ecology* 10:65-79.
- Emmons L. H. 1987. Comparative ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20(4): 271-283.
- Escalante T., G. Rodríguez, y J. J. Morrone. 2005. Las provincias biogeográficas del componente mexicano de montaña desde la perspectiva de los mamíferos continentales. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76(2): 199-205.
- Estes J. A., J. Terborgh, J. S. Brashares, M. E. Power, J. Berger, W. J. Bond, S. R. Carpenter, T. E. Essington, R. D. Holt, J. B. Jackson, R. J. Marquis, L. Oksanen, T. Oksanen, R. T. Paine, E. K. Pikitch, W. J. Ripple, S. A. Sandin, M. Scheffer, T. W. Schoener, J. B. Shurin, A. R. Sinclair, M. E. Soulé, and R. Virtanen. 2011. Trophic downgrading of the planet Earth. *Science* 333: 301-306.

- Estrada G. 2008. Dieta, uso de hábitat y patrones de actividad del puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*) en la selva maya, Centroamérica. *Revista Mexicana de Mastozoología* 12:113-130.
- Faller J. C., C. Chávez, S. Johnson, y G. Ceballos. 2007. Densidad y tamaño de la población del jaguar en el noreste de la península de Yucatán *In*: Ceballos G., C. Chávez, R. List y H. Zarza (eds.). *Conservación y manejo del jaguar en México, estudios de caso y perspectivas*. CONABIO, Alianza WWF-TELCEL, UNAM. México, Distrito Federal. pp: 111-121.
- Fedriani J. M., T. K. Fuller, R. M. Sauvajot and E. C. York. 2000. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia* 125: 258-270.
- Figel J., J. E. Duran, and D. Barton. 2011. Conservation of the jaguar *Panthera onca* in a community-dominated landscape in montane forest in Oaxaca, Mexico. *Oryx* 45: 554-560.
- Foster R. J., B. J. Harmsen, and C. Patrick. 2010a. Habitat use by sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance in Belize. *Biotropica* 42(6): 724-731.
- Foster R. J., B.J. Harmsen, B. Valdes, C. Pomilla, and C.P. Doncaster. 2010b. Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology* 280: 309-318.
- Foster V. C., P. Sarmiento, R. Sollmann, N. Tôrres, A. T. A. Jácomo, N. Negrões, C. Fonseca, and L. Silveira. 2013. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica* 45(3): 373-379.
- Franklin W. L., W. E. Johnson, R. J. Sarno, and J. A. Iriarte. 1999. Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation* 90: 33-40.
- Gama Nogueira-Filho, S. L., D. Oliveira Santos, A. Mendes, y S. S. da Cunha Nogueira. 2004. Developing diets for collared peccary (*Tayassu tajacu*) from locally available food resources in Bahia, Brazil. *MEMORIAS: Manejo de Fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica*. pp: 458-463.
- Garla R. C., E. Z. Setz, and N. Gobbi. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic rain forest of Southeastern Brazil. *Biotropica* 33(4): 691-696.
- Gómez H., R. Wallace, G. Ayala, and R. Tejeda. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(2):91-95.
- Gómez-Pompa A., y R. Dirzo (coord.). 1995. *Reservas de la Biósfera y otras áreas naturales protegidas de México*. Instituto Nacional de Ecología. México, Distrito Federal.

- Gompper M. E., R. W. Kays, J. C. Ray, S. D. Lapoint, D. A. Bogan, and J. R. Cryan. 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin*. 34(4): 1142-1151.
- González-Maya, J. F., B. G. Finegan, J. Schipper, and F. Casanoves. 2008. Densidad absoluta y conservación del jaguar y sus presas en la región Talamanca Pacífico, Costa Rica. Serie Técnica No. 7: Apoyando los esfuerzos en el manejo y protección de la biodiversidad tropical. The Nature Conservancy, San José, Costa Rica. 55 p.
- Gutiérrez-González C. E., M. A. Gómez-Ramírez, and C. A. López-González. 2012. Estimation of the density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in Sonora, Mexico, using camera trapping and an open population model. *Oryx* 46(3): 431-437.
- Haag T., A. S. Santos, C. De Angelo, A. C. Srbeek-Araujo, D. A. Sana, R. G. Morato, F. M. Salzano, and E. Eizirik. 2009. Development and testing of an optimized method for DNA-based identification of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) faecal samples for use in ecological and genetic studies. *Genetica* 136: 505-512.
- Harmsen B. J., R. J. Foster, S. Silver, L. Ostro and C. Doncaster. 2009. Spatial and temporal interactions of sympatric jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in a neotropical forest. *Journal of Mammalogy* 90(3): 612-620.
- Harmsen B. J., R. J. Foster, S. Silver, L. Ostro, and C. Doncaster. 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology* 76(3): 320-324.
- Harmsen B. J., R. J. Foster, S. Silver, L. Ostro, and C. P. Doncaster. 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. *Biotropica* 42(1): 126-133.
- Heinemeyer K. S., T. J. Ulizo, and R. L. Harrison. 2008. Natural sign: tracks and scats *In*: Long R.A., P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C Ray. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press. Washington D.C. pp: 45-74.
- Henschel P., and J. Ray. 2003. *Leopards in African rainforest: survey and monitoring techniques*. Wildlife Conservation Society. New York, NY. 50 p.
- Hoogesteijn R, y A. Hoogesteijn. 2011. Estrategias anti-depredación para fincas ganaderas en Latinoamérica: una guía. Panthera. Campo Grande, Brasil. 54 p.
- Hoogesteijn R., E. O. Boede, y E. Mondolfi. 2002. Observaciones de la depredación de bovinos por jaguares en Venezuela y los programas gubernamentales de control. *In*: Medellín R. A., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, E. Sanderson E., y A. Taber (coord.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society. México Distrito Federal. México. pp: 183-197.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2002. Síntesis de información geográfica del estado de San Luis Potosí. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México, Distrito Federal.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Principales resultados por localidad. Censo de población y vivienda 2010. www.inegi.org.mx. Consultado 25 marzo 2012.
- Inskip C., and A. Zimmerman. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx* 43(1): 18-34.
- Iriarte J. A., W. L. Franklin, W. E. Johnson, and K. H. Redford. 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia* 85: 185-190.
- Jackson R. M., J. D. Roe, R. Wangchuk, and D. O. Hunter. 2005. Survey snow leopard population with emphasis on camera trapping, a handbook. The snow leopard conservancy. Sonoma, California. 73 p.
- Jaksic F., and H. Braker. 1983. Food-niche relationships and guild structure of diurnal bird of prey: competition versus opportunism. *Canadian Journal of Zoology* 61: 2230-2241.
- Janečka J. E., B. Munkhtsog, R. M. Jackson, G. Naranbaatar, D. P. Mallon, and W. J. Murphy. 2001. Comparison of noninvasive genetic and camera-trapping techniques for surveying snow leopards. *Journal of Mammalogy* 92(4): 771-783.
- Kalinowski S., A. P. Wagner and, M. Taper. 2006. ML-RELATE: a computer program for maximum likelihood estimation of relatedness and relationship. *Molecular Ecology Notes* 6:576- 579.
- Kalinowski S., M. Taper, and T. Marshall. 2007. Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. *Molecular Ecology* 16:1099-1106.
- Karanth U. K., and J. D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79(8): 2852-2862.
- Karanth U. K., and J. D. Nichols. 2002. Monitoring tigers and their prey, a manual of researchers, managers and conservationist in Tropical Asia. Centre of Wildlife Studies. Bangalore, India. 193 p.
- Karanth U. K., and R. Chellam. 2009. Carnivore conservation at the crossroads. *Oryx* 46(1): 1-2.
- Karanth U. K., J. D. Nichols, N. S. Kumar, W. A. Link, and J. E. Hines. 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *PNAS* 101(14): 4854-4858.

- Kelly M. J., A. J. Noss, M. Di Bitetti, L. Maffei, R. L. Arispe, A. Paviolo, C. De Angelo and Y. E. Di Blanco. 2003. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy*, 89(2): 408-418.
- Keys, R. W., and K. M. Slauson. 2008. Remote Cameras. *In*: Long R. A., P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray (eds.). *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press. Washington D. C. pp: 110-140.
- Kohn M. H., and R. K. Wayne. 1997. Facts from feces revisited. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 223-227.
- Krebs, C. 1999. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman. Addison Menlo Park, California. 620 p.
- Laundré J., and L. Hernández. 2010. What we know about pumas in Latin America *In*: Hornocker M., and S. Negri (eds.). *Cougar, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago. pp: 76-90.
- León-Paniagua L., E. Romo-Vázquez, J. C. Morales, D. J. Schmidly, and D. Navarro-López. 1990. Noteworthy records of mammals from the state of Querétaro, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 35(2): 231-235.
- Leyequién L., y R. M. Balvanera. 2007. El jaguar en el este de la Huasteca Potosina. *In*: Ceballos G., C. Chávez, R. List, y H. Zarza (eds.). *Conservación y manejo del jaguar en México, estudios de caso y perspectivas*. Conabio-Alianza WWF/Telcel-UNAM. México Distrito Federal. pp: 51-58.
- Linnell J. D., J. E. Swenson, and R. Andersen. 2001. Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favorable. *Animal Conservation* 4: 345-349.
- Long R. A., P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray. 2008. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press. Washington D.C. 400 p.
- López J. H., O. C. Rosas, y J. A. Niño. 1997. El jaguar (*Panthera onca veraecrucis*) en Nuevo León, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 2: 126-128.
- Luna I., J. J. Morrone, y D. Espinosa. 2004 (eds.). *La biodiversidad de la Sierra Madre Oriental*. CONABIO, UNAM. México, Distrito Federal. 527 p.
- MacArthur R., and E. R. Pianka. 1966. On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist* 100(916): 603-609.
- Macdonald D. W., A. J. Loveridge, and K. Nowell. 2010. *Dramatis personae: an introduction to the wild felids* *In*: Macdonald D. A., and A. J. Loveridge (eds.) *Biology and conservation of wild felids*. Oxford University Press. Oxford. pp: 3-58.

- Maffei L., A. J. Noss, S. C. Silver, and M. J. Kelly. 2011. Abundance/density case study: Jaguars in the Americas *In*: O'Connell A. F., J. D. Nichols, and K. U. Karanth (eds.). Camera traps in animal ecology. Springer, Washington D.C. USA. pp: 119-144.
- Maffei, L., E. Cuéllar and A. Noss. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262 (3): 295-304.
- Mainka S. A., and J. A. Mills. 1995. Wildlife and traditional Chinese medicine: supply and demand for wildlife species. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 26(2): 193-200.
- Marker L. L., E. Fabiano, and M. Nghikebua. 2008. The use of remote camera traps to estimate density of free-ranging cheetahs in North-Central Namibia. *CAT News* 49: 22-24.
- Martínez-Calderas J. M., O. C. Rosas-Rosas, J. F. Martínez-Montoya, L. A. Tarango-Arámbula, F. Clemente-Sánchez, M. M. Crosby-Galván y M. D. Sánchez-Hermosillo. 2011. Distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 997-1004.
- Martínez-Calderas J. M., O. C. Rosas-Rosas, J. Palacio, J. F. Martínez-Montoya y J. A. Villordo. 2012. Nuevos registros de tigrillo (*Leopardus wiedii*) en San Luis Potosí, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28(2): 482-486.
- McBride R. T., and R. T. McBride. 2007. Safe and selective capture technique for jaguars in the Paraguayan Chaco. *The Southwestern Naturalist* 52(4): 570-577.
- Mills L. S., J. J. Citta, K. P. Lair, M. K. Schwartz, and D. A. Tallmon. 2000. Estimating animal abundance using noninvasive sampling: promise and pitfalls. *Ecological Applications* 10(1): 283-294.
- Morin P. A., and D. S. Woodruff. 1996. Non-invasive genotyping for vertebrate conservation *In*: Smith T. B., and R. K. Wayne (eds.). *Molecular genetic approaches to conservation*. Oxford University Press, Oxford. pp: 298-313.
- Morrison L. M., W. M. Block, M. Strickland, B. A. Collier, and M. J. Peterson. 2008. *Wildlife study design*. Springer. New York, N Y. 386 p.
- Negrões N., P. Sarmiento, J. Cruz, C. Eira, E. Revilla, C. Fonseca, R. Sollmann, N. M. Tórres, M. M. Furtado, A. T. Jácomo, and L. Silveira. 2010. Use of camera-trapping to estimate puma density and influencing factors in Central Brazil. *Journal of Wildlife Management* 74(6): 1195-1203.
- Noss A., M. J. Kelly, H. B. Camblos, and D. I. Rumiz. 2004. Pumas y jaguares simpátricos: datos de trampas-cámara en Bolivia y Belice. *Memorias del simposio de Manejo de Fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica*. Págs. 229-237.

- Noss, A. J., R. L. Cuéllar, J. Barrientos, L. Maffei, E. Cuéllar, R. Arispe, D. Rúmiz, and K. Rivero. 2003. A camera trapping and radio telemetry study of *Tapirus terrestris* in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation* 12:24–32.
- Novack A. J., M. B Mai, M .E. Sunkuist, and R. F. Labisky. 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology* 267: 167-178.
- Núñez R. 2011. Estimating jaguar population density using camera-traps: a comparison with radio-telemetry estimates. *Journal of Zoology* 285(1): 39-45.
- Núñez R., B. Miller, and F. Lindzey. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology* 252: 373-379.
- Núñez R., B. Miller, y F. Lindezey. 2002. Ecología del jaguar en la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México *In*: Medellín R., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, E. Sanderson, y A. Taber (comp.). El jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society. México, Distrito Federal. pp: 107-126.
- O'Brien T. G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. *In*: O'Connell A., J. D. Nichols, and K. U. Karanth (eds.). *Camera Traps in animal ecology, methods and analysis*. Springer. New York, NY. pp: 71-96.
- O'Brien T. G., M. F. Kinnaird, and H. T. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6(3): 131-139.
- Oliveira T. 2002. Ecología comparativa de la alimentación del jaguar y el puma en el Neotrópico *In*: Medellín R. A., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber (comp.). El jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society. México Distrito Federal. pp: 265-288.
- Ortega-Huerta M. A., and K. E. Medley. 1999. Landscape analysis of jaguar (*Panthera onca*) habitat using sighting records in the Sierra de Tamaulipas, Mexico. *Environmental Conservation* 26(4): 257-269.
- Otis D. L., K. P. Burnham, G. C. White, and R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs*, 62: 3- 135.
- Palomares F., and T. M. Caro. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *The Southwestern Naturalist* 153(5): 492-508.
- Parris J. D., D. P. Braun, and R. S. Unnasch. 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience* 53(9): 851-860.

- Paviolo A., Y. Di Blanco, C. De Angelo, and M. Di Bitetti. 2009. Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic forest. *Journal of Mammalogy* 90(4): 926-934.
- Peña R., T. Dosapei, y E. Cuellar. 2004. Densidad y área mínima de acción del jaguar (*Panthera onca*) en dos épocas del año en Ravelo, Parque Nacional Kaa Iya, Santa Cruz, Bolivia. *MEMORIAS: Manejo de Fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica*. Págs.: 257-259.
- Petracca L. S., O. E. Ramírez-Bravo, and L. Hernández-Santín. 2013. Occupancy estimation of jaguar *Panthera onca* to assess the value of east-central Mexico as a jaguar corridor. *Oryx* 48(1): 133-140.
- Rabinowitz A., and B. Nottingham. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210:149-159.
- Rabinowitz A., and K. Zeller. 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143: 939-945.
- Ramírez O. E., y C. A. López. 2007. Determinación de áreas críticas para la supervivencia del jaguar en la Sierra Madre Oriental *In: Ceballos G., C. Chávez, R. List, y H. Zarza (eds.). Conservación y manejo del jaguar en México, estudios de caso y perspectivas*. CONABIO-Alianza WWF/Telcel-UNAM, Distrito Federal. pp: 41-50.
- Ray J. C., and M. E. Sunquist. 2001. Trophic relations in a community of African rainforest carnivores. *Oecologia* 127: 395-408.
- Redford K. 2005. Introduction: How to value large carnivore animals *In: Ray C., K. H. Redford, R. S. Steneck, and J. Berger (eds.). Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press. pp: 1-6.
- Rexstad E., and K. P. Burnham. 1991. Users Guide for Interactive Program CAPTURE, abundance estimation of closed populations. Colorado State University, Fort Collins, Colorado. 29 p.
- Rodríguez-Soto C., O. Monroy-Vilchis, L. Maiorano, L. Boitani, J. C. Faller, M. A. Briones, R. Núñez, O. Rosas-Rosas, G. Ceballos, and A. Falcucci. 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions* 17(2): 350-361.
- Romero-Muñoz A., L. Maffei, E. Cuéllar, and A. Noss. 2010. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forest of southern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 26: 303-311.
- Rosas-Rosas O. C. and R. Valdez. 2010. The role of landowners in jaguar conservation in Sonora, México. *Conservation Biology* 24(2): 366-371.

- Rosas-Rosas O. C., and L. C. Bender. 2012. Population status of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in northeastern Sonora, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28(1): 86-101.
- Rosas-Rosas O. C., R. Valdez, and L.C. Bender. 2008. Jaguar and puma predation on cattle calves in northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology and Management* 61: 554-560.
- Rosas-Rosas O. C., R. Valdez, L. C. Bender, and D. Daniel. 2003. Food habits of pumas in northwestern Sonora, Mexico. *Wildlife Society Bulletin* 31(2): 528-535.
- Rowcliffe J. M., and C. Carbone. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation* 11: 185-186.
- Rueda P., G. D. Mendoza, D. Martínez and, O. C. Rosas-Rosas. 2013. Determination of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diet in a tropical forest in San Luis Potosí, México. *Journal of Applied Animal Research* 41(4): 484-489.
- Rzedowski J. 1965. Vegetación de San Luis Potosí. *Acta Científica Potosina* 5(1-2): 1-291.
- Rzedowski J. 2005. Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Primera edición Digital. México D. F., México. 504 p.
- Salom-Pérez R., E. Carrillo, J. C. Sáenz, and M. Mora. 2007. Critical condition of the jaguar *Panthera onca* in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx* 41(1): 51-56.
- Sanderson E., C. Cherkiewitz, R. Medellín. A. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, y A. Taber. 2002b. Prioridades geográficas para la conservación del jaguar *In*: Medellín R., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, Al. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, E. Sanderson, y A. Taber (comp.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society. México, Distrito Federal. pp: 601-621.
- Sanderson, E., C. Chetkiewicz, R. Medellín, A. Rabinowitz, K. Redford, J. Polisar y A. Taber. 2002a. Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los jaguares a través de su área de distribución *In*: Medellín R., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, Al. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, E. Sanderson, y A. Taber (comp.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society. México Distrito Federal. pp: 551-600.
- Scognamillo D., I. Maxit, M. Sunquist, and J. Polisar. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan Llanos. *Journal of Zoology* 259: 269-279.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2009. Programa de acción para la conservación de la especie: Jaguar (*Panthera onca*). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-CONANP. México, Distrito Federal. 53 p.

- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010), Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2011. Plan de manejo tipo para el aprovechamiento en vida libre de carnívoros. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, Distrito Federal. 85 p.
- Silveira L., A. T. Jácomo, and J. A. Diniz-Filho. 2003. Camera trap, line transect and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- Silveira L., A. T. Jácomo, S. Astete, R. Sollmann, M. Tórres, M. M. Furtado, and J. Marinho-Filho. 2009. Density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in the caatinga of north-eastern Brazil. *Oryx* 44(1): 104-109.
- Silver C. S., L. E. Ostro, L. K. Marsh, L. Maffei, A. J. Noss, M. J. Kelly, R. B. Wallace, H. Gomez, and G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38(2): 148-154.
- Silver S. 2004. Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara. *Wildlife Conservation Society*. New York, NY. 27 p.
- Soisalo M. K., and S. M. Cavalcanti. 2006. Estimating the density of jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*. 129: 487-496.
- Steneck R. S. 2005. An ecological context for the role of large carnivores in conserving biodiversity. *In: Ray C., K. H. Redford, R. S. Steneck and J. Berger (eds.). Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press. pp:9-33.
- Strauss R. E. 1979. Reliability estimates for Ivlev's Electivity Index, the Forage Ratio, and a proposed linear Index of food selection. *Transactions of the American Fisheries Society* 108: 344-352.
- Sunquist M. 2002. Historia de la investigación sobre el jaguar en el continente americano. *In Medellín R. A., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, Sanderson E., y A. Taber (comp.). El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica-UNAM-Wildlife Conservation Society. México, Distrito Federal. pp: 535-549.
- Swank W. G., and J. G. Teer. 1989. Status of the jaguar-1987. *Oryx* 23(1): 14-21.
- Taber A. B., A. J. Novaro, N. Neris, and F. H. Colman. 1997. The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29(2): 204-213.

- Taberlet P., S. Griffin, B. Goossens, S. Questiau, V. Manceau, N. Escaravage, L. P. Waits, and J. Bouvet. 1996. Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Research* 24:3189-3194.
- Tellez-Girón G., y W. López-Forment. 1995. *Panthera onca veraecrucis* (Carnivora: Felidae) en Querétaro, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 1:73-75.
- Terborgh J. 1988. The big things that run the world- A sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology* 2(4): 402-403.
- Torres J. G., y M. S. Sierra. 2003. Las áreas naturales protegidas del estado de San Luis Potosí. Secretaria de Ecología y Gestión Ambiental del Gobierno de San Luis Potosí. San Luis Potosí. San Luís Potosí, México. 120 p.
- Tôrres N. M., P. De Marco, T. Santos, L. Silveira, A. T. de Almeida, and J. A. Diniz-Filho. 2012. Can species distribution modelling provide estimates of population densities? A case study with jaguars in the Neotropics. *Diversity and Distributions* 18: 615–627.
- Treves A., and K. U. Karanth. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 17(6): 1491-1499.
- Valenzuela-Galván D., H. T. Arita, and D. W. Macdonald. 2008. Conservation priorities for carnivores considering protected natural areas and human population density. *Biodiversity Conservation* 17: 539-558.
- Van Schaik C. P., and M. Griffiths. 1996. Activity periods of Indonesian rain forest mammals. *Biotropica* 28:105 – 112.
- Villordo A. 2009. Distribución y estado de conservación del jaguar (*Panthera onca*) en San Luis Potosí, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 84 p.
- Villordo-Galván J. A., O. C. Rosas-Rosas, F. Clemente-Sánchez, J. F. Martínez-Montoya, L. A. Tarango-Arámbula, G. Mendoza-Martínez, M. D. Sánchez-Hermosillo, and L. C. Bender. 2010. The jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosí, México. *The Southwestern Naturalist* 55(3): 394-402.
- Wallace R. B., H. Gomez, G. Ayala, and F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10(1): 133-139.
- Wayne R. K., and P. A. Morin. 2004. Conservation genetics in the new age. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 89-97.
- Weber W., and A. Rabinowitz. 1996. A global perspective on large carnivore conservation. *Conservation Biology* 10(4): 1046-1054.

- Weckel M., W. Giuliano, and S. Silver. 2006a. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270: 25-30.
- Weckel M., W. Giuliano, and S. Silver. 2006b. Cockscomb revisited: jaguar diet in the Cockscomb basin sanctuary: Belize. *Biotropica* 38(5): 687-690.
- Wei K, Z. Zhang, W. Zhang, X. Xu, X. Liang, G. He, G. Shen, L. Zhang, R. Hou, and B. Yue. 2008. PCR-CTPP: a rapid and reliable genotyping technique based on ZFX/ZFY alleles for sex identification of tiger (*Panthera tigris*) and four other endangered felids. *Conservation Genetics* 9:225-228.
- White G. C., D. R. Anderson, K. P. Burnham, and K. P. Otis. 1982. Capture-recapture removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory Publication. Los Alamos. 235 p.
- Zar J. 2010. Biostatistical analysis. Pearson Prentice Hall. New Jersey. 944 p.

ANEXOS.

Anexo 1. Densidad del jaguar reportada en 28 estudios, ordenados de menor a mayor.

Sitio	País	Densidad (ind./100 km ²)	Referencia
Sierra Gorda, Querétaro	México	0.75	Coronel-Arellano <i>et al.</i> 2008
Sonora	México	1.05	Gutiérrez-González <i>et al.</i> , 2012
Reserva de la Biósfera Bosawas	Nicaragua	1.07	Díaz <i>et al.</i> , 2010
Sonora	México	1.10	Rosas-Rosas y Bender, 2012
Tuichi Valley, Bolivia	Bolivia	1.68	Wallace <i>et al.</i> , 2003
Guanacos	Bolivia	2.05	Noss <i>et al.</i> , 2004
Ravelo	Bolivia	2.27	Maffei <i>et al.</i> , 2004
Reserva Municipal Tucavaca	Bolivia	2.57	Noss <i>et al.</i> , 2004
Serra da Capivara National Park	Brasil	2.67	Silveira <i>et al.</i> , 2009
Parque Nacional Madidi	Bolivia	2.84	Silver <i>et al.</i> , 2004
Parque Nacional Kaa Iya	Bolivia	3.00	Peña <i>et al.</i> , 2004
San Nicolás de los Montes, SLP	México	3.20	Ávila-Nájera, 2009
Selva Lacandona, Chiapas-Oaxaca	México	3.55	De la Torre y Medellín, 2011
El Zapotal, Yucatán	México	3.76	Faller <i>et al.</i> , 2007
Reserva Municipal Tucavaca	Bolivia	3.93	Silver <i>et al.</i> , 2004
Calakmul, Campeche	México	4.17	Aranda, 1998
Mosquita Hondureña	Honduras	4.20	Portillo y Hernández, 2011
Área de conservación Guanacaste	Costa Rica	4.25	Amit <i>et al.</i> , 2009
Parque Nacional Madidi	Bolivia	5.08	Silver <i>et al.</i> 2004
Cerro Colorado	Bolivia	5.11	Silver <i>et al.</i> 2004
Talamanca	Costa Rica	5.42	González-Maya, 2008
Cockscomb Basin	Belice	5.77	Harmsen <i>et al.</i> , 2010
Chamela, Jalisco	México	5.90	Núñez, 2011
Calakmul, Campeche	México	6.66	Chávez <i>et al.</i> 2007
Parque Nacional Corcovado	Costa Rica	6.98	Salom-Pérez <i>et al.</i> , 2007
Chiquibul Forest Reserve	Belice	7.48	Silver <i>et al.</i> , 2004
Cockscomb Basin	Belice	8.80	Silver <i>et al.</i> , 2004
Pantanal	Brasil	11.00	Soisalo y Cavalcanti, 2006

Anexo 2 Densidad del puma reportada en 7 estudios, ordenados de menor a mayor.

Sitio	País	Densidad (ind./100 km ²)	Referencia
Reserva de la Biósfera Yabothi	Argentina	0.66	Kelly <i>et al.</i> 2008
Volcán de Colima	México	0.90	Burtón, 2006
Sonora	México	1.71	Rosas-Rosas y Bender, 2012
Parque Nacional Torres del Paine	Chile	2.50	Franklin 1999
Araúduaia River Basin	Brasil	3.40	Negrões <i>et al.</i> 2010
Chiquibul Forest Reserve	Belice	3.42	Kelly <i>et al.</i> , 2008
Parque Nacional Kaa Iya	Bolivia	16.43	Kelly <i>et al.</i> , 2008

Anexo 3. Identificación del sexo de cada excreta de jaguar (Caragiulo y Dias-Fredman, 2013).

Individuo	Clave de identificación del AMNH	Número de excreta	Sexo*
1	MX-028	1	M
1	MX-090	66	M
2	MX-031	4	ND
3	MX-036	12	ND
3	MX-037	13	ND
4	MX-041	17	H
5	MX-042	18	ND
6	MX-043	19	ND
6	MX-077	53	ND
7	MX-047	23	M
8	MX-048	24	M
9	MX-049	25	M
10	MX-050	26	M
10	MX-059	35	ND
11	MX-051	27	M
12	MX-038	14	M
12	MX-046	22	M
12	MX-052	28	M
12	MX-062	38	M
12	MX-073	49	M
12	MX-075	51	M
12	MX-076	52	M
12	MX-079	55	M
12	MX-080	56	M
12	MX-081	57	M
12	MX-082	58	M
12	MX-087	63	M
12	MX-088	64	M
12	MX-091	67	M
13	MX-083	59	M
13	MX-055	31	M
14	MX-053	29	M
15	MX-064	40	H
15	MX-070	46	H
16	MX-065	41	M
17	MX-066	42	ND
18	MX-067	43	ND
19	MX-074	50	M
20	MX-078	54	ND
21	MX-084	60	ND
22	MX-085	61	M
23	MX-086	62	ND
24	MX-092	68	M
25	MX-093	69	M
26	MX-094	70	ND
27	MX-097	56	ND

*M= Macho, H= Hembra y ND= No determinado

Anexo 4. Matriz de parentesco de 26 individuos de jaguar obtenida con ML-Relate (Caragiulo y Dias-Freedman, 2013).

Individuo	MX-028	MX-036	MX-041	MX-042	MX-077	MX-047	MX-048	MX-049	MX-059	MX-051	MX-052	MX-055	MX-053	MX-070	MX-065	MX-066	MX-067	MX-074	MX-078	MX-084	MX-085	MX-086	MX-092	MX-093	MX-094	MX-097		
MX-028	1.00 -																											
MX-036	0.00 U	1.00 -																										
MX-041	0.24 HS	0.00 U	1.00 -																									
MX-042	0.07 U	0.00 U	0.11 U	1.00 -																								
MX-077	0.00 U	0.76 FS	0.00 U	0.00 U	1.00 -																							
MX-047	0.10 U	0.00 U	0.01 U	0.00 U	0.00 U	1.00 -																						
MX-048	0.00 U	0.00 U	0.01 U	0.00 U	0.00 U	0.28 U	1.00 -																					
MX-049	0.00 U	0.22 U	0.64 FS	1.00 -																								
MX-059	0.39 HS	0.00 U	0.16 HS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	1.00 -																			
MX-051	0.09 U	0.00 U	0.01 U	0.00 U	0.00 U	0.11 U	0.01 U	0.09 U	0.00 U	1.00 -																		
MX-052	0.00 U	0.62 FS	0.00 U	0.00 U	0.75 FS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	1.00 -																	
MX-055	0.00 U	0.62 FS	0.00 U	0.00 U	0.68 FS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.75 FS	1.00 -																
MX-053	0.35 HS	0.00 U	0.66 FS	0.34 FS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.50 PO	0.00 U	0.00 U	0.00 U	1.00 -															
MX-070	0.00 U	0.63 FS	0.00 U	0.00 U	0.76 FS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.84 FS	0.51 FS	0.00 U	1.00 -														
MX-065	0.00 U	0.16 HS	0.03 U	0.00 U	0.29 HS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.01 U	0.00 U	0.16 HS	0.06 HS	0.03 U	0.16 HS	1.00 -													
MX-066	0.05 U	0.00 U	0.49 HS	0.27 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.05 U	0.00 U	0.49 FS	0.00 U	0.00 U	1.00 -												
MX-067	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.03 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.06 U	0.00 U	0.00 U	0.02 U	0.00 U	0.00 U	0.13 U	0.00 U	0.15 HS	1.00 -											
MX-074	0.00 U	0.00 U	0.00 HS	0.00 U	0.07 U	0.19 U	0.69 FS	0.25 FS	0.00 U	0.00 U	0.31 FS	0.00 U	0.28 HS	0.22 FS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	1.00 -										
MX-078	0.00 U	0.42 FS	0.00 U	0.00 U	0.51 PO	0.00 U	0.00 U	0.09 U	0.00 U	0.00 U	0.51 PO	0.62 FS	0.00 U	0.53 PO	0.05 HS	0.00 U	0.05 U	0.00 U	1.00 -									
MX-084	0.05 U	0.32 FS	0.00 U	0.00 U	0.30 FS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.54 FS	0.32 FS	0.00 U	0.66 FS	0.17 HS	0.00 U	0.12 U	0.10 HS	0.05 HS	1.00 -								
MX-085	0.00 U	0.24 U	0.01 U	0.00 U	0.24 HS	0.00 U	0.00 U	0.09 U	0.00 U	0.00 U	0.41 HS	0.33 HS	0.06 U	0.30 FS	0.05 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.48 HS	0.01 U	1.00 -							
MX-086	0.00 U	0.17 HS	0.00 U	0.00 U	0.07 HS	0.00 U	0.14 U	0.01 U	0.00 U	0.06 U	0.24 HS	0.17 HS	0.00 U	0.17 HS	0.21 HS	0.00 U	0.00 U	0.14 U	0.00 U	0.07 HS	0.00 U	1.00 -						
MX-092	0.00 U	0.09 U	0.56 FS	0.38 FS	0.00 U	0.00 U	0.00 HS	0.00 U	0.14 HS	0.00 U	0.00 U	0.01 U	0.00 U	0.78 FS	0.00 U	0.00 U	0.04 U	1.00 -										
MX-093	0.03 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.19 U	0.72 FS	0.22 HS	0.00 U	0.01 U	0.00 U	0.09 U	0.22 HS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.64 FS	0.05 U	0.00 U	0.00 U	0.04 U	0.55 FS	1.00 -				
MX-094	0.00 U	0.22 FS	0.00 U	0.00 U	0.50 PO	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.01 U	0.50 PO	0.55 PO	0.00 U	0.50 PO	0.20 HS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.39 FS	0.00 U	0.05 U	0.02 HS	0.00 U	0.05 U	1.00 -			
MX-097	0.00 U	0.02 U	0.02 U	0.37 HS	0.00 U	0.16 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.15 U	0.00 U	0.56 FS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.17 HS	0.00 U	0.00 U	0.00 U	0.00 U	1.00 -						

Parentesco	Número de interacciones
U= No relacionados:	246
HS= Medios hermanos:	36
FS= Hermanos:	35
PO= Padre-hijo	8
Total	325