



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN RECURSOS GENÉTICOS Y PRODUCTIVIDAD

GANADERÍA

PATRONES DE ACTIVIDAD Y DENSIDAD DEL OCELOTE (*Leopardus pardalis*) EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA “SIERRA DEL ABRA TANCHIPA”, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

ABRAHAM MARTÍNEZ HERNÁNDEZ

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MEXICO

2013

La presente tesis titulada **Patrones de actividad y densidad del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la Reserva de la Biosfera “Sierra del Abra Tanchipa”, San Luis Potosí, México**, realizada por el alumno **Abraham Martínez Hernández** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
RECURSOS GENÉTICOS Y PRODUCTIVIDAD
GANADERÍA

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:

DR. OCTAVIO CÉSAR ROSAS ROSAS

ASESOR:

DR. LUIS ANTONIO TARANGO ARÁMBULA

ASESOR:

DR. FERNANDO CLEMENTE SÁNCHEZ

ASESOR:

DR. JORGE PALACIO NUÑEZ

ASESOR:

DR. JOSÉ GUADALUPE HERRERA HARO

Montecillo, Texcoco, Estado de México.

PATRONES DE ACTIVIDAD Y DENSIDAD DEL OCELOTE (*Leopardus pardalis*) EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA “SIERRA DEL ABRA TANCHIPA”, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO.

Abraham Martínez Hernández, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2013.

México cuenta con escasos estudios sobre el ocelote (*Leopardus pardalis*) a pesar de ser una especie en peligro de extinción. En el Estado de San Luis Potosí, se ha confirmado la presencia de poblaciones residentes y probablemente se encuentran en situación de riesgo debido a las intensas modificaciones del hábitat. Por esta razón es necesario generar información para conocer el estado actual de la población y para implementar estrategias efectivas de manejo para la conservación de esta especie en la región. El objetivo del estudio fue conocer la abundancia, densidad y los patrones de actividad del ocelote en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa, empleando un método de captura–recaptura con el uso de cámaras–trampa. El estudio se realizó de abril de 2011 a marzo de 2012. Se llevaron a cabo tres temporadas de Trampeo–fotográfico, una en la estación seca y dos durante la estación húmeda, instalándose 34, 45 y 40 cámaras–trampa, respectivamente. Se obtuvieron 80 registros con un esfuerzo de muestreo de 7786 días–trampa. Se identificaron 15 individuos, 10 machos, una hembra y cuatro individuos que no se logró determinar el sexo. Las densidades por temporada de muestreo fueron de 8, 14 y 11 individuos/100 km². La mayoría de los registros ocurrieron de noche, exhibiendo picos de mayor actividad entre las 20:00 y 02:00 horas. Se calcularon índices de abundancia relativa para las especies consideradas como presas potenciales del ocelote en el área de estudio. El índice mostró que las especies *Sylvilagus floridanus*, *Crax rubra* y *Ortalis vetula* fueron las más abundantes. La presente investigación corresponde al primero esfuerzo para evaluar los parámetros poblacionales del ocelote y servirá como base para monitoreos subsecuentes que determinen las tendencias de la población a través del tiempo, y contribuir a diseñar estrategias de manejo y conservación a largo plazo.

Palabras clave: *Leopardus pardalis*, cámaras-trampa, abundancia, densidad, actividad.

ACTIVITY PATTERNS AND DENSITY OF THE OCELOT (*Leopardus pardalis*) IN THE BIOSPHERE RESERVE “SIERRA DEL ABRA TANCHIPA”, SAN LUIS POTOSI, MEXICO.

Abraham Martínez Hernández, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2013.

Despite of being listed as an endangered species by the Mexican legislation, there is very little known about the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Mexico. In the state of San Luis Potosi, the presence of breeding populations of ocelots was recently confirmed, and they are thought to be threatened due to habitat alterations. For these reasons, it is necessary to understand the current population status and to design effective management strategies for ocelot conservation in this region. The objective of the study was to know the abundance, density and activity patterns of the ocelot in the Biosphere Reserve Sierra del Abra Tanchipa by camera-trapping and capture-recapture analysis. The study was carried out from April 2011 to March 2012. We carried out three camera-trap grids, one in the dry season and two in the wet season, we set up 34, 45, and 40 camera-traps respectively. We obtained 80 records with a total effort of 7786 trap-days. We identified 15 individuals, 10 males, a female, and four individuals of unknown sex. Abundance was estimated by CAPTURE. The estimated density for each camera-trapping grid was 8, 14, and 11 individuals/100 km², this variation is explained due to the number of captured individuals per season of the year. Most of the records occurred at night, with activity peaks from 20:00 to 02:00 hours. In turn, we calculated a relative abundance index for the species considered as potential prey for ocelots in the study site. The index indicated that *Sylvilagus floridanus*, *Crax rubra*, and *Ortalis vetula* were the most abundant. This corresponds to the first research effort aimed at evaluating the ocelot population parameters, this will serve as a basis for subsequent monitoring to determine populations trends and to design long term management and conservation strategies.

Key words: *Leopardus pardalis*, camera-traps, abundance, density, activity.

AGRADECIMIENTOS.

Reitero mi agradecimiento al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca de maestría concedida para la realización del trabajo de campo, haciendo énfasis en la importancia que tiene este tipo de financiamiento para promover el desarrollo de la investigación en México.

A mis padres, Hermenegildo y Sandra, y hermanas Sandra y Denisse, por el apoyo, cariño, comprensión y paciencia ante cada circunstancia. Mi dedicación y entrega es resultado de sus enseñanzas y consejos. Son y serán siempre mi más grande apoyo.

Al Dr. Octavio por brindarme la oportunidad de colaborar en su equipo de trabajo, permitirme adquirir mayor conocimiento sobre este y otros tópicos, por sus consejos, sugerencias, y sobre todo, por su amistad.

A mis profesores Dr. Luis Tarango, Dr. Fernando Clemente, Dr. José Herrera, Dr. Jorge Palacio y Dr. Remigio Guzmán, por su ardua labor en la formación de profesionistas capacitados, su entrega y por las recomendaciones al escrito.

Al director de la reserva Ing. Alejandro Durán, por las facilidades otorgadas para el desarrollo del proyecto.

A Anuar Hernández por su apoyo y colaboración, así como por lo aprendido en campo.

A mis grandes amigos y maestros en campo, Hermelindo Guzmán, Luis Enrique Martínez y Martín Aguilar. Este trabajo no hubiese sido del todo exitoso sin su valiosa participación, experiencia y conocimiento. Gracias por permitirme conocerlos a ustedes y a sus extraordinarias familias, esperando mantener su amistad y disposición para las experiencias venideras.

A *Idea Wild* por el material de campo proporcionado.

A Joshua por brindarme su apoyo incondicional, ser mi mejor amigo y guía, a Cris y a Lupita por su maravillosa amistad.

A mis amigos del postgrado, Héctor, Alan y Gmelina, por su apoyo, consejos, pláticas, salidas, risas, etc., haciendo más llevadero el transcurso de los días. Espero que este lazo perdure y continuemos compartiendo grandes experiencias. De igual forma, a mis compañeros en los diferentes postgrados que tuve la fortuna de conocer.

Finalmente, a todas aquellas personas que de alguna manera estuvieron involucradas en la realización de este trabajo y que conocí durante el proceso.

A todos ustedes ¡Gracias!

“Hay un libro abierto siempre para todos los ojos: la naturaleza”,

Jean Jacques Rousseau (1712–1778)

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Diagnósis de la especie.....	1
1.2. Situación actual	3
1.3. Métodos de muestreo en carnívoros.....	5
2. ANTECEDENTES	7
3. OBJETIVOS	11
3.1. Objetivo general	
3.2. Objetivos particulares	
4. HIPÓTESIS DE TRABAJO	11
5. MATERIALES Y MÉTODOS	12
5.1. Descripción del área de estudio.....	12
5.1.1. Localización	13
5.1.3. Clima	13
5.1.4. Uso de suelo	14
5.1.5. Contexto social.....	14
5.1.6. Vegetación.....	14
5.1.7. Fauna	16
5.1.8. Problemática actual	16
5.2. Diseño de muestreo	17

5.2.1. Equipo	18
5.2.2. Colocación de las cámaras-trampa	19
5.3. Identificación de los ocelotes fotografiados	22
5.4. Estimación de la abundancia poblacional	22
5.5. Estimación de la densidad poblacional	25
5.5.1. Cálculo del área efectiva de muestreo.....	25
5.6. Análisis del horario de actividad	26
5.7. Índice de abundancia relativa de presas potenciales	27
6. RESULTADOS	28
6.1. Abundancia poblacional del ocelote	29
6.2. Densidad poblacional del ocelote.....	29
6.3. Horario de actividad.....	33
6.4. Abundancia relativa.....	34
7. DISCUSIÓN	35
7.1. Importancia de la conservación del ocelote en la región	41
8. CONCLUSIONES	42
9. LITERATURA CITADA	43
10. APÉNDICES	55
Apéndice I. Listado de fauna silvestre registrada	55

Apéndice II. Fotografías por individuo, sexo, distancia y tipo de vegetación	56
Apéndice III. Formato de registro	57
Apéndice IV. Densidades de ocelote reportadas en diferentes estudios	58
Apéndice V. Ocelotes identificados	60

LISTA DE FIGURAS, GRÁFICAS Y CUADROS.

Figura 1. Distribución geográfica del ocelote en México	2
Figura 2. Ubicación del área de estudio	13
Figura 3. Distribución de las estaciones de foto-trampeo	21
Figuras 4 y 5. Ocelotes identificados	28
Figura 6. Polígonos definidos por las estaciones de trampeo-fotográfico.....	31
Figura 7. Área efectiva de muestreo por temporada de estudio	32
Gráfica 1. Porcentaje de registros por intervalo de tiempo	33
Cuadro 1. Etapas del periodo de muestreo	18
Cuadro 2. Localización de los puntos de muestreo.....	20
Cuadro 3. Número de registros e individuos identificados	28
Cuadro 4. Criterio de selección del programa CAPTURE.....	29
Cuadro 5. Densidad estimada.....	30
Cuadro 6. Fotografías e IAR calculados por especie	34

1. INTRODUCCIÓN.

1. 1. Diagnósis de la especie.

El ocelote (*Leopardus pardalis* L. 1758) es un carnívoro de tamaño mediano que se distribuye en el Continente Americano. Forma parte del grupo de los félidos (Felidae) y es el tercer felino más grande de las 10 especies en la región Neotropical (Oliveira, 1994; Sunquist y Sunquist, 2002; Oliveira y Cassaro, 2005). El peso promedio de los adultos oscila entre 10 y 17 kilogramos, siendo los machos más grandes que las hembras (Murray y Gardner, 1997; Sunquist y Sunquist, 2002). La longitud del cuerpo es de 70 a 100 cm y la cola de 25 a 45 cm, con una longitud total entre 95 a 140 cm (Murray y Gardner, 1997). En algunas comunidades se le conoce como “manigordo” por la redondez de los cojinetes dactilares y plantares de sus extremidades delanteras que dan el aspecto de manos gordas (Sunquist y Sunquist, 2002). La coloración del cuerpo es variable, donde las partes superiores son de color gris y amarillo y están decoradas con puntos de color negro o café oscuro, anillos pequeños y rayas cortas. Las partes ventrales son de color blanco y presentan puntos negros. Su cola es anillada o presenta bandas oscuras en la parte superior. La parte trasera de las orejas es de color negro con un punto blanco en el centro, característica muy común de todos los felinos del continente (Murray y Gardner, 1997). En general, exhiben una considerable variación en su coloración, en sus marcas y en su tamaño a lo largo de su distribución (Murray y Gardner, 1997; Brown, 1990; Kitchener, 1991; Dillon, 2005). Se distingue del tigrillo (*Leopardus wiedii*), por su mayor tamaño, cola corta y distinto patrón de rosetas y del jaguar (*Panthera onca*), por ser de menor tamaño.

La distribución histórica del ocelote comprendía territorios de los estados de Arizona, Arkansas, Luisiana y Texas en Estados Unidos, hasta Argentina (Brown, 1990). En la actualidad, su distribución se restringe a Arizona y los condados de Cameron y Willacy, al sur de Texas (Tewes y Schmidly, 1987; Laack, 1991; Sunquist y Sunquist, 2002; López–González *et al.*, 2003; Harveson *et al.*, 2004; Haines *et al.*, 2005, 2006; Arizona Game and Fish Department, 2011; Sternberg y Mays, 2011), en México, desde la planicie costera del Pacífico y el Golfo, abarcando porciones de los estados de Sonora, Nayarit, Jalisco, Colima, Durango, Tamaulipas, San Luis Potosí, Querétaro, Veracruz, Guanajuato, Puebla, Michoacán, Oaxaca, Guerrero, Chiapas hasta la península de Yucatán (Leopold, 1959, Álvarez, 1963; Hall y Dalquest, 1963; Ceballos y Oliva, 2005), prácticamente toda la región de Centroamérica y en las partes bajas de Colombia,

Ecuador, Perú, hasta el norte de Argentina. No existen registros de presencia de esa especie en Chile (Oliveira, 1994) (Figura 1).

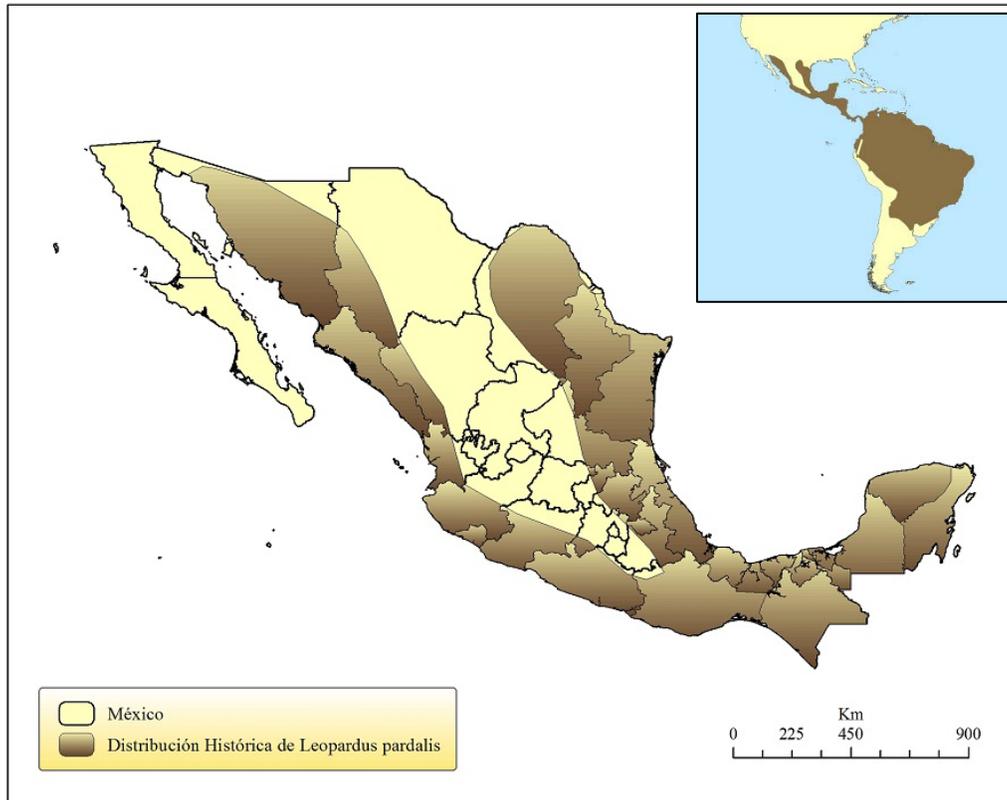


Figura 1. Distribución geográfica del ocelote en México (cuadro principal) y de su distribución total (recuadro).

Es un felino generalmente asociado a hábitats con una cobertura vegetal densa (Emmons, 1988; Sunquist, 1992), pero además utiliza áreas abiertas, incluyendo campos de agricultura y sitios con cierto grado de perturbación (Oliveira *et al.*, 2010). Ocurre en bosques tropicales y subtropicales, pantanos, sabanas y manglares (Murray y Gardner, 1997). En su distribución más nortea, se encuentra principalmente en bosques semidecuidos, matorral espinoso y en bosque de encino (Tewes y Everett, 1982). Por su parte, en México habita en bosques tropicales perennifolio, subcaducifolio, caducifolio y manglares. A su vez, ocupa el bosque mesófilo de montaña y ocasionalmente el bosque espinoso y matorral xerófilo (Aranda, 2005; Torres, 2009; Martínez–Calderas *et al.*, 2010). En Centro y Sudamérica, los ocelotes ocurren en los bosques tropicales de Belice (Konecny, 1989; Dillon y Kelly, 2007), los bosques lluviosos en las tierras bajas en Perú (Emmons 1988), las sabanas en Venezuela y Colombia (Bisbal, 1986; Mondolfi,

1986; Ludlow y Sunquist, 1987, Sunquist *et al.*, 1989; Diaz y Payán, 2011) y en los bosques semidecíduos y subtropicales de Brasil y Argentina (Crawshaw y Quigley, 1989; Crawshaw, 1995; Trolle y Kéry, 2003; Di Bitteti *et al.*, 2006). Dentro de este extenso rango, se encuentran a partir de elevaciones que van desde el nivel del mar hasta los 3000 m (Aranda, 2005).

Es una especie estrictamente carnívora que se alimenta principalmente de mamíferos pequeños y medianos, pero también incluye invertebrados, reptiles, anfibios, aves, peces y otros mamíferos de talla grande (Mondolfi, 1982; Tewes y Schmidly, 1987; Emmons, 1988; Sunquist *et al.*, 1989; Chinchilla, 1994; de Villa–Meza *et al.*, 2002).

De acuerdo a sus hábitos reproductivos, son considerados poliestros (Laack *et al.*, 2005). El apareamiento puede ocurrir en cualquier época del año, pero en las áreas más septentrionales, se ha reportado que es más frecuente entre los meses de septiembre y noviembre (Leopold, 1959; Denis, 1964; Tewes, 1986). En promedio el periodo de gestación es de 78 a 82 días y la camada consiste comúnmente de una o dos crías, muy rara vez tres, las cuales pesan aproximadamente 200 gramos (Dillon, 2005).

Se han reconocido 10 subespecies, de las cuales cuatro tienen distribución en México: *L. p. albescens* y *L. p. sonorensis* en el noreste del país, *L. p. pardalis* en todo el sur y sureste y *L. p. nelsoni*, en la región occidente (Goldman, 1994; Nowell y Jackson, 1996).

Respecto a sus patrones de movimiento, los machos pueden tener áreas de actividad entre 5.4 y 90.5 km² y las hembras entre 1.8 y 75 km² (Oliveira *et al.*, 2010). Principalmente es de hábitos nocturnos, aunque también existen registros de actividad diurna (Dillon, 2005).

1. 2. Situación actual.

Históricamente las poblaciones de ocelote fueron numerosas en toda su área de distribución, pero sufrieron un considerable declive en la mitad del siglo XX. De 1950 a mediados de 1980, la piel de estos animales tuvo una gran demanda para el comercio internacional y por esta razón, fueron altamente explotados (Murray y Gardner, 1997). Esta disminución de la población trajo como resultado que en 1973, la Convención Internacional para el Comercio de Especies de Flora y Fauna en Peligro (CITES), lo enlistará en su Apéndice

número II (Murray y Gardner, 1997). Siguiendo los lineamientos de CITES, varios países penalizaron el comercio de pieles de ocelote y de otras especies de felinos hacia la mitad de la década de 1970. En 1982, el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos (USFWS), enlistó al ocelote como especie en peligro y en 1989, esta misma organización lo reubicó en el Apéndice I (Sunquist y Sunquist, 2002). En el mismo año, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) lo incluyó en la categoría de Vulnerable, pero estudios recientes lo han categorizado como una especie de Menor Preocupación (Caso *et al.*, 2008). De manera similar, en México se encuentra amenazado y forma parte de la lista de especies en peligro de extinción de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Norma Oficial Mexicana, 2010). Aunque la cacería ha tenido un efecto severo sobre sus poblaciones, la mayor amenaza actualmente la constituye la pérdida y fragmentación del hábitat (Aranda, 2005). A finales de siglo, las tasas de deforestación se incrementaron drásticamente y en la actualidad se estima que más de 600,000 hectáreas de selvas y bosques se pierden cada año en el país (Maser *et al.*, 1997). Tan solo en el estado de San Luis Potosí, Villordo-Galván *et al.* (2010), reportaron una pérdida de 428,809 ha de selva en la zona Huasteca del periodo de 1976-2000 (24 años), como resultado de actividades antropogénicas. La fragmentación del hábitat, aunado a la pérdida de conectividad, ha ocasionado que las poblaciones de esta especie se encuentren en situación de riesgo en la región (Martínez-Calderas *et al.*, 2010). Del mismo modo, los principales tipos de vegetación en muchas áreas de Centro y Sudamérica han sido convertidos en pastizales y tierras de cultivo (Murray y Gardner, 1997; Harveson *et al.*, 2004; Trolle y Kéry, 2003; Dillon, 2005; Maffei *et al.*, 2005; Di Bitteti *et al.*, 2006), al igual que en Texas, donde solo el 1.6% de la región representa el hábitat óptimo para la especie, siendo que en esta zona se estima que la población de ocelotes es de no más de 100 individuos (Tewes y Everett, 1986; Laack *et al.*, 2005; Haines *et al.*, 2006; Stenberg y Mays, 2011).

1. 3. Métodos de estimación poblacional en carnívoros.

Los carnívoros terrestres son difíciles de monitorear (Balme *et al.*, 2009). Dada su naturaleza elusiva, hábitos nocturnos y baja densidad poblacional, los métodos de muestreo implementados para el estudio de sus poblaciones se ven limitados para obtener información confiable. En los últimos años, se han desarrollado métodos de muestreo alternativos para generar estimaciones de abundancia (Schwarz y Seber, 1999; Williams *et al.*, 2002). Métodos como el conteo directo de individuos o de sus indicios, la telemetría, estaciones olfativas, cuestionarios, entre otros, han recopilado información relevante sobre su riqueza, abundancia y diversidad (Aranda, 2000; Silveira *et al.*, 2003; Azlan y Sharma, 2006; Chávez, 2006; Chávez *et al.*, 2007; Botello, 2004; Monroy–Vilchis y Velázquez 2002; Navarro 2005; Naranjo y Bodmer 2007). El conteo de rastros y la telemetría han sido utilizados frecuentemente con fines de estimación poblacional, sin embargo, estos resultan poco eficientes al aplicarse en ciertos ecosistemas y especies (Bisbal, 1986; Emmons, 1988; Farrell *et al.*, 2000; Silveira *et al.*, 2003). Por ejemplo, se ha criticado el método de identificación de individuos por medio de rastros debido a que es una técnica que depende de condiciones adecuadas del terreno, de personal capacitado para el reconocimiento de rastros y porque, en la mayoría de los casos, tiende a sobrestimar (Karanth *et al.*, 2003; Miller, 2005; Isasi–Catalá y Barreto, 2008). Sin embargo, actualmente es posible la identificación correcta de los individuos y se sugiere que la estimación del tamaño poblacional puede resultar significativa en combinación con otras técnicas (Rosas–Rosas y Bender, 2012). Por otro lado, la telemetría se ve limitada por el costo y esfuerzo implícitos y porque se restringe a tamaños de muestra bajos, lo cual no permite realizar inferencias precisas sobre el tamaño de la población bajo estudio (Grigione *et al.*, 1999; Lewison *et al.*, 2001).

El trampeo–fotográfico es una herramienta que tiene fundamento en el marco teórico del método de muestreo de captura–recaptura (Otis *et al.*, 1978; O’Brien, 2011). Éste combina el uso de cámaras automáticas (conocidas como “cámaras–trampa”) que constan de sensores de calor y/o movimiento, donde los individuos detectados por los dispositivos fotográficos son “capturados” cuando se registran por primera vez, y “recapturados” en las fotografías consecutivas (Karanth, 1995; Karanth y Nichols, 1998). Esta herramienta tiene una particular aplicación en especies donde los individuos se diferencian unos de otros por presentar marcas distintivas, en este caso, aquellas que poseen patrones naturales de coloración o características

conspicuas (Kelly *et al.*, 2008). A partir del historial de capturas y recapturas de los individuos identificados, se puede estimar la abundancia y densidad poblacional (Balme *et al.*, 2009).

Una gran variedad de estudios sobre fauna silvestre han empleado el trampeo–fotográfico por su potencial para estudiar especies de difícil observación, que presentan conductas crípticas y elusivas (Chávez *et al.*, 2007). En el caso de felinos, esta técnica ha sido utilizada para estimar la abundancia y densidad poblacional de varias especies. Se ha implementado para estimar la densidad de tigres (*Panthera tigris*) en el sureste asiático (Karanth, 1995; Karanth y Nichols, 1998; Carbone *et al.*, 2001), jaguares (López–González y Brown, 2002; Silver *et al.*, 2004; Soisalo y Cavalcanti, 2006; Núñez, 2011; Rosas–Rosas y Bender 2012), leopardos (*Panthera pardus*) (Balme *et al.*, 2009), guepardos (*Acinonyx jubatus*) (Marker *et al.*, 2008) y recientemente en ocelotes (Trolle y Kery, 2003, 2005; Maffei *et al.*, 2005; Di Bitetti *et al.*, 2006; Haines *et al.*, 2006; Edenberg y Mays, 2011).

Esta técnica presenta ciertas ventajas sobre otros métodos, entre las que se incluyen la precisión en la identificación de individuos con una mínima perturbación hacia la especie y el hábitat (técnica no invasiva), su eficiencia en detectar especies nocturnas y diurnas (al menos comparado con los métodos de conteo directo), cubrir grandes áreas, recabar información sobre otras especies de manera simultánea y analizar otros aspectos como el horario de actividad (Silver *et al.*, 2004; Dillon y Kelly, 2007; Bustamante, 2008). A su vez, comparada con el conteo de rastros y los transectos en línea, tiene la facilidad de que el equipo puede ser manejado por personal poco capacitado (Silveria *et al.*, 2003).

No obstante, entre sus desventajas se encuentran el alto costo inicial, debido a la adquisición de equipo, la incapacidad de identificar a todos los componentes de la población, especialmente a los juveniles, a cuestiones metodológicas y logísticas. A pesar de estas limitaciones, este método ha proporcionado información sustancial para monitorear a las poblaciones (Karanth y Nichols, 2002). Por esta razón, se considera que el uso de cámaras–trampa es un método eficiente, ya que ofrece buenos resultados en la identificación individual y en las estimaciones de abundancia y de densidad de las especies registradas (Karanth, 1995; Karanth y Nichols, 1998; Carbone *et al.*, 2001; Heilbrun *et al.*, 2006; Silver *et al.*, 2004; Maffei *et al.*, 2005).

2. ANTECEDENTES.

La reducción paulatina de las poblaciones de ocelote ha encaminado a dirigir esfuerzos para su conservación. En los últimos 20 años, el conocimiento de la ecología, biología, comportamiento y estatus del ocelote, se ha incrementado debido a los estudios desarrollados en diferentes regiones; sin embargo, todavía existe poca información sobre la dinámica de sus poblaciones (Dillon y Kelly, 2007).

Según una recopilación de estudios sobre felinos de México de Aranda (1991), hasta 1988, el ocelote sólo fue objeto del 2% de ellos. De estos estudios, pocos fueron sobre investigaciones en campo, por lo que existe un gran vacío de información referente a esta especie. Esta falta de información limita la toma de decisiones para su conservación (Aranda, 1991). Actualmente, en el país se encuentran reportadas cinco contribuciones que abordan una estimación poblacional del ocelote. Se citan los trabajos de Casariego (1998), Fernández (2002) y Anguiano y Núñez (2008), desarrollados en la Reserva de la Biosfera Chamela–Cuixmala (EBCh), en el estado de Jalisco. El primer estudio, estimó la densidad de ocelotes por medio de trampeo, trampeo–fotográfico y telemetría, obteniendo densidades de 12–36 individuos/km². Por su parte, Fernández (2002), obtuvo una densidad de 39 ocelotes/100 km², mientras que Anguiano y Núñez (2008) de 106 ocelotes/100 km². Estos valores corresponden a las densidades más altas de la especie en toda su área de distribución. En el estado de Sonora, se cuenta con el estudio de Carrillo y López–González (2002), quienes estimaron una densidad de 5.7 ± 1.9 individuos/100 km², con una población total de 2025 ± 675 ocelotes. El último trabajo corresponde al de Torres (2009), donde se evaluó la densidad, abundancia, uso de hábitat y patrones de actividad del ocelote en la zona noreste de Quintana Roo. La abundancia estimada fue de 15 individuos y la densidad de 13.98 ocelotes/100 km², siendo la densidad para machos y hembras de 5.95/100 km². El análisis de uso de hábitat indicó que los ocelotes ocuparon con mayor frecuencia la selva mediana subperennifolia, seguido de la vegetación secundaria y la sabana, y la mayor cantidad de registros ocurrió por la noche, donde las hembras mostraron una mayor actividad que los machos.

Recientemente en San Luis Potosí, Martínez–Calderas *et al.* (2011), reportaron nuevos registros de poblaciones de ocelote en la Zona Media, Sierra Madre Oriental y Huasteca y que donde encontraron intensas modificaciones del hábitat que ponen en riesgo la sobrevivencia de la especie. De acuerdo a estos autores, uno de los principales problemas para la sobrevivencia del

ocelote es el cambio en el uso de suelo, esencialmente por la apertura de áreas para cultivo de caña de azúcar o en áreas para el uso de ganadería extensiva. Corresponde al único estudio reportado para la zona en general.

En Estados Unidos, se ha concentrado especial atención en las únicas dos poblaciones que persisten en el sur de Texas, en los condados de Cameron, en la región de Laguna Atascosa National Wildlife Refuge (LANWR) y Willacy. Los trabajos desarrollados por Haines *et al.* (2006) y Edenberg y Mays (2011) obtuvieron densidades de 3 y 9 ocelotes/100 km², donde se denota además la importancia del involucramiento de propietarios privados para la conservación de los ocelotes en esta área crítica para su sobrevivencia. Estudios recientes indican que el tamaño de la población no excede a los 100 individuos (Tewes y Everert, 1986; Laack, 1991; Haines *et al.* 2005, 2006; Janečka *et al.*, 2008).

Las principales aportaciones al estudio de las poblaciones de este felino en la región de Centroamérica se describen en los trabajos de Dillon y Kelly (2007) en Belice, Moreira *et al.* (2007) en Guatemala, Salom (2005), Bustamante (2008) y González y Cardenal (2011) en Costa Rica y de Moreno y Giacalone (2006) y Moreno y Bustamante (2009), en Panamá. El estudio más significativo corresponde al de Dillon y Kelly (2007), donde se determinó la densidad, los patrones de actividad y el área de actividad de la población de ocelotes en el Parque Nacional y Reserva de Chiquibul, combinando el foto-trampeo y la telemetría. Las densidades resultantes fueron de 25.8–25.9 y 2.3–3.8 ocelotes/100 km², para los hábitats evaluados. Concluyeron que los ocelotes son principalmente de hábitos nocturnos, con picos de mayor actividad después de las 00:00 horas. Por su parte, Moreira *et al.* (2007), estimaron abundancia y densidad de ocelotes en la Reserva de la Biosfera Maya, en el Parque Nacional Mirador Río Azul. Utilizando este método, se obtuvo una densidad de 14.7 ocelotes/100 km² y se calculó la abundancia relativa de 12 especies registradas por medio del mismo método. Salom (2005), encontró que de los cinco felinos que habitan en el Parque Nacional de Corcovado (PNC), el ocelote fue el más abundante, reportando una densidad de 23.57 ± 13.21 individuos/100 km², mientras que la población total aproximada correspondió a 100 individuos. A su vez, Bustamante (2008), realizó un muestreo con cámaras-trampa en la zona sureste del área de amortiguamiento del PNC para estimar simultáneamente la densidad de ocelotes, pumas (*Puma concolor*) y jaguares. Para fines comparativos, se estimó la densidad por el método basado en el polígono mínimo convexo

(PMC) y por el método de promediar la distancia promedio máxima de movimiento (PDMD). Se obtuvieron densidades de 25 ocelotes \pm 0.94 individuos/102 km² y 18 \pm 0.94 ocelotes/100 km², para el primer y segundo método, respectivamente. En un estudio reciente, González y Cardenal (2011), estimaron una abundancia de entre 5–8 individuos. Basándose en el cálculo de las áreas de muestreo por medio de datos de telemetría, obtuvieron densidades que variaron de 8.95–10.33, 11.6–5.59 y de 6.45–7.25 ocelotes/100 km², en el Corredor Biológico de Talamanca–Caribe. La extrapolación de estos resultados arrojó una población total estimada de 67.89 \pm 8.54 individuos el cual de acuerdo a los autores, es un valor bajo para este importante corredor biológico. Por su parte, Moreno y Giacalone (2006) examinaron los patrones de actividad y los hábitos alimenticios de esta especie en la Isla de Barro Colorado (BCI) en Panamá, utilizando evidencia de las cámaras automáticas. Los datos obtenidos mostraron que los ocelotes presentaron una mayor actividad durante la noche. Por último, Bustamante y Moreno (2009), obtuvieron información sobre la densidad, actividad circadiana y áreas de actividad de los ocelotes en el Parque Nacional del Darién. Los datos generaron una estimación de 40 ocelotes en 63.7 km², siendo la densidad calculada de 62.7 \pm 16.6 individuos/100 km², para el área de influencia de las cámaras. Además, se registró su preferencia por la actividad nocturna.

Los primeros estudios sobre ocelote tienen su origen en Sudamérica, principalmente en Perú y Venezuela, partiendo de los trabajos de Emmons (1987, 1988) y Ludlow y Sunquist (1987). El número de contribuciones publicadas para esta área ha aumentado considerablemente. Se cuenta con los trabajos efectuados por Trolle y Kéry en 2003 y 2005. Estos autores fueron los primeros en aplicar esta metodología para propósitos de estimación poblacional en Brasil, donde se obtuvieron densidades de 56 y de 8.6 individuos/100 km², respectivamente. Por otro lado, los trabajos de Fusco (2007) y Goulart *et al.* (2009) describen la abundancia, densidad, las variaciones en las tasas de captura fotográfica y las distancias máximas de movimiento de los ocelotes por estación del año. En el primer caso, los valores de densidad oscilaron entre 4 y 21 ocelotes/100 km² en el Parque Estatal Ilha do Cardoso, en Sao Paulo, y en el segundo caso se estimó una densidad de 4 ocelotes/100 km² en Santa Catarina, al sur de Brasil, dentro de la Reserva Ecológica de Caraguatá. En Colombia, se cuenta con el reporte de Diaz–Pulido y Payan–Garrido (2011), donde la densidad estimada fue de 5.47 y 11.08 individuos/100 km². En Bolivia, Maffei *et al.* (2005), compararon la densidad del ocelote en cinco sitios del Parque Nacional de Kaa–Iya del Gran Charco, con diferente tipo de hábitat y variación anual de los regímenes de

precipitación. La densidad resultante fue de 22–66 ocelotes/100 km². La evaluación ecológica adicional indicó que el ocelote mostró un comportamiento principalmente nocturno a partir de las 21:00 horas. Por su parte en Perú, Kolowski y Alonso (2010), investigaron los efectos potenciales sobre la actividad y abundancia de los ocelotes de acuerdo al grado de perturbación ocasionado por las exploraciones de petróleo en la Amazonia Peruana. Los resultados indicaron que no hubo un efecto significativo sobre la actividad y la abundancia antes y después de las prácticas de exploración (34 ± 6.9 ocelotes/100 km²). A su vez, la densidad para el sitio de control (antes de la exploración) fue de 75.2 y después de la perturbación de 94.7 individuos/100 km². Finalmente, Di Bitteti *et al.* (2006, 2008), llevaron a cabo estudios en dos sitios de la zona boscosa del Atlántico en la provincia de Misiones, Argentina, para evaluar la densidad, uso de hábitat y el horario de actividad de los ocelotes. En el Parque Provincial Urugua-í, se diferenciaron 17 individuos y en el Parque Nacional de Iguazú se obtuvo un registro de 34. Las densidades obtenidas correspondieron a 7.7 ± 1.4 – 13.4 ± 2.6 para Urugua-í, mientras que en Iguazú estuvieron entre 12.8 ± 2.7 – 20.0 ± 4.2 ocelotes/100 km². A su vez, observaron que los ocelotes se registraron de manera frecuente sobre caminos viejos durante la noche y que redujeron considerablemente su actividad en la semana previa y durante la semana de luna llena (ver Apéndice IV).

La falta de conocimiento sobre las poblaciones de esta especie en esta región dificulta la implementación de medidas efectivas para su conservación. Por consiguiente, la presente investigación tuvo como propósito generar información para conocer el estado actual de la población y así poder implementar estrategias de manejo que lleven a la conservación del ocelote y sus presas.

3. OBJETIVOS.

3.1. OBJETIVO GENERAL:

- Conocer el estado de la población de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en la Reserva de la Biosfera “Sierra del Abra Tanchipa”, San Luis Potosí, México.

3.2. OBJETIVOS PARTICULARES:

- Estimar la abundancia y densidad poblacional del ocelote en el área natural protegida.
- Determinar el horario de actividad del ocelote.
- Estimar la abundancia relativa de las presas potenciales del ocelote presentes en la región.

4. HIPÓTESIS DE TRABAJO.

- La abundancia y densidad del ocelote en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa está influida por la disponibilidad de presas.
- El ocelote es una especie principalmente de hábitos nocturnos.

5. MATERIALES Y MÉTODOS.

5. 1. Descripción del área de estudio.

La Reserva de la Biosfera “Sierra del Abra Tanchipa” (RBSAT), es un Área Natural Protegida de carácter federal que se localiza en la Zona Huasteca del estado de San Luis Potosí. Forma parte de la Sierra Madre Oriental. Su declaración como zona protegida tuvo lugar el 6 de Junio de 1994, a través de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) con fundamento en la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) de 1988. El polígono de la reserva está conformado por 21 vértices que comprenden una superficie total de 21,464 ha y 22 vértices que delimitan una zona núcleo de 16,758 ha (SEMARNAP–CONABIO, 1995).

5.1.1. Localización.

La RBSAT se localiza entre los municipios de Ciudad Valles y Tamuín, en el extremo noreste del estado, limita hacia el norte con la frontera estatal de Tamaulipas y con el nacimiento del río Tantoán. Está ubicada entre los 22° 04' 38''–22° 23' 56'' N y de 98° 53' 07''–99°00'44'' W (Figura 2).

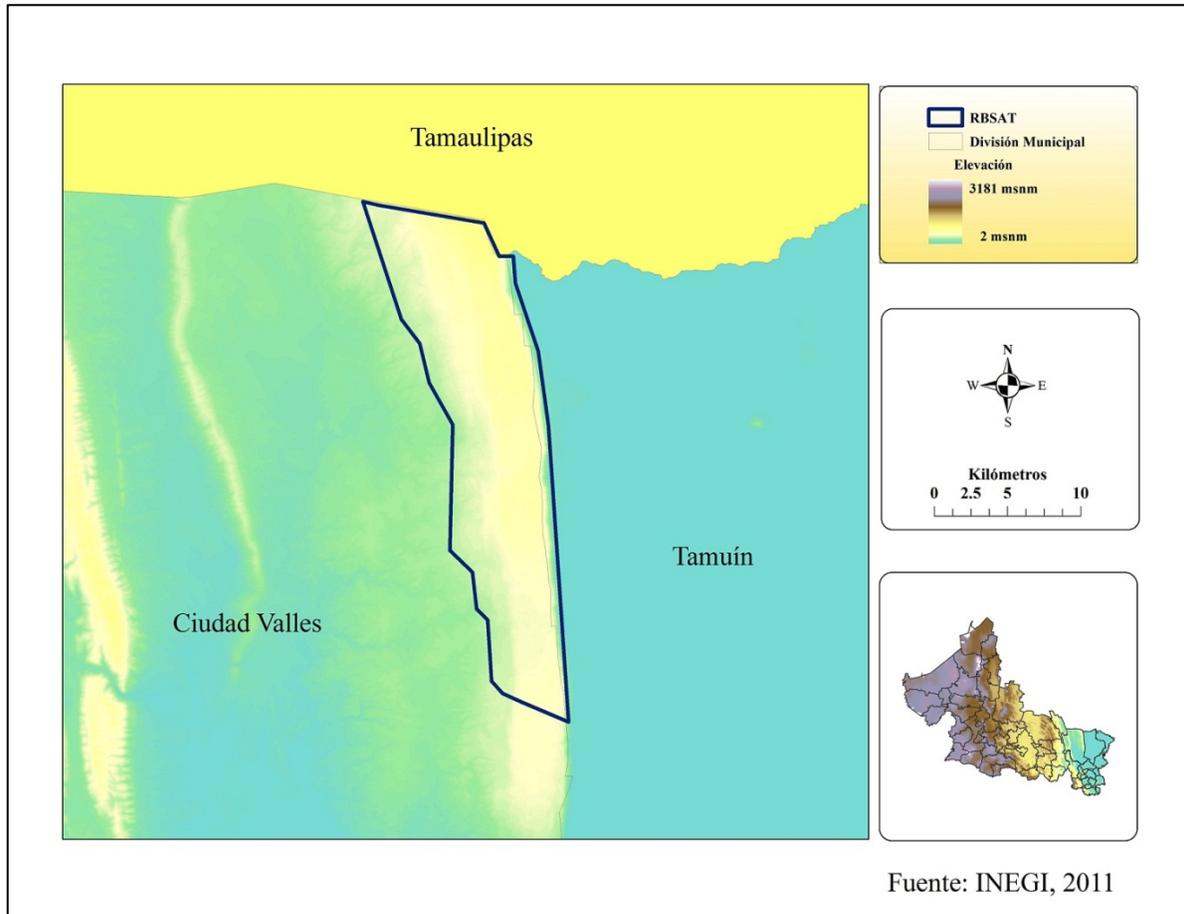


Figura 2. Ubicación de la Reserva de la Biosfera “Sierra del Abra Tanchipa” en el estado.

5.1.2. Hidrología.

Se encuentra dividida en dos regiones hidrológicas, la parte norte que corresponde a la cuenca del río Guayalejo, conformada por el río Tantoán, y la parte centro-sur, incluida dentro de la cuenca del río Pánuco y constituida por los ríos del Puerto, Valles y Tamuín. Está formada por rocas carbonatadas muy fracturadas consideradas como zonas transmisoras de la infiltración en zonas de recarga y acuíferos en otros casos. Contribuye con el 16% del volumen total de agua captado en la zona de influencia (Sánchez–Ramos *et al.*, 1993; Santacruz y Ramos, 2011).

5.1.3. Clima.

La mayor parte de la zona se caracteriza por un clima cálido subhúmedo. La temperatura media anual es de 25.3 °C y la precipitación pluvial de 1017 mm. Los meses de mayor precipitación son abril, junio, julio y septiembre. Esta región constituye un importante factor para

condiciones climáticas regionales, porque actúa como barrera meteorológica entre la llanura costera del Golfo y el Altiplano (INEGI, 2011).

5.1.4. Uso del suelo.

Se conoce de la apertura de terreno para la extracción de madera. En el área de influencia, el uso de suelo está representado por actividades agropecuarias y forestales (Sánchez-Ramos *et al.*, 1993).

5.1.5. Contexto social.

No hay registros de asentamientos humanos dentro del área protegida. El principal centro de población es el ejido Laguna del Mante, el cual cuenta con aproximadamente 1943 habitantes (INEGI, 2011), mientras que la zona de influencia está conformada por el ejido antes mencionado y los ejidos Estación Guerrero, Gustavo Garmendia, Los Sabinos, Montecillos, León García, Cañón de Taninul y Tanculpaya. Cerca del área también se encuentran los asentamientos urbanos de Ciudad Valles y Tamuín (Sánchez-Ramos *et al.*, 1993; Vargas-Mergold, 2010). En relación a la tenencia de la tierra, el 81% es propiedad ejidal y 19% propiedad privada (Sánchez-Ramos *et al.*, 1993). Las actividades económicas más importantes son la ganadería, la agricultura y el trabajo asalariado. Existe participación de la sociedad civil y de organismos no gubernamentales conservacionistas para la protección del área, al igual que de instituciones académicas como la Universidad de Tamaulipas y de San Luis Potosí (Sánchez-Ramos *et al.*, 1993). Es importante resaltar que en la declaratoria de la RBSAT se manifiesta la existencia de grupos indígenas dentro de la región. Sin embargo, durante el trabajo de campo y con la misma información oficial, se corroboró que no existe población indígena asentada dentro del perímetro de la reserva.

5.1.6. Vegetación.

Los tipos de vegetación reportados para la Sierra del Abra Tanchipa, le confieren una marcada importancia en diversidad vegetal dentro de los ecosistemas presentes en la Huasteca Potosina, sobre todo si se considera que existe una proyección de estos tipos de vegetación más hacia el norte y que puede llegar a representar un corredor biológico entre los estados de San Luis Potosí y Tamaulipas (Sánchez-Ramos *et al.*, 1993). Las comunidades vegetales presentes son:

Selva baja espinosa. Localizada originalmente al este de la sierra, en terrenos planos, lo que ha ocasionado su desmonte para praderas inducidas y áreas agrícolas, quedando de ésta vegetación solo pequeños relictos o elementos arbóreos en linderos de potreros y parcelas, y en terrenos sin utilización. Las especies características son: *Crescentia alata*, *Parmentiera aculeata*, *Pithecellobium ebano*, *Acacia farnesiana*, *Acacia rigidula* y *Pithecellobium pallens* (Sánchez-Ramos *et al.*, 1993; Rzedowski, 1994).

Selva mediana subperennifolia. Se localiza en pocas zonas entre los 650 y 700 msnm aproximadamente, donde se mezcla con la selva baja caducifolia. Las especies características son: *Brosimum alicastrum*, *Mirandaceltis monoica*, *Lysiloma divaricata*, *Bursera simaruba*, *Wimmeria concolor*, *Clorophora tinctoria*, *Coccoloba barbadensis*, *Chamaedorea radicalis*, *Exostema mexicanum* y *Bomarea hirtella* (Sánchez-Ramos *et al.*, 1993; Rzedowski, 1994).

Selva baja caducifolia. Constituye el mayor porcentaje de vegetación y corresponde al bosque tropical caducifolio descrito por Rzedowski (1978). Se localiza desde los 300 hasta los 700 msnm. En muchas zonas, esta vegetación ha sido sustituida por vegetación secundaria, particularmente palmares de *Sabal mexicana* en las partes bajas y de *Brahea dulcis* en las zonas altas. Se caracteriza por presentar numerosas especies espinosas y caducifolias, cuya altura no rebasa de 15 metros. Están presentes *Acacia rigidula*, *A. unijuga*, *Bursera simaruba*, *Castela texana*, *Cercidium floridum*, *Parkinsonia aculeata*, *Pseudobombax ellipticum*, *Ficus* sp., *Lisiloma divaricata*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Citrus* sp y *Zanthoxylum fagara* (Sánchez-Ramos *et al.*, 1993; Rzedowski, 1994).

Encinar tropical. Se localiza en áreas muy restringidas en las partes bajas de la Sierra formando manchones aislados en medio de la selva baja caducifolia. Actualmente se encuentra muy perturbado. Las especies características son: *Quercus oleoides*, *Guazuma ulmifolia*, *Sabal mexicana*, *Acacia farnesiana*, *Lantana camara*, *Setaria geniculata* y *Croton ciliatoglandulifer* (Sánchez-Ramos *et al.*, 1993; Rzedowski, 1994).

Palmar. Cuya especie dominante es la palma sabal o guano (*Sabal mexicana*), es un tipo de vegetación secundaria derivada de la selva baja caducifolia, la cual ha sido inducida por los constantes incendios, tala de la vegetación original, y el abandono de tierras de cultivo, sin

embargo, su establecimiento ha tenido gran importancia económica, pues la planta es utilizada en la construcción de casas tradicionales, tejados y para confeccionar múltiples objetos artesanales como bolsas hasta sombreros y cestería. Actualmente ésta vegetación es afectada por el manejo “tecnificado” de pastizales inducidos, reduciendo sus áreas claramente. Entre las especies características se tienen: *Sabal mexicana*, *Karwinskia humboldtiana*, *Guazuma ulmifolia*, *Zanthoxylum fagara*, *Calliandra houstoniana* y *Pisonia aculeata* (Sánchez–Ramos *et al.*, 1993; Rzedowski, 1994).

Vegetación secundaria. Distribuida en todos los tipos de vegetación en la reserva debido a las perturbaciones provocadas por la actividad humana (Sánchez–Ramos *et al.*, 1993; Rzedowski, 1994).

5.1.7. Fauna.

Se han registrado 161 especies de vertebrados, de los cuales 30% son mamíferos (42 especies de murciélagos, ratas y ratones de campo), 51% aves (más de 40 especies), 13% reptiles y 5% anfibios (Sánchez–Ramos *et al.*, 1993).

Taxones notables: Puma (*Puma concolor*), venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), pecarí de collar (*Pecari tajacu*), coatí (*Nasua narica*), zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), armadillo (*Dasybus novemcinctus*), temazate (*Mazama temama*), tepezcuintle (*Agouti paca*) conejo (*Sylvilagus floridanus*), hocofaisán (*Crax rubra*), guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo*), entre otras (Sánchez–Ramos *et al.*, 1993).

Especies en peligro de extinción: Jaguar (*P. onca*), ocelote (*L. pardalis*), tigrillo (*L. wiedii*), guacamaya verde (*Ara militaris*), loro de cabeza roja (*Amazona viridigenalis*), loro de cabeza amarilla (*A. oratrix*) y víbora de cascabel (*Crotalus molossus*) (Sánchez *et al.*, 1993; NOM–059–SEMARNAT–2010).

5.1.8. Problemática actual.

Según el decreto de conformación, al momento de su declaración la reserva ya presentaba distintos grados de perturbación, principalmente en las regiones centro y sur, siendo las partes

mejor conservadas las partes altas al norte de la sierra, donde se distribuye la selva mediana subperennifolia y parte de la selva baja caducifolia. En un estudio reciente, Ibarra y Galindo (2010), evidenciaron el grado de deterioro que presenta la reserva en sus principales ecosistemas, afirmando que cerca del 52% de la zona fue alterada en un periodo de 32 años (de 1973 a 2005), estimando que la superficie degradada fue de 9360 h. De acuerdo a los autores, la parte más alterada corresponde a la porción sur de la reserva, ubicada en el municipio de Ciudad Valles, como resultado de las actividades agrícolas. La interacción conjunta de estos factores ha provocado que la Sierra del Abra Tanchipa se encuentre en proceso de aislamiento, por lo que resulta de vital importancia la implementación de medidas efectivas para la recuperación de los hábitats y especies ahí existentes.

5.2. Diseño de muestreo.

Se aplicó el método de muestreo de captura–recaptura empleando como herramienta el trampeo–fotográfico. La mayoría de estudios con cámaras–trampa está diseñado para un sistema tanto espacial como temporalmente cerrado (Karanth, 1995; Karanth y Nichols, 1998; Silver *et al.*, 2004). El método agrega los siguientes supuestos respecto a la población de estudio:

- 1) La población muestreada es cerrada, es decir, no hay cambios sustanciales en la población a causa de los nacimientos, muertes o migración de individuos;
- 2) Todos los miembros de la población tiene una probabilidad igual de ser contados, es decir, que existe al menos una cámara–trampa dentro de su área de actividad con la cual pueda ser detectado;
- 3) Las “marcas” no deben alterar los mecanismos fisiológicos ni lo hábitos etológicos de los individuos que las portan;
- 4) que la “marca” no debe comprometer la sobrevivencia de los individuos monitoreados;

Un estudio piloto desarrollado en la zona para estimar el tamaño de la población de jaguares y pumas, permitió adecuar el diseño de muestreo para la estimación poblacional de ocelotes, determinando algunos de los sitios óptimos para fotografiar a la especie y la frecuencia de remplazo de baterías, rollos y memorias. En este caso, la mayoría de las estaciones de foto–

trapeo se ubicaron fuera del área natural protegida debido al bajo número de capturas fotográficas de ocelote obtenido dentro del polígono de la misma.

El muestreo se dividió en tres etapas, denominadas temporadas. Los datos correspondientes a cada una de estas fases se resumen en el siguiente cuadro:

Temporada de Muestreo	Periodo	Duración (días)	No. de cámaras	Estaciones de foto-trapeo	Días-trampa	Estación
Temporada 1	24–Abril–16 –Julio 2011	84	34	22	2856	Seca
Temporada 2	16–Noviembre –2011 – 5–Febrero–2012	82	45	27	3690	Húmeda
Temporada 3	10–Febrero – 11 – Marzo 2012	31	40	26	1240	

Cuadro 1. Etapas del periodo muestreo.

5.2.1. Equipo.

Se utilizaron 16 dispositivos digitales Stealth Cam (STC, Texas, USA), 31 WildView modelo Xtreme (Grand Praire, Texas, USA), 3 Moultrie DGS modelo 200 (Overland Park, Kansas, USA) y 11 de película fotográfica marca DeerCam modelo 200 (DeerCam, Park Fall, USA). Cada dispositivo consta de un sistema pasivo el cual posee un sensor infrarrojo sensible al cambio de temperatura y al movimiento. En los equipos DeerCam, se utilizaron películas Fuji de 24 y 36 exposiciones ISO 200.

5.2.2. Colocación de las estaciones para capturas fotográficas.

El trabajo de campo inició en el mes de abril de 2011 y finalizó en marzo de 2012. Durante este periodo, se realizaron 13 salidas de 5 días consecutivos. Se realizaron recorridos dentro y fuera del polígono de la reserva para seleccionar los sitios más adecuados para colocar las cámaras-trampa, por lo cual, se inspeccionaron caminos y senderos naturales con el propósito de identificar los indicios de la especie que confirmaran su presencia. Previo a la instalación del equipo, se procuró remover objetos como ramas y plantas que obstruyeran el campo visual de la cámara, asegurando una efectiva captura fotográfica de los ocelotes. Cada dispositivo se calibró para determinar la distancia, dirección y altura del sensor para precisar el ángulo de la toma a fin de obtener imágenes claras y reconocibles. En este caso, las cámaras se fijaron a una altura máxima de 0.45 m del suelo al sensor y a una distancia entre el sensor y un punto de referencia de aproximadamente 3 m. Éstas se sujetaron a los árboles con correas de nylon, lazos y alambre recocado; se programaron para que estuvieran activas por 24 horas, tomaran fotografías con un intervalo de 1 a 3 minutos entre cada evento o videos de 1.5 minutos de duración y registraran la fecha y hora de cada captura. Posteriormente, se tomaron fotografías de prueba para corroborar el buen funcionamiento del equipo. Para obtener fotografías de los costados de cada animal, se colocaron estaciones dobles, que constaron de dos cámaras, posicionadas una frente a otra, dirigidas a un mismo punto en ángulo de 45°, cuidando que el enfoque no fuera hacia la cámara opuesta para evitar la interferencia entre los flashes. Se estableció una distancia de separación promedio de 1.5 km de acuerdo al área de actividad reportada para ocelotes en México por Caso (1994) y por Martínez-Meyer (1997). La ubicación de cada estación se georreferenció con un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) marca Garmin modelo eTrex Venture[®] HC (Garmin Internacional Inc., Kansas, USA) en coordenadas UTM (Universal Transversal de Mercator). A cada aparato se le asignó un código alfanumérico para tener un óptimo registro. Los datos pertinentes en cada temporada fueron registrados en el formato correspondiente (Apéndice III).

Para maximizar la probabilidad de captura de los individuos, cada estación se colocó de manera sistemática en veredas, arroyos, así como en caminos nuevos donde se encontraron evidencias como huellas y excretas de ocelote.

Caminos	Coordenadas UTM	
	X	Y
Brecha "Corta-Fuegos"	499899 506069	2476059 2450895
Brecha "Por Teodoro"	503881 504663	2455984 2455918
Brecha "Buena-Vista"	507088 497313	2469947 2469269
Brecha "La Florida"	499906 505114	2476064 2474881
Brecha "El Reparito"	504838 508354	2460108 2459557
Brecha "El Rodeo"	504461 509225	2450715 2452516
Brecha "Por Javier"	503377 502984	2462888 2463988
Brecha "Rincón de los Pames"	510016 504784	2457554 2458753
Brecha "Los Patos"	504663 507913	2455917 2456409
Brecha "Los Patos 2"	502966 504091	2457064 2454122
Sótano de los Faisanes	505434 507017	2453626 2453683
Brecha "Las Yeguas"	504031 508063	2464699 2464530

Cuadro 2. Localización de los puntos de muestreo en el área de estudio.

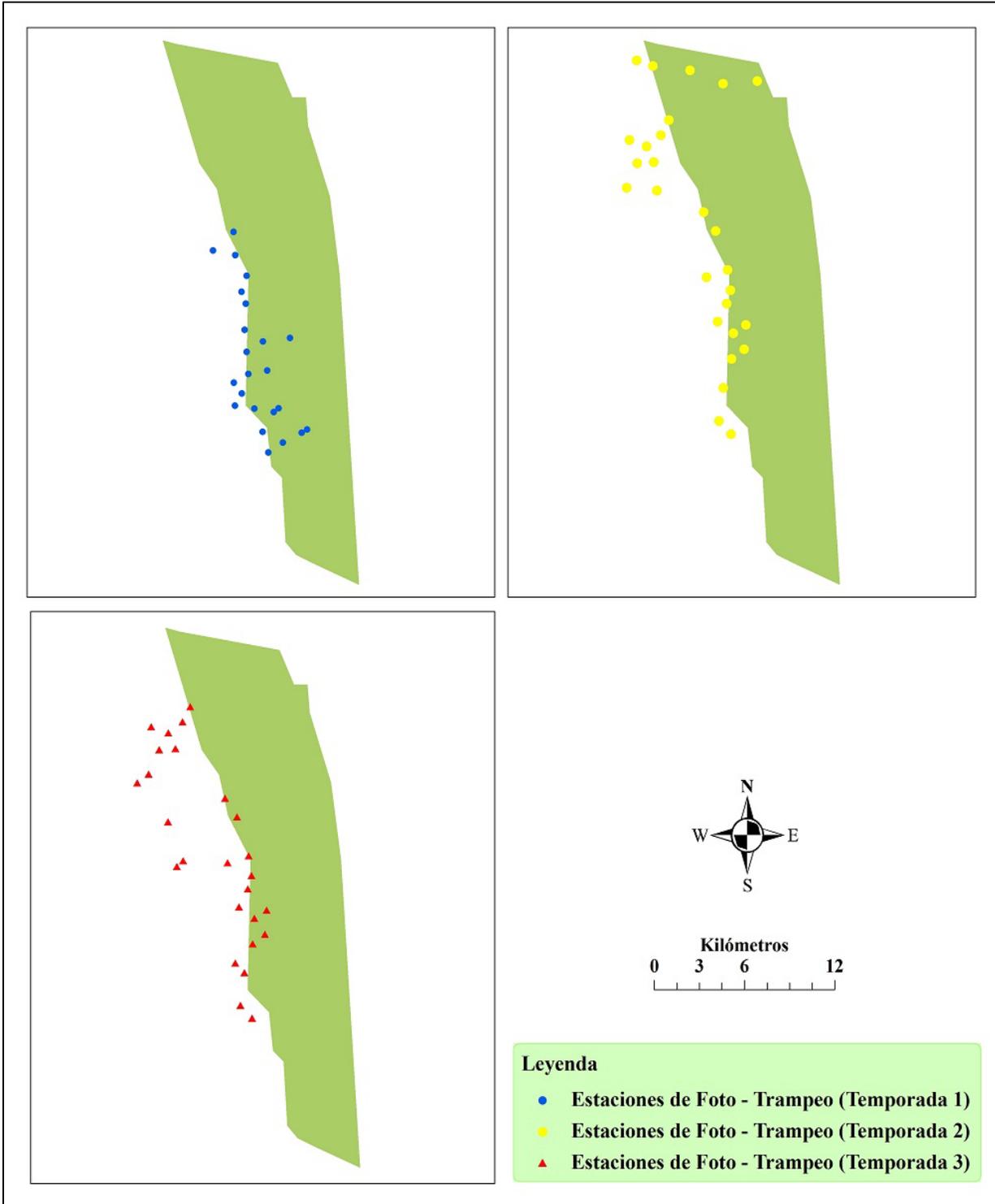


Figura 3. Distribución de las estaciones de foto-trampeo en el área de estudio.

Se procuró que el polígono conformado por las estaciones cubriera un área de por lo menos 45 km² según lo sugerido por Dillon y Kelly (2007).

Cada temporada de muestreo comprendió un periodo no mayor a 90 días, el cual es considerado como un periodo de tiempo corto en relación al ciclo de vida de un ocelote y es similar a los métodos previos usados en felinos (Karanth y Nichols, 1998; Trolle y Kéry, 2003; Silver *et al.*, 2004; Maffei *et al.*, 2005; Di Bitteti *et al.*, 2006; Dillon y Kelly, 2007).

Las cámaras se revisaron cada 15 días para sustituir pilas, memorias, rollos, así como para detectar anomalías en el funcionamiento del equipo. Aquellas que resultaron dañadas o que presentaron señales de mal funcionamiento, fueron remplazadas oportunamente. Asimismo, se clarearon nuevamente los puntos de ubicación de las cámaras donde la vegetación obstruía su visión.

5.3. Identificación de los ocelotes fotografiados.

Se llevó a cabo el reconocimiento individual de los ocelotes de acuerdo a las siguientes características morfológicas: el patrón de rosetas, los puntos y bandas en ambos flancos, por la longitud y patrón de bandeo de la cola, por los vientres colgantes de las hembras en lactancia, por los cuerpos esbeltos de los juveniles y por el contorno de orejas. Se determinó el sexo por la presencia o ausencia del saco testicular (Trolle y Kéry, 2003). Las fotografías distorsionadas o con falta de claridad para la identificación de los individuos fueron descartadas.

5.4. Estimación de la abundancia poblacional del ocelote (\hat{N}).

Para estimar la abundancia, se analizó el número de capturas y recapturas fotográficas obtenidas por temporada de muestreo utilizando el programa CAPTURE (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/capture.html>) (Otis *et al.*, 1978; Rexstad y Burnham, 1991). Este programa utiliza una serie de modelos para generar estimaciones de abundancia basándose en el número de individuos capturados y en la proporción de recapturas. Cada modelo difiere en las fuentes de variación asumidas en la probabilidad de captura, en las cuales se incluye:

Heterogeneidad individual. Se refiere a que la probabilidad de captura varía en cada individuo, de tal modo que se considera que cada animal tiene su propia probabilidad de ser capturado.

Comportamiento de respuesta. Supone que ocurren cambios en las probabilidades de captura después de que un individuo es capturado por primera vez. De este modo, en cualquier ocasión de muestreo subsecuente, los animales “no marcados” tiene una probabilidad de captura y los animales previamente “marcados” tiene una diferente.

El tiempo. La variación debida al tiempo tiene que ver con la variación en la probabilidad de captura de un muestreo a otro (Karanth y Nichols, 1998).

El programa CAPTURE estima la abundancia poblacional bajo siete modelos:

Modelo M_0 : este modelo supone que la probabilidad de captura es la misma para cada animal en cualquier ocasión.

Modelo M_t : este modelo supone que las probabilidades de captura varían de una ocasión de muestreo a otra. La probabilidad de captura es igual para todos los individuos, pero esta probabilidad puede variar sólo con el tiempo.

Modelo M_b : se aplica cuando los animales tienen distintas reacciones a la captura, es decir, cuando la probabilidad de captura difiere entre individuos previamente capturados e individuos no capturados, debido al comportamiento de respuesta que exhiban.

Modelo M_h : modelo que incorpora la heterogeneidad individual, es decir, una única probabilidad de captura para cada individuo a consecuencia de la accesibilidad que estos tengan a las trampas por la actividad, la dominancia social o las diferencias en edad o el sexo.

Modelo M_{tb} : modelo que permite variación en las probabilidades de captura debidas al tiempo y al comportamiento (por respuesta al trampeo).

Modelo M_{th} : este es útil cuando el tiempo y la heterogeneidad operan de manera conjunta.

Modelo M_{bh} : modelo que involucra a la heterogeneidad derivada del comportamiento de respuesta, pero que no incorpora variación en el tiempo como tal en las probabilidades de captura.

Modelo M_{tbh} : por último, se considera un modelo que incluye a las tres fuentes de variación en la probabilidad de captura: debida al tiempo, al comportamiento y heterogeneidad entre individuos (véase Otis *et al.*, 1978).

Para validar el supuesto de población cerrada y seleccionar el modelo más conveniente para el análisis de los datos, se ejecutaron las funciones “*Closure-Test*” y “*Model Selection Appropriate*”. Además, se estimó la probabilidad de captura (\hat{P}), el error estándar (ES) y un intervalo de confianza al 95% para la estimación de la abundancia total (Otis *et al.*, 1978; White *et al.*, 1982; Rexstad y Burnham 1992).

Consecutivamente, se realizaron matrices de historia de captura para cada ocelote identificado. La historia de captura para el individuo i consistió de un vector con t entradas, donde t expresa el número de ocasiones en el que un individuo fue capturado:

$$[X_{ij}] = \begin{bmatrix} X_{11} & X_{12} & \dots & X_{1t} \\ X_{21} & X_{22} & \dots & X_{2t} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ X_{N1} & X_{N2} & \dots & X_{Nt} \end{bmatrix}$$

Entrada de los datos en las matrices desarrolladas.

Cada entrada, denotada como X_{ij} para el individuo i en la ocasión j , tomó el valor de “0” si el animal no fue fotografiado en esa ocasión o de “1” si el animal fue fotografiado (Karanth y Nichols, 1998).

Para incrementar la probabilidad de captura, se agrupó el número de días de cada temporada de muestreo, considerando periodos de cinco días como una ocasión de trampeo. De

este modo, para las temporadas 1 y 2, se consideraron 17 ocasiones de trampeo y para la temporada 3, 6 ocasiones. Estas matrices se guardaron en formato “sólo texto”.

5.5. Estimación de la densidad poblacional del ocelote (\hat{D}).

Para estimar la densidad poblacional, se dividió el valor de la abundancia de ocelotes estimada por el programa CAPTURE entre el Área Efectiva de Muestreo (AEM).

La densidad se definió como:

$$\text{Densidad } (\hat{D}) = \frac{\text{Abundancia de ocelotes estimada } (\hat{N})}{\text{Área Muestreada } (\hat{A})}$$

5.5.1. Cálculo del Área Efectiva de Muestreo (AEM).

El cálculo del AEM se realizó mediante el método descrito por Karanth y Nichols (1998) y Silver *et al.* (2004), que consiste en añadir un área alrededor del perímetro conformado por las cámaras-trampa y así delimitar un “área de influencia” desde la cual los animales fueron capturados. Para esto, se calculó el promedio de la distancia máxima de desplazamiento (PDMD), la cual es considerada como un valor aproximado del diámetro del área de actividad de un individuo, y correspondió al promedio de las distancias registradas por los ocelotes en dos o más estaciones de foto-trampeo (Karanth y Nichols, 1998). Posteriormente, se obtuvo un valor promedio considerando todos los desplazamientos registrados en las tres temporadas de estudio y se dividió este valor entre dos para obtener un radio definido como $\frac{1}{2}$ promedio global de la distancia máxima de desplazamiento ($\frac{1}{2}$ PGDMD) (Dillon, 2005). La distancia promedio se obtuvo con la siguiente fórmula:

$$PGDMD = \frac{\sum_{i=1}^n (\bar{d}_i)}{m}$$

Dónde:

\bar{d}_i = distancia máxima recorrida por el animal i que fue recapturado por temporada de muestreo y,

m = el número de animales capturados en al menos dos estaciones de foto-trampeo.

Calculados estos valores, se obtuvo el AEM y su delimitación se realizó por medio del software Arc Gis 9.0.

5.6. Análisis del horario de actividad del ocelote.

Se utilizaron 55 de los registros y se ordenaron con base a la fecha y hora del día. Consecutivamente, se realizó un gráfico de doble entrada para ilustrar la relación entre la ocurrencia de registros por hora del día, donde el eje Y representa el porcentaje de foto-registros y el eje X corresponde a las 24 horas del día divididas en bloques de tiempo de dos horas cada uno (Gráfica 1). Los patrones de actividad se clasificaron como diurno en el caso de fotografías con presencia de luz solar y nocturno en ausencia de ésta. El amanecer se consideró entre las 06:00 y las 8:00 horas y el atardecer entre las 18:00 y las 20:00 horas.

Por último, se llevó a cabo una prueba de χ^2 para observar diferencias en los patrones de actividad del ocelote entre las temporadas de muestreo. El estadístico χ^2 se obtuvo mediante la siguiente expresión:

$$\chi^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - E_i)^2}{E_i}$$

Dónde:

O_i = frecuencia observada de registros

E_i = frecuencia esperada de registros.

5.7. Cálculo del Índice de Abundancia Relativa para presas potenciales.

Se calculó un Índice de Abundancia Relativa (IAR) para ocho especies identificadas como presas potenciales del ocelote, basándose en estudios realizados sobre su dieta en hábitats similares (Emmons, 1988; Sunquist *et al.*, 1989; Chinchilla, 1994; de Villa–Meza *et al.*, 2002). Se consideraron cuatro especies de mamíferos pequeños y cuatro especies de aves: conejo (*Sylvilagus floridanus*), tuza real (*Agouti paca*), tlacuache (*Didelphis marsupialis*), ardilla (*Sciurus aureogaster*), hocofaisán (*Crax rubra*), gallinita de monte (*Cryptorellus cinnamomeus*), chachalaca (*Ortalis vetula*) y paloma (*Leptotila* sp.) Las fotografías obtenidas por especie se clasificaron como eventos independientes de acuerdo a O’Brien *et al.* (2003), donde se consideró como un evento independiente:

1) a las fotografías consecutivas de individuos de la misma o diferente especie.

2) a las fotografías consecutivas de individuos de la misma especie separadas por intervalos de 30 minutos. Este criterio se aplicó en los casos donde fue difícil reconocer a los animales de manera individual a partir de una serie de fotografías, por lo que se consideraron como un solo evento todas las fotografías dentro del intervalo de tiempo referido.

3) a las fotografías no consecutivas de individuos de la misma especie.

El Índice de Abundancia Relativa (IAR) se calculó con base en la siguiente expresión:

$$IAR = \frac{\text{Número de eventos independientes de la especie } x}{\text{Total de días-trampa}} \times 100$$

Donde:

Número de eventos independientes de la especie x = suma de las fotografías independientes.

Total de días-trampa = número de cámaras- trampa por el número de días activas.

6. RESULTADOS.

Se obtuvieron 80 registros de ocelote, con un esfuerzo de muestreo de 7,786 días-trampa. Se contabilizaron 22 registros para la estación seca, 24 al inicio de la estación húmeda y 34 a finales de ésta. Los individuos identificados fueron 15: 10 machos, una hembra, y cuatro individuos no identificados sexualmente (Cuadro 3).

Muestreo	Capturas	Recapturas	Individuos capturados	Número de machos	Número de hembras	*ND
Temporada 1 (Estación seca)	22	3	6	3	1	1
Temporada 2 (Inicio estación húmeda)	24	3	4	3	--	--
Temporada 3 (Final estación húmeda)	34	2	5	4	--	3
Total	80	8	15	10	1	4

*ND: Sexo no determinado.

Cuadro 3. Número de registros e individuos identificados durante el periodo de muestreo.

Los ocelotes documentados se identificaron de manera alfabética (de la A a la Ñ) y se ordenaron con base en el número de fotografías, desplazamientos y por tipo de hábitat (Apéndice II).



Figuras 4 y 5. Ocelotes “M” y “N” identificados a partir del patrón único en su pelaje.

6.1. Abundancia poblacional.

El algoritmo de selección en CAPTURE indicó a M_o como el modelo más apropiado, seguido por M_h (Cuadro 4). Siguiendo los lineamientos sugeridos por Karanth y Nichols (1998; 2002), se consideraron los valores de abundancia estimados a partir de éste último.

Muestreo	Selección de modelo							
	M_o	M_h	M_b	M_{bh}	M_t	M_{th}	M_{tb}	M_{tbh}
Temporada 1	1.0	0.87	0.46	0.72	0	0.45	0.42	0.71
Temporada 2	1.0	0.96	0.69	0.94	0	0.47	0.55	0.94
Temporada 3	1.0	0.98	0.38	0.66	0	0.45	0.31	0.65

Cuadro 4. Criterios de selección del programa CAPTURE.

Los valores de abundancia resultantes por temporada de muestreo fueron de 8 ± 3.46 , 21 ± 8.33 y 15 ± 5.37 individuos y las densidades estimadas de 8, 14 y 11 ocelotes/100 km², respectivamente. Los intervalos de confianza calculados fueron de 7 a 25, 12 a 47 y de 10 a 33 individuos. La probabilidad de captura (\hat{P}) por temporada de muestreo varió de 0.02 a 0.10. Se obtuvieron valores del estadístico z diferentes a cero (-0.17, 0.28 y -0.26), cumpliéndose así con el supuesto de población cerrada (Otis *et al.*, 1978; White *et al.*, 1982).

6.2. Densidad poblacional.

La superficie cubierta por el polígono cámaras fue de 47, 135 y 80 km² (Figura 5).

Se registraron desplazamientos de 6,500 m para la temporada 1, de 2,400 m para la temporada 2 y de 1,800 m para la temporada 3. El número de ocelotes recapturados en al menos dos estaciones (m) fue de 3. Sustituyendo estos valores en la fórmula, se obtuvo:

$$PGDMD \frac{\sum_{i=1}^n (\bar{d}_i)}{m} = \frac{6,500 + 2,400 + 1,800}{(3)} = 3,567$$

Por lo tanto, $\frac{1}{2} PGDMD = 3,567/2 = 1,784$.

Finalmente, se sustituyó este valor como *buffer* para la delimitar el área de influencia (Figura 6).

Los valores de densidad estimados por temporada de muestreo fueron los siguientes:

Muestreo	Abundancia CAPTURE (\hat{N})	AEM (km²)	\hat{D} (individuos/km²)
Temporada 1 (Estación seca)	8	92	0.08
Temporada 2 (Inicio de la estación húmeda)	21	146	0.14
Temporada 3 (Finales de la estación húmeda)	15	130	0.11

Cuadro 5. Valores de densidad calculados.

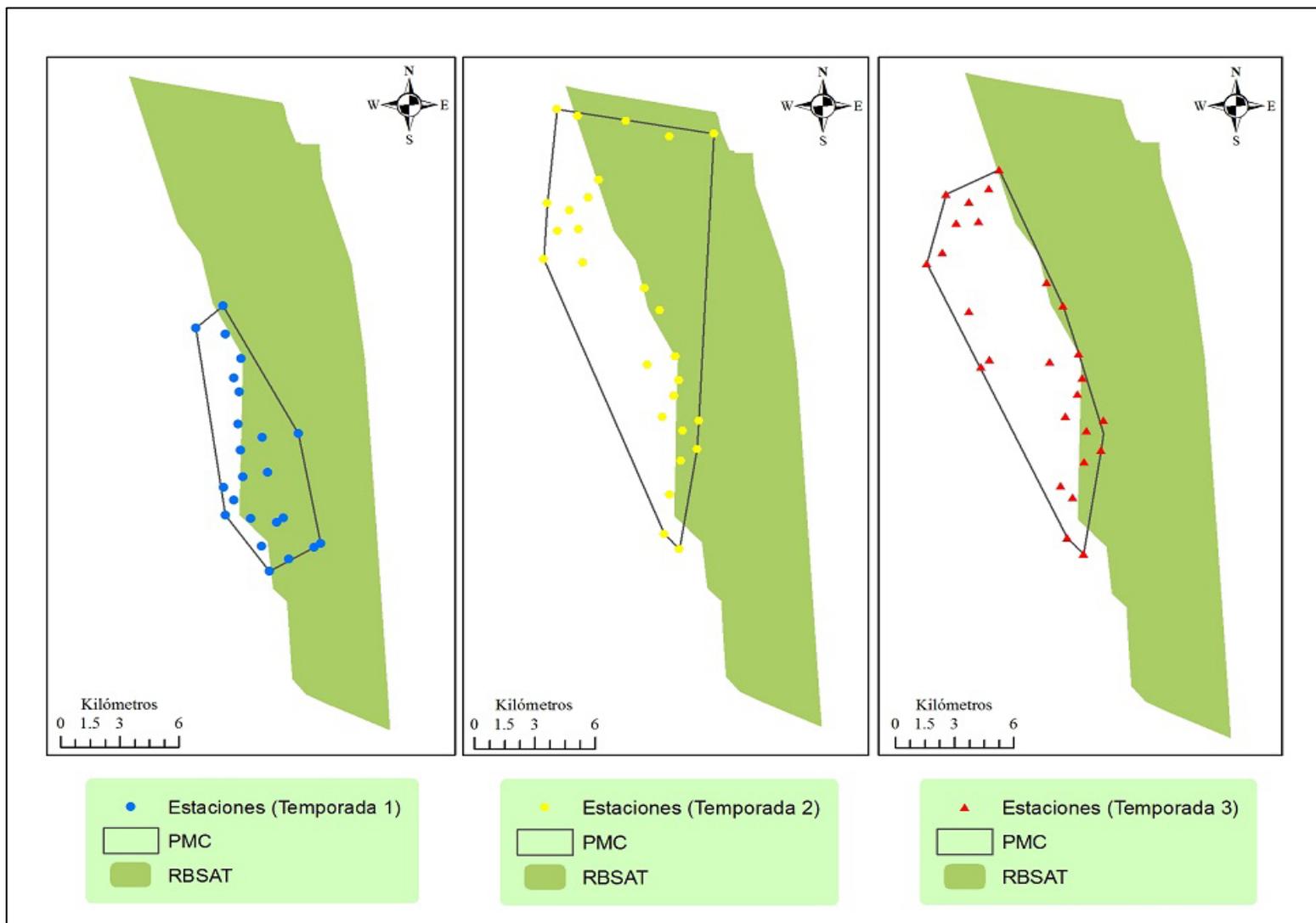


Figura 6. Polígonos definidos por las estaciones de foto-trampeo en cada temporada de estudio.

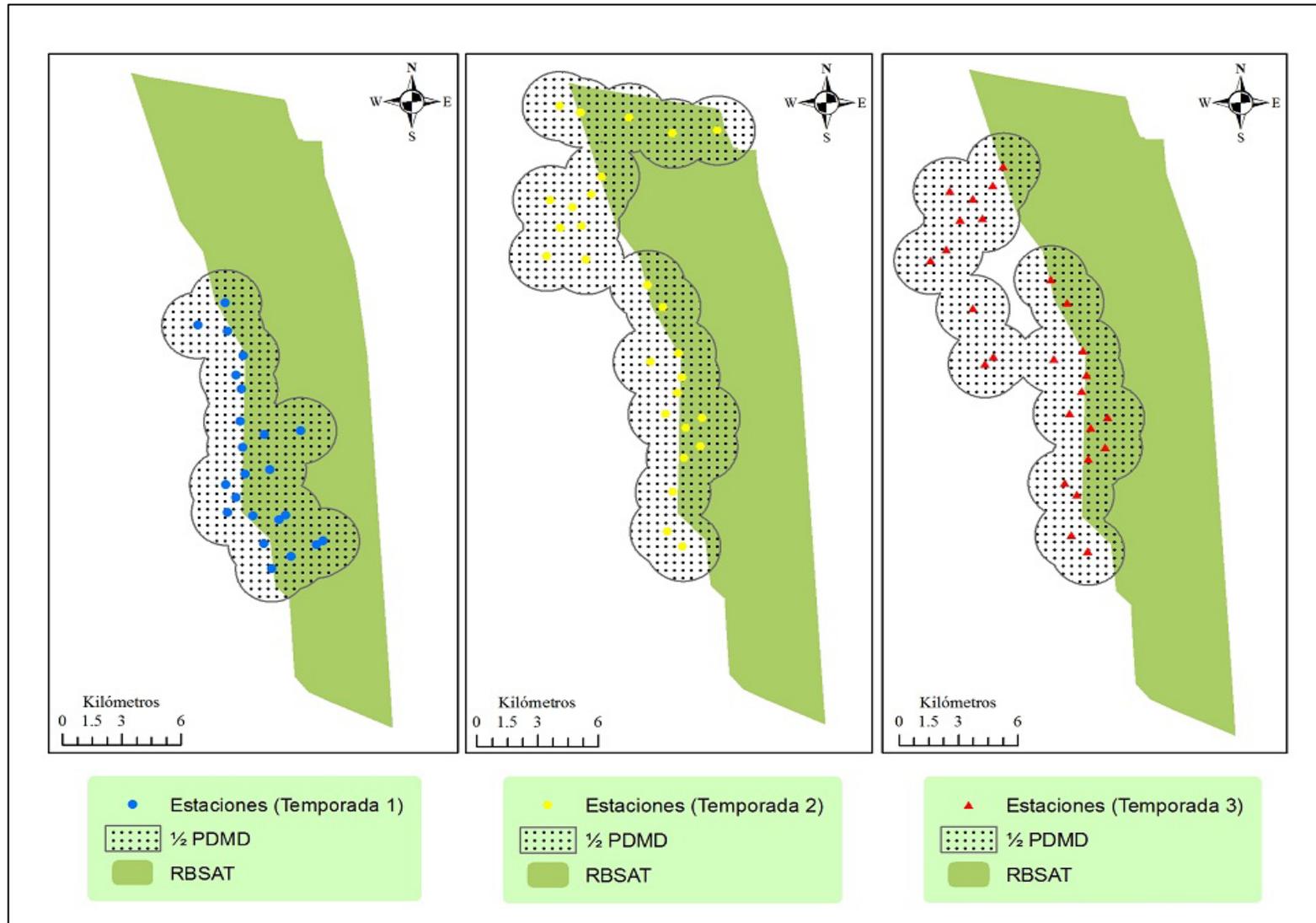
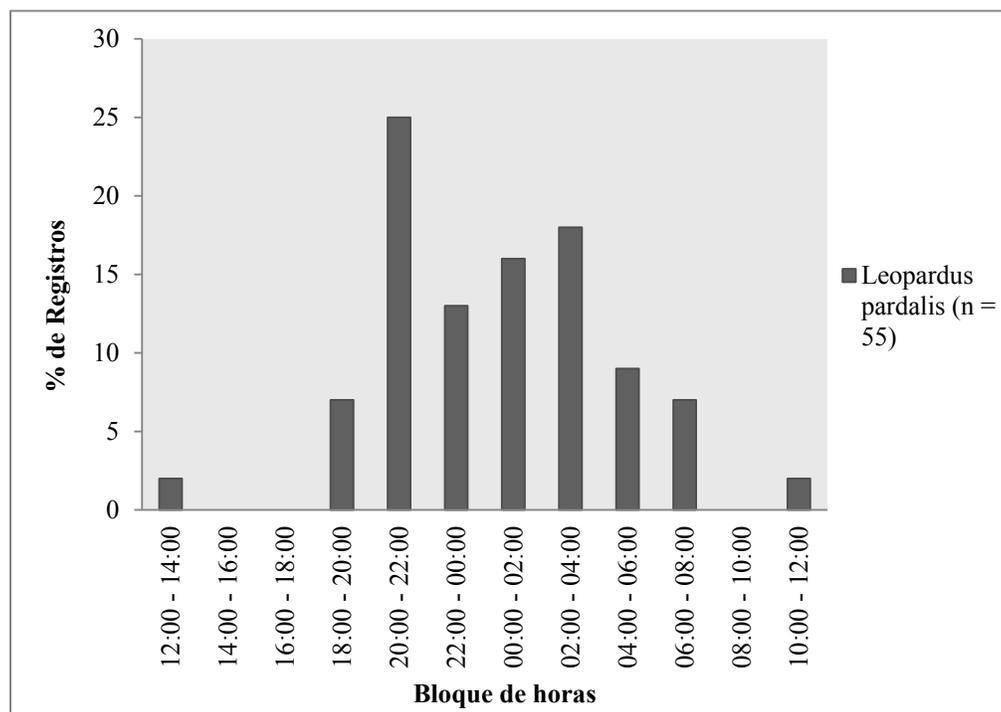


Figura 6. Área Efectiva de Muestreo calculada por temporada de trapeo-fotográfico.

6.3. Horario de actividad.

La mayoría de los registros fueron nocturnos, con un periodo de actividad que se extendió de las 18:00 a las 06:00 h. Se registraron picos de mayor actividad de las 20:00–22:00 y 02:00–04:00 h. (Gráfica 1).



Gráfica 1. Porcentaje de registros por intervalo de tiempo.

Se encontraron diferencias entre el patrón de actividad diurno y nocturno, donde éste último fue consistente durante el muestreo ($\chi^2 = 0.56$; g.l = 2; $P < 0.05$).

6.4. Índice de Abundancia Relativa de las presas potenciales.

Los valores de IAR más altos correspondieron al conejo, seguido por el hocofaisán y la chachalaca, y con los valores más bajos la tuza real y la ardilla. La relación de los IAR calculados por especie se describe en el Cuadro 6.

Especie	Número de Fotografías	Número de Eventos Independientes	IAR
<i>Sylvilagus floridanus.</i>	323	161	2.06
<i>Sciurus aureogaster</i>	23	6	0.07
<i>Agouti paca</i>	53	4	0.05
<i>Didelphis marsupialis</i>	13	7	0.08
<i>Cryptorellus cinnamomeus</i>	12	10	0.12
<i>Crax rubra</i>	439	87	1.11
<i>Ortalis vetula</i>	103	34	0.43
<i>Leptotila sp.</i>	46	25	0.32

Cuadro 6. Número de fotografías adquiridas, eventos independientes e IAR (fotografías/100 días-trampa).

7. DISCUSIÓN.

El trampeo–fotográfico se ha convertido en una herramienta particularmente útil en el estudio de especies con hábitos elusivos y conductas crípticas. Su aplicación ha generado información relevante acerca de las poblaciones animales, permitiendo examinar las tendencias temporales en su abundancia y constituye un método no invasivo importante en el monitoreo de especies como el ocelote (Maffei *et al.*, 2005; Di Bitteti *et al.*, 2006; Dillon y Kelly, 2007; O’Brien, 2011). Resultó ser una técnica eficiente para estimar y evaluar la abundancia, densidad poblacional y los patrones de actividad (Dillon y Kelly, 2007). Además de estos parámetros, se logró recabar información sobre otras especies que coexisten en la zona (Apéndice I).

La densidad estimada en este estudio difiere con la densidad reportada en otros sitios. En este estudio, se obtuvo una densidad de entre 8–14 ocelotes/100 km², el cual es un valor inferior comparado con la densidad obtenida por Haines *et al.* (2006) de 30 ocelotes, Moreno y Bustamante (2007) de 67, por Dillon y Kelly (2007) de 26, con Bustamante (2008) de 18 y con Salom (2008) de 24 ocelotes/100 km² en Centroamérica, al igual que con los estudios desarrollados en países sudamericanos por Trolle y Kéry (2003), Maffei *et al.* (2005), Di Bitteti *et al.* (2006), Fusco (2007) y Kolowski y Alonso (2010), cuyos valores de densidad fueron de 62, 24–66, 13–19, 21–40 y de 75–94 individuos/100 km², respectivamente. Asimismo, se observaron diferencias en las estimaciones realizadas en México, donde la densidad difirió con el valor reportado por Casariego (1998), quien estimó una densidad de 120, Fernández (2002) con una densidad de 39 y Anguiano y Núñez (2008) de 106 ocelotes en Jalisco, mientras que fue similar a la densidad estimada por Torres (2009), con 13.98 individuos/100 km², en la zona noreste de Quintana Roo. A su vez, la densidad determinada es similar a la densidad obtenida por Sterenberg y Mays (2011), con 9 individuos, Moreira *et al.* (2007) con 14.7, Di Bitteti *et al.* (2008) de 8.64, Trolle y Kéry (2005) con 5.5, y mayor al valor reportado por Díaz–Pulido y Payán–Garrido (2011) de entre 5.57–11.08, González y Cardenal (2011) con un rango de 6.4–10.2 y Goulart *et al.* (2009), que fue de 4 ocelotes/100 km² (Apéndice IV).

La variación en la densidad está asociada al número de estaciones instaladas, al esfuerzo de muestreo, al área total monitoreada y al cálculo del área efectiva de muestreo. La disponibilidad de cámaras, la conformación de las estaciones de foto–trampeo (estaciones sencillas o dobles) y su espaciamiento, determinarán la magnitud de la superficie a muestrear.

Para precisar la estimación de densidad, Maffei y Noss (2008), señalan que es necesario considerar un área de monitoreo 3–4 veces mayor al área de actividad, ya que de lo contrario se tenderá a sobrestimar a la población de estudio. A su vez, en varios estudios de foto–trampeo se incluye a aquellos individuos capturados periódicamente en una sola estación (individuos con cero distancia recorrida) en la estimación (Silver *et al.*, 2004; Dillon y Kelly, 2007), mientras que otros no (Trolle y Kéry, 2003; Maffei *et al.*, 2005; Di Bitetti *et al.*, 2006). Otro aspecto importante es la aplicación de métodos como la radioteleetría para propósitos de estimación poblacional (Emmons, 1987; Ludlow y Sunkuist, 1987), la cual, de acuerdo a Karanth y Nichols (1998), resulta poco práctica e imprecisa. Igualmente, el esfuerzo de muestreo conseguido es variable y está determinado por la densidad de trampas y la duración del muestreo que, dependiendo del criterio del investigador, tiene una duración variable (Foster y Harmsen, 2011).

Por otro lado, el procedimiento empleado para el cálculo del área efectiva de muestreo es inconsistente en la mayoría de estudios, donde basan su estimación sustituyendo el valor de PDMD y/o $\frac{1}{2}$ PDMD como *buffer* del área de influencia. Estos valores han sido considerados como una aproximación del diámetro de las áreas de actividad (Dice, 1938; Anderson, 1985; Parmenter *et al.*, 2003), sin embargo, existe un debate en definir cuál es más apropiado (Dillon y Kelly, 2007; Foster y Harmsen, 2011). En este trabajo, se consideró el valor de $\frac{1}{2}$ PGDMD, el cual según Dillon y Kelly (2007), es conveniente calcular cuando se realizan estudios consecutivos en la misma área. El uso de cualquiera de estos valores requiere de consideraciones adicionales sobre los patrones de movimiento, el efecto de la interacción social sobre estos, la forma y tamaño del área de actividad, de la época del año y sexo, así como de combinar la información recopilada por las cámaras–trampa y por la radioteleetría, como se ha realizado en otros estudios sobre ésta y otras especies (Noss *et al.*, 2003; Soisalo & Cavalcanti, 2006; Dillon & Kelly, 2007; Salom *et al.*, 2007; Maffei & Noss, 2008; Núñez, 2011).

El número de capturas fotográficas obtenidas en este estudio permitió la identificación de 15 ocelotes, y se estimó una abundancia de entre 8–21 individuos, pero de acuerdo a Otis *et al.* (1978) y White *et al.* (1982), es significativamente bajo para la estimación poblacional en modelos de captura–recaptura para poblaciones cerradas. Foster y Harmsen (2011), mencionan que estas diferencias pueden deberse a una baja probabilidad de detección en el sitio seleccionado para la instalación de las cámaras, o que realmente sea un reflejo de la abundancia real. A su vez,

la estimación de densidad estuvo basada en los criterios del modelo M_h , ya que de acuerdo a Karanth y Nichols (1998), se trata del modelo más razonable, por considerar la combinación de factores biológicos y de muestreo como el sexo, el estado social, la edad, e inclusive, de la ubicación de las estaciones de foto-trampeo que afectan las probabilidades de captura y el estimador empleado (Jackknife) es más robusto.

A pesar de las ventajas que ofrece esta herramienta para la obtención de datos ecológicos sobre especies de difícil observación, actualmente existe un debate con respecto a su protocolo, sugiriendo la necesidad de una estandarización del método, ya que las estimaciones con baja precisión serán de uso limitado para la conservación de la fauna silvestre (Dillon y Kelly, 2007). Asimismo, cabe señalar que la mayoría de estudios citados carecen de un diseño de muestreo específico para la estimación poblacional de ocelote, ya que generalmente los datos se obtienen del muestreo de otras especies, lo cual puede ser una fuente de variabilidad importante (Foster y Harmsen, 2011). El presente estudio contó con una disposición de cámaras y distancias específicas reduciendo de esta manera el margen de error en la estimación poblacional.

El conocimiento sobre los factores que influyen la densidad del ocelote en su área de distribución o en una región particular, es incipiente. Varios autores aluden que las principales variables que interactúan en su dinámica poblacional van acordes a la escala espacial. Por ejemplo, Di Bitteti *et al.* (2008), citaron que a una escala continental, la productividad primaria parece determinar su abundancia, pero a un nivel local, la densidad se ve impactada por la deforestación, la cacería furtiva o a consecuencia de las interacciones de competencia. Encontraron una correlación positiva entre las variables densidad-precipitación y negativa entre densidad-latitud. De igual manera, Oliveira *et al.* (2010), mencionaron que la abundancia de una especie se ve afectada por la densidad de presas, el hábitat, la presencia de competidores, depredadores, y en última instancia, por las variables ambientales, especialmente aquellas relacionadas a la producción primaria y disponibilidad de presas. Asimismo, Litvaitis *et al.* (1986), reportaron que la biomasa de presas influye en el uso de espacio y en la densidad de carnívoros, mientras que Carbone y Gittleman (2002), resaltaron la notable asociación entre la densidad promedio de carnívoros y la biomasa de presas. Pereira *et al.* (2006) evaluaron la dinámica depredador-presa en una población del gato de Geoffroy (*Leopardus geoffroyi*), donde

observaron que su densidad disminuyó debido a las fluctuaciones de su principal presa, al igual que ocurre con el lince ibérico (*Lynx pardinus*) (Garrote *et al.*, 2010).

Resulta indispensable determinar los factores que repercuten en la abundancia de las especies ya que esto permitirá desarrollar modelos predictivos que contribuirán en los planes de conservación (Carbone y Gittleman, 2002; Nilsen *et al.*, 2005). La presencia de especies consideradas como presas potenciales en la zona podría sugerir que su disponibilidad en el medio tiene relación con las variaciones temporales en la densidad de este carnívoro, aunque se requiere de estudios complementarios sobre el número de presas, aporte de biomasa y competencia interespecífica, para aseverar esta hipótesis.

La variación en el número de fotografías por especie y época del año fue significativa, adquiriéndose un mayor número de registros a finales de la estación de lluvias. Esta marcada diferencia es evidente en varios estudios. Por ejemplo, Noss *et al.* (2003), encontraron que la tasa de capturas fotográficas de los tapires (*Tapirus terrestris*) se incrementaron durante la temporada húmeda. Las capturas fotográficas tienden a aumentar por efecto de la disponibilidad de agua que incrementa la producción primaria de las comunidades vegetales, ajustando la densidad de herbívoros y en consecuencia, la de sus depredadores (Carbone y Gittleman, 2002; Karanth y Nichols, 2002). En el caso de carnívoros grandes, Núñez (2006) reportó que el área de actividad de jaguares y pumas en la costa de Jalisco fue considerablemente menor durante la temporada seca, presumiblemente porque las presas de estas especies se encuentran focalizadas en los sitios cercanos a los cuerpos de agua en los periodos de estiaje. Por consiguiente, la tasa de capturas disminuye al tener una alta densidad de animales solo en algunos espacios. Este mismo patrón se describió en el gato de Bengala (*Prionailurus bengalensis*) en los bosques secos de Tailandia (Rabinowitz, 1990).

También se observaron diferencias en el número de individuos por sexo, siendo los machos, los mayormente detectados. Maffei *et al.* (2011), enunciaron que la variabilidad de estos datos tiene que ver con los patrones de movimiento de los machos y el comportamiento elusivo de las hembras. Los machos tienen altas probabilidades de captura ya que cubren mayor extensión de territorio y porque estos tienden a desplazarse sobre los caminos más concurridos, que es donde generalmente se colocan las estaciones de foto-trampeo (muestreo sesgado). El

comportamiento elusivo de las hembras limita que estas sean capturadas con éxito en la mayoría de estudios con felinos, por lo que se recomienda que el diseño de muestreo permita un registro óptimo de hembras en cada área de estudio (Foster y Harmsen, 2011).

Los mayores desplazamientos registrados por los ocelotes ocurrieron durante la estación seca. Este patrón es consistente con varios autores quienes atribuyen esta variación al aumento sustancial en la inversión de tiempo y esfuerzo por la búsqueda de agua y alimento (Emmons, 1988; Ludlow y Sunquist, 1989). Otra evidencia corresponde a la de Nilsen *et al.* (2005), quienes determinaron una correlación negativa entre la productividad primaria y el tamaño de territorio en varias especies de carnívoros.

Referente al horario de actividad, los ocelotes fueron detectados principalmente en la noche, patrón ampliamente señalado en la literatura (Kitchener, 1991; Nowell y Jackson, 1996). Emmons (1988), describió la actividad diaria de los ocelotes donde exhibieron cierto grado de actividad diurna pero resultaron ser más activos en la noche, mientras Crawshaw (1995), detectó diferencias significativas en los niveles de actividad entre el día y la noche. Por su parte, Di Bitteti *et al.* (2006) encontraron que fueron nocturnos sin encontrar diferencias entre machos y hembras, al igual que Dillon y Kelly (2007). Stoner y Timm (2011), mencionan que este patrón forma parte de una estrategia implementada por estas especies para evitar las altas temperaturas registradas en los ecosistemas tropicales, lo que ocasiona un mayor gasto de energía y menor eficiencia en el acecho. A su vez, Ludlow y Sunquist (1987) y Emmons (1988) indicaron que este periodo de inactividad coincide con el periodo de inactividad de varias de sus presas.

Finalmente, el índice de abundancia relativa calculado para las presas potenciales reflejó diferencias, siendo *Sylvilagus floridanus* la especie con el mayor valor de IAR, seguido por *Crax rubra* y posteriormente *Ortalis vetula*, mientras que *Agouti paca* y *Sciurus aureogaster*, resultaron con los valores más bajos, lo cual denota una de las limitantes que presenta esta técnica para registrar a ciertas especies, asumiendo que el diseño de muestreo para una especie no difiere en la probabilidad de detección de otras (Foster y Harmsen, 2011). O'Brien (2010), señala que los índices de abundancia son estadísticos correlacionados de manera proporcional con el tamaño de la población de estudio, por lo tanto, se espera que un cambio promedio en el índice refleje un cambio promedio en el tamaño de la población. Asumiendo esta relación proporcional, las especies *Sylvilagus floridanus*, *Crax rubra* y *Ortalis vetula*, correspondieron a las especies con

mayor abundancia, sin embargo, esta evidencia requiere de validar el índice estimado a partir de su calibración periódica con estimaciones de abundancia independientes y estudios complementarios (Rovero y Marshall, 2009). Por ejemplo, O'Brien *et al.* (2003), combinó el uso de cámaras-trampa y transectos en línea para probar la relación entre un índice de abundancia relativa basado en los eventos fotográficos independientes adquiridos en 100 trampas-noche para el tigre de Sumatra (*Panthera tigris sumatrae*) y nueve de sus presas, encontrando una relación significativa ($r^2 = 0.79$). Por su parte, Rovero y Marshall (2009), llevaron a cabo la comparación de las tasas de captura fotográficas con la densidad estimada por medio del conteo de indicios del duiker rojo de Harvey (*Cephalophus harveyi*) y también comprobaron una fuerte asociación lineal ($r^2 = 0.90$). En conclusión, se requiere de estudios complementarios para demostrar y evaluar la relación funcional entre el índice obtenido, la abundancia calculada por especie, así como la precisión de esta relación.

7.1. Importancia e implicaciones en la conservación del ocelote en la Sierra del Abra Tanchipa.

La problemática actual que presentan los ecosistemas tropicales de la Zona Huasteca, se agrava paulatinamente. Aunque el carácter de reserva federal de la Sierra del Abra Tanchipa es de conocimiento general entre las comunidades, sigue habiendo un fuerte impacto, lo cual trae como resultado la pérdida parcial de la biodiversidad y el desplazamiento de especies a áreas de menor calidad donde su potencial para establecer poblaciones viables se ve comprometido. A pesar de esto, los estudios desarrollados en esta región indican que aún persisten condiciones de hábitat favorables para el establecimiento de poblaciones de ocelote que posteriormente puedan dispersarse y colonizar áreas adyacentes, contribuyendo al flujo y variabilidad genética entre los individuos (Villordo–Galván *et al.*, 2010; Martínez Calderas *et al.*, 2011).

De acuerdo a la clasificación de Miller *et al.* (1999), el ocelote es considerado como una especie clave e indicadora por ser capaz de reflejar el estado de conservación, diversidad o grado de perturbación de un ecosistema. Además, funge como una especie sombrilla que puede ser utilizada para implementar programas de conservación (Power *et al.*, 1996). Para encaminar esfuerzos para su protección, es necesario generar conocimiento sobre sus requerimientos básicos, haciendo énfasis en los beneficios implícitos que confiere su cuidado. Gracias a la implementación de programas destinados a la conservación de los recursos naturales, como el pago por servicios ambientales que actualmente está vigente en la reserva y que brindan una gama de beneficios como la captación de agua, protección del suelo, abasto de materias primas y reservorio de carbono, se obtienen beneficios tangibles para las comunidades aledañas, promoviendo así el mantenimiento de los hábitats naturales.

La conservación del ocelote dependerá de las acciones de manejo del hábitat, reduciendo el impacto de las actividades humanas en las áreas contiguas mediante la implementación de un plan de manejo acorde a las potencialidades que presenta la reserva para la conservación, aprovechamiento y uso sustentable de los recursos presentes. Se espera que la información reunida en esta investigación sirva a las autoridades de la reserva como instrumento de planeación para implementar las medidas de protección pertinentes para ésta y otras especies en el área.

8. CONCLUSIONES.

El trampeo–fotográfico resultó ser una herramienta eficiente para estimar la abundancia y densidad del ocelote en el área de estudio, permitiendo evaluar los patrones de actividad y puntualizar la presencia y abundancia relativa de algunas especies.

Los valores reportados en este estudio indican que la RBSAT alberga una densidad de ocelotes relativamente baja, por lo cual es recomendable continuar con el monitoreo de ésta y otras áreas adyacentes para determinar la presencia o ausencia de ocelotes y con ello contribuir a diseñar estrategias para mantener la conectividad de las poblaciones de este felino, principalmente con los estados del noreste de México, al ser la única área natural protegida en el este del estado de San Luis Potosí.

El ocelote en la RBSAT es principalmente de hábitos nocturnos, presentando picos de mayor actividad después del atardecer y en la media noche.

La presencia de presas potenciales así como el índice de abundancia relativa sugieren la disponibilidad de una base de presas adecuada para el ocelote en la región.

El ocelote es una especie prioritaria debido a su importancia estratégica como especie sombrilla y requiere especial atención para su conservación, contemplando el manejo integral de sus poblaciones y del hábitat a lo largo de su restringido espacio geográfico.

9. LITERATURA CITADA:

- Álvarez del Toro, M. 1991. Los Mamíferos de Chiapas. Reimpresión. Instituto de Historia Natural de Chiapas, Gobierno del Estado, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Anguiano, C. D. y R. Núñez. 2008. Densidad del ocelote en la reserva de la biosfera de Chamela–Cuixmala, Jalisco. Datos sin publicar.
- Aranda, J. M. 1991. Felinos de México: estado actual del conocimiento y conservación. 175–186 p. En: Anónimo (ed.) Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Aranda, M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México. 212 p.
- Aranda, M. 2005. *Leopardus pardalis*. Pp. 359–361. En: Ceballos, G. y G. Oliva (eds.). Los Mamíferos Silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de cultura económica. México, D. F.
- Arizona Game & Fish Department. 2011, Feb 8. Rare ocelot observed in southern Arizona. Retrieved November 27 2011 from: <http://azgfd.net/artman/publish/NewsMedia/Rare-ocelot-observed-in-southern-Arizona.shtml>.
- Azlan J. y D. Sharma. 2003. Camera trapping the indochinese tiger. *Panthera tigris coberti*, in a secondary forest in peninsular Malaysia. The Raffles Bulletin of Zoology 51(2): 424–427.
- Balme, G. A., L. T. B. Hunter y R. Slotow. 2009. Evaluating methods for counting cryptic carnivores. Journal of Wildlife Management 73 (3): 433–441.
- Bisbal, F. J. 1986. Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). 339–362.
- Botello, F. J. 2004. Comparación de cuatro metodologías para determinar la diversidad de carnívoros en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F.
- Brown, D. E. 1990. The Ocelot. Audubon Wildlife Report. 422–433 pp.
- Bustamante, A. 2008. Densidad y uso de hábitat por los felinos en la parte sureste del área de amortiguamiento del Parque Nacional Corcovado, Península de Osa, Costa Rica. M. S. Tesis. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 135 pp.

- Carbone, C. y J. L. Gittleman. 2002. A common rule for the scaling carnivore density. *Science* 295: 2273–6.
- 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. L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson, y W. N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75–79.
- Carrillo, S. y C. A. López–González. 2002. Distribution, ecology and conservation of jaguars in Sonora, Mexico. Final Report presented to National Fish and Wildlife Foundation.
- Casariego, M. M. 1998. Estimación del tamaño poblacional del ocelote (*Leopardus pardalis*) en una selva baja caducifolia de la costa de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. 68 pp.
- Caso, A. 1994. Home range and habitat use of three Neotropical carnivores in northeast Mexico. Thesis of Master. Texas University, Kingville, 87 pp.
- Caso, A., López–González, C., Payán, E., Eizirik, E., de Oliveira, T., Leite-Pitman, R., Kelly, M. y Valderrama, C. 2008. *Leopardus pardalis*. En: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2012.1. www.iucnredlist.org.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. CONABIO–FCE. México. 986 pp.
- Champion, E. W. 1928. With a camera in tiger land. Doubleday, Doran and Company Inc., Nueva York. U.S.A.
- Chávez, C. 2006. Ecología poblacional y conservación del jaguar (*Panthera onca*) en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 71 pp.
- Chávez, C., G. Ceballos, R. Medellín y H. Zarza. 2007. Primer censo nacional del jaguar. Pp. 133–141. En: Ceballos, G., C. Chávez, R. List y H. Zarza. 2007. Conservación y Manejo del Jaguar en México: estudios de caso y perspectivas. CONABIO–UNAM–Alianza WWF, Telcel. México, D. F.
- Chinchilla, F. A. 1994. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*), el manigordo (*Leopradus pardalis*) (Carnivora, Felidae) y dos métodos de evaluación de su

- abundancia relativa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. M.S. Tesis. Universidad Nacional Heredia, Costa Rica. 49 p.
- Crashaw, P. G. y H. B. Quigley. 1989. Notes on ocelot movement and activity in the Pantanal Region, Brazil. *Biotropica* 21: 377–379.
- Crawshaw, P. G. 1995. Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. Phd. Dissertation. University of Florida, Gainesville, Florida.
- De Villa–Meza, A. E. Martínez y C. A. López. 2002. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in tropical deciduous forest Jalisco, Mexico. *The American Midland Naturalist* 148: 146–154.
- Denis, A. 1964. *Cats of the World*. Riverside Press Cambridge, Cambridge, United Kingdom.
- Di Bitetti M. S., A. Paviolo. y C. De Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153–163.
- Di Bitteti, M. S., A. Paviolo, C. D. De Angelo, y Y. E. Di Blanco. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a Neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24: 189–200.
- Diaz–Pulido. A. y E. Payán–Garrido. 2011. Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en los Llanos Colombianos. *Mastozoología Neotropical*, en prensa.
- Dice, L. R. 1938. Some census methods for mammals. *Journal of Wildlife Management*, 2:119–130.
- Dillon, A. y M. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41 (4): 469–477.
- Dillon A. y M. Kelly. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology* 275: 391–398.
- Dillon, A. 2005. Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera–trapping and radio telemetry. M. S. thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia. 137 pp.
- Eizirik, E., S. L. Bonatto, W. E. Johnson, P. G. Crawshaw Jr., J. C. Vie, D. M. Brousset, S. J. O’Brien, y F. M. Salzano. 1998. Phylogeographic patterns and evolution of the

- mitochondrial DNA control region in two Neotropical cats (Mammalia, Felidae). *Journal of Molecular Evolution* 47: 613–624.
- Emmons, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 20: 271–283.
- Emmons, L. H. 1988. A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Review d'Ecologie (Terre Vie)* 43:133–157.
- Farrell, L. E., J. Roman y M. E. Sunquist. 2000. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. *Molecular Ecology* 9:1583-1590.
- Fernández, E. C. 2002. Ecología del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. Tesis de Maestría en Zoología y Fisiología. Departamento de Zoología y Fisiología, Universidad de Wyoming, Laramie, Wyoming. 92 p.
- Foster, R. J. y B. J. Harmsen. 2011. A critique of density estimation from camera-trap data. *Journal of Wildlife Management* 9999: 1–13.
- Fusco, R. C. 2007. Levantamento populacional da jaguatirica (*Leopardus pardalis*), através do uso de armadilhas fotográficas no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo. M. S. Dissertação. Universidad de São Paulo, Brasil. 51 pp.
- Garrote, G., R. Perez de Ayala, P. Pereira, F. Robles, N. Guzman, F. J. García, M.C. Iglesias, J. Hervás, I. Fajardo, M. Simón y J. L. Barroso. 2010. Estimation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) population in the Doñana area, SW Spain, using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *European Journal of Wildlife Research*. 57: 355–362.
- Goldman, E. A. 1944. The races of the ocelot and the margay in Middle America. *Journal of Mammalogy* 24: 372–385.
- González, J. F. y J. Cardenal. 2011. Ocelot density in the caribbean slope of the Talamanca region, Costa Rica. *Hystrix it. J. Mamma (n. s.)* 22: 355–360.
- Goulart, F. V., M. E. Graipel, M. A. Tortato, I. R. Ghizoni-Jr., L. G. R. Oliveria-Santos, y N. C. Cáceres. 2009. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Southern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 4(3): 137–143.
- Grigione, M. M., P. Burmanb, V. C. Bleich y B. M. Pierce. 1999. Identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks: refinement of an innovative technique. *Biological Conservation*. 88: 25–32.

- Grigione, M. M., K. Menke, C. López–González, R. List, A. Banda, J. C. Carrera, R. Carrera, A. J. Giordano, J. Morrison, M. Sterenberg, R. Thomas y B. Van Pelt. 2009. Identifying potential conservation areas for felids in the USA and Mexico: integrating reliable knowledge across an international border. *Oryx* 43(1): 78–86.
- Haines, A. M., J. E. Janečka, M. E. Tewes, L. I. Grassman Jr. y P. Morton. 2006. The importance of private lands for ocelot *Leopardus pardalis* conservation in the United States. *Oryx* 40 (1): 1–5.
- Haines, A. M., M. E. Tewes, L. L. Laack, W. E. Grant y J. Young. 2005. Evaluating recovery strategies for an ocelot (*Leopardus pardalis*) population in the United States. *Biological Conservation* 126: 512–522.
- Hall, E. R y J. K. Dalquest. 1963. The mammals of Veracruz. University of Kansas Publications, Museum of Natural History. 14: 165–362.
- Harveson, P. M., M. E. Tewes, G. L. Anderson y L. L. Laack. 2004. Habitat use by ocelots in south Texas, implications for restoration. *Wildlife Society Bulletin*. 32: 948–954.
- Heilbrune, R. D., N. J. Silvy, M. J. Peterson y M. E. Tewes. 2006. Estimating bobcat abundance using automatically Triggered cameras. *Wildlife Society Bulletin* 34: 69–73.
- Ibarra, E. y G. Galindo. 2010. Diagnóstico espacio temporal de la dinámica del uso de suelo en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa, Huasteca Potosina. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- INEGI 2011. Perspectiva estadística de San Luis Potosí. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. San Luis Potosí, S.L.P. México.
- Isasi–Catalá, E. y G. Barreto. 2008. Identificación de individuos de jaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*) a partir de morfometría de sus huellas (Carnívora: Felidae). *Biología Tropical* 56 (4): 1893–1904.
- Janečka, J. E., M. E. Tewes, L. L. Laack, L. I. Grassman Jr., A. M. Haines y R. L. Honeycutt. 2008. Small effective population size of two remnant ocelot populations (*Leopardus pardalis albescens*) in the United States. *Conservation Genetics* 9: 869–878.
- Karanth, K. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera–trap data using capture–recapture models. *Biological Conservation* 71: 333–336.
- Karanth, K. U. y J. D. Nichols 1998. Estimation of Tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852–2862.

- Karanth, K. U. y J. D. Nichols. 2002. *Monitoring Tigers and their Prey: A manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies Bangalore.
- Karanth, K. U., J. D. Nichols, J. Seidenstricker, E. Dinerstein, J. L. D. Smith, C. McDougal, A. J. T. Johnsing, R. S. Chundawat, y V. Thapar. 2003. Science deficiency in conservation practice: the monitoring of tiger populations in India. *Animal Conservation* 6: 141–146.
- Karanth, K. U., J. D. Nichols, N. S. Kumbar, W. A. Link, y J. E. Hines. 2004. Tiger and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *PNAS*. 4854–4858.
- Kelly, M. J., A. J. Noss, M. S. Di Bitteti, L. Maffei, R. L. Arispe, A. Paviolo, C. D. de Angelo y Y. E. Di Blanco. 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89: 408–418.
- Kitchener, A. 1991. *The natural history of the wild cats*. Comstock Publishing Associate. Ithaca, New York. 280 pp.
- Kolowski, J. M. y A. Alonso. 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and impact of oil exploration activities. *Biological Conservation*, 143: 917–925.
- Konecny, M. J. 1989. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. Pp. 243–264. En: Redfor, K. H. y J. F. Eisenberg (eds.). *Advances in Neotropical Mammalogy*. The Sanhill Crane Press, Inc., Florida.
- Laack, L. 1991. *Ecology of the ocelot (Felis pardalis) in south Texas*. Unpublished M. S. thesis, Texas A&I University, Kingsville, Texas. 112 pp.
- Laack, L. L., M. E. Tewes, A. M. Haines y J. H. Rappole. 2005. Reproductive life history of ocelots *Leopardus pardalis* in southern Texas. *Acta Theriologica* 50: 505–514.
- Leopold, A. S. 1959. *Fauna Silvestre de México*. Universidad de California. Pax–México. 608 pp.
- Lewis, R., E. L. Fitzhugh y S. P. Galentine. 2001. Validation of a rigorous track classification technique: identifying individual mountain lion. *Biological Conservation* 99: 313–321.
- Litvaitis, J. A., Sherburne J. A., y J. A. Bissonette. 1986. Bobcat habitat use and home range size in relation to prey density. *Journal of Wildlife Management* 50: 110–117.

- López-González C. A., D. E. Brown y J. P. Gallo-Reynoso. 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western México: ecology, distribution and conservation status. *Oryx* 37(3): 358–364.
- López-González, C. A. y D. E. Brown. 2002. Distribution and current status of jaguars (*Panthera onca*) in Northwestern Mexico. En: Medellín, R. A., C. Chetkewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson y A. Taber (eds.). *Jaguars in the New Millennium: Status, and Conservation Priorities*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México.
- Ludlow, M. y M. Sunquist. 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research* 3(4): 447–461.
- Maffei, L., A. Noss, J. Cuéllar, y D. I. Rumiz. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21: 349–353.
- Maffei, L. y A. Noss. 2008. How small is too small? Camera Trap Survey Areas and Density Estimates for Ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40(1): 71–75.
- Maffei, L., A. Noss, S. C. Silver y M. J. Kelly. 2011. Abundance/density case study: jaguars in the Americas. Pp: 119–144. En: O’Connell, A. F., J. D. Nichols y K. U. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology. methods and analyses*. Springer.
- Marker, L., E. Fabiano y M. Nghikembua. 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.
- Masera, O. R., M. J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican Forests: Current Situation and Long-term Scenarios. *Climatic Change* 35: 265–295.
- Martínez-Meyer, E. 1997. Estudio ecológico del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la zona de Chamela, Jalisco, México. M. S. Tesis. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 76 pp.
- Miller, C. M. 2005. Jaguar density in Gallon Jug Estate, Belize. Unpublished report. Wildlife Conservation Society, Gallon Jug, Belize.

- Mondolfi, E. 1986. Notes on the biology and status of the small wild cats in Venezuela. Pp. 125–146. En: *Cats of the World, Biology, Conservation and Management*. Miller, S. D. y D. D. Everett (eds.). National Wildlife Federation, Washington, D.C.
- Monroy-Vilchis, O. y A. Velásquez. 2002. Distribución regional y abundancia del Lince (*Lynx rufus escuinape*) y el coyote (*Canis latrans cagottis*), por medio de estacones olfativas: un enfoque espacial. *Ciencia Ergo sum* 9(3): 293–300.
- Moreira, J., R. García, R. McNab, T. Dubón, F. Córdova y M. Córdova. 2007. Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en la parte este del Parque Nacional Mirador Río Azul, Péten Guatemala. 9 pp.
- Moreno, R. y A. Bustamante. 2009. Datos ecológicos del ocelote (*Leopardus pardalis*) en Cana, Parque Nacional Darién, Panamá; utilizando el método de cámaras trampa. *Tecnociencia* 11(1): 91–101.
- Moreno, R. y J. Giacalone. 2006. Ecological data obtained from latrine use by ocelots (*Leopardus pardalis*) on Barro Colorado Island, Panama. *Tecnociencia* 8: 7–21.
- Murray J. L. y G. L. Gardner. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species* 548: 1–10.
- Naranjo, E. J. y R. E. Bodmer. 2007. Source–sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138: 412–420.
- Nilsen, E. B., Herfindal, I. and J. D. C. Linnel. 2005. Can intraspecific variation in carnivore home–range size be explained using remote–sensing estimates of environmental productivity. *Ecoscience* 12: 68–75.
- Norma Oficial Mexicana. NOM–059–SEMARNAT–2010. Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 de Diciembre de 2010.
- Noss, A., R. Cuéllar, J. Barrientos, L. Maffei, E. Vuéllar, 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.
- Nowell K., y Jackson P. 1996. *Wild Cats: status survey and conservation action plan*. Gland: IUCN World Conservation Union.
- Núñez Pérez, R. 2011. Estimating jaguar population density using camera–traps: a comparison with radio–telemetry estimates. *Journal of Zoology* 285: 39–45.

- O'Brien, T. G., Kinnaird y H. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. *Animal Conservation* 6: 131–139.
- O'Brien, T. G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. Pp. 71–96. En: O'Connell, A. F., J. D. Nichols y K. U. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology. Methods and Analyses*. Springer.
- Oliveira, T. G. 1994. *Neotropical cats: ecology and conservation*. Edufma, Sao Luís, Brasil. 220 pp.
- Oliveria, T. G. y K. Cassaro. 2005. *Guia de campo dos felinos do Brasil*. São Paulo: Instituto Pró-Carnívoros, Sociedade de Zoológicos do Brasil, Fundação Parque Zoológico de São Paulo. 80 pp.
- Oliveira, T.G. M. A Tortato, L. Silveira, C. B. Kasper, F. D. Mazim, M. Lucherini, A. T. Jacomo, J. B. G. Soares, R. V. Marques y M. Sunquist. 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. En: Macdonald, D. W. y A. J. Loveridge (eds.). *Biology and Conservation of Wild Felids*. Oxford University Press. 762 pp.
- Otis, D. L., K. P. Burnham, G. C. White, y D. R. Anderson. 1978. Statistical inference from CAPTURE data on closed populations. *Wildlife Monographs* 62: 1–135.
- Parmenter, R. R., T. L. Yates, D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Dunnum, A. B. Franklin, M. T. Friggins, B. C. Lubow, M. Miller, G. S. Olson, C. A. Parmenter, J. Pollard, E. Rexstad, T. M. Shenk, T. R. Stanley y G. C. White. 2003. Small-mammal density estimation: a field comparison of grid-based vs. web-based density estimators. *Ecological Monographs*, 73: 1–26.
- Pereira, J. A., N. G. Fracassi y M. M. Uhart. 2006. Numerical and spatial responses of geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) to prey decline in Argentina. *Journal of Mammalogy*, 87: 1132–9.
- Polisar, J. 2002. Componentes de la base de presas de jaguar y puma en Pinero, Venezuela. En: Medellín R. A., C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson y A. Taber (eds.). *El Jaguar en el Nuevo Milenio*. Ediciones Científicas Universitarias. México.
- Rexstad, E y K. P. Burnham. 1992. User's guide for interactive program CAPTURE. Colorado Coperative Fish y Wildlife Research Unit, Colorado State University. 29 pp.
- Rosas-Rosas, O. C, Valdez R., Bender, L.C., y David Daniel. 2003. Food habits of pumas in northwestern Sonora, Mexico. *Wildlife Society Bulletin* 31(2): 528-535.

- Rosas–Rosas, O. C y L. Bender. 2012. Population status of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in northeastern Sonora, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 28(1): 86–101.
- Rzedowski, J. 1994. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F.
- Salom, P. R., E. Carrillo, J. C. Sáenz, y J. M. Mora. 2007. Critical condition of the jaguar *Panthera onca* in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx* 41: 1 – 7.
- Sánchez–Ramos, G., L. Hernández S., A. Mora O., J. Vargas–Contreras, M. Lara V., C/ Zamora T., A. y Cardona E. 1993. Sierra del Abra Tanchipa. Estudio de caso. En: A. Gómez–Pompa, R. Dirzo *et al.* (comps.). *Proyecto de evaluación de áreas naturales protegidas de México*. SEDESOL. México.
- Santacruz, G. y J. A. Ramos. 2011. Análisis de la disponibilidad hídrica en la zona de influencia de la reserva de la biosfera Sierra de Abra Tanchipa, Huasteca Potosina. Instituto Nacional de Ecología.
- Schwarz, C. J. y G. A. F. Seber. 1999. Estimating animal abundance. *Statistical Science*. 14:427–456.
- SEDUE. 2007. Estudio de Declaratoria como Reserva Ecológica de la Sierra del Abra Tanchipa, San Luis Potosí, México. Instituto de Ecología en Alimentos. Universidad Autónoma de Tamaulipas.
- SEMARNAT. 2006. Principales logros 2001–2006. México: SEMARNAT.
- Shiras III, G. 1906. Photographing Wild Game with Flashlight Camera. *National Geographic* 17:367-423.
- Silveira, L. A. T. Jácomo y J. A. F. Diniz–Filho. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351–355.
- Silver, S. C., L. E. T. Ostro, L. K. March, L. Maffei, A. J. Noss, M. Kelly, R. B. Wallace y H. Gómez. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38(2): 148–154.
- Soisalo, M. K. y M. C. 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.

- Stenberg, M. A. y J. L. Mays. 2011. Ocelot survey in and around Laguna Atascosa National Wildlife Refuge. U.S. Fish and Wildlife Service, South Texas Refuge Complex, Alamo, Texas.
- Stoner, K. E. y R. M. Timm. 2010. Seasonally dry tropical forest mammals: adaptations and seasonal patterns. 85–106 p. En: Dirzo, R., H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos (eds.). Seasonally Dry Tropical Forests. Ecology and Conservation. Island Press. Estados Unidos.
- Sunquist M. y F. Sunquist. 2002. Wild Cats of the world. The ultimate reference to every species worldwide. The Univeristy of Chicago Press. Chicago. 452 pp.
- Sunquist, M. E. 1992. The ecology of the ocelot: The importance of incorporating life history traits in the conservation plans. Memorias del Simposio organizado por Fudeci. 1991: 117–128.
- Sunquist, M. E., F. Sunquist y D. E. Daneke. 1989. Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. Pp. 197–232. En: Redford, M. K. y J. F. Eisenberg (eds.). Advances in Neotropical Mammalogy. The Sandhill Crane Press, Gainesville.
- Sunquist, M. E., F. Sunquist, y D. E. Daneke. 1989. Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. 197–232 p. En: Redford, K. H. and J. Eisenberg (eds.). Advances in Neotropical Mammalogy. The Sandhill Crane Press. Gainesville, Florida.
- Tewes, M. E. 1986. Ecological and behavioral correlates of ocelot spatial patterns. PhD. Dissertation, University of Idaho, Moscow, Idaho, U.S.A. 104 pp.
- Tewes, M. E. y D. J. Schmidly. 1987. The neotropical felids: jaguar, ocelot, margay, and jaguarundi. Pp. 697–711. En: Novak, M., J. A. Baker, M. E. Obbard, B. Malloch (eds.) Wild Furbearer Management and Conservation in North America. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Canada.
- Torres Romero, E. J. 2009. Densidad, abundancia, uso de hábitat y patrones de actividad del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la zona noreste de Quintana Roo: Estudio usando cámaras trampa. M. S. Tesis. El Colegio de la Frontera Sur. 57 pp.
- Treviño-Villarreal, J. 1993. Diversidad mastofaunística de la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. Instituto de Ecología y Alimentos. Universidad Autónoma de Tamaulipas, México.

- Trolle, M. y M. Kéry. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture–recapture analysis of camera–trapping data. *Journal of Mammalogy* 84: 607–614.
- Trolle, M. y M. Kéry. 2005. Camera–trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69: 405–412.
- Vargas–Mergold, V. A. 2010. La Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa: Las ANP de lo internacional a lo local. M. C. Tesis. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, México. 181 pp.
- Villordo–Galván, J. A. 2009. Distribución y estado de conservación del jaguar (*Panthera onca*) en San Luis Potosí, México. M. C. Tesis. Colegio de Postgraduados. Texcoco, México. 84 pp.
- 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 y L. C. Bender. 2010. Present Status of the Jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosi, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 55(3): 394–402.
- Wallace, R. B., H. Gómez, G. Ayala y F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *J. Neotropical Mammalogist* 10(1): 133–139.
- White, G. C., D. R. Anderson, K. P. Burnham y D. L. Otis. 1982. Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Populations. Los Alamos National Laboratory. Los Alamos, U.S.A. 229 pp.
- Williams, B. K., J. D. Nichols y M. J. Conroy. 2002. Analysis and management of animal populations: modeling, estimation, and decision making. Academic Press, London, England.
- Wilson, K. R., y D. R. Anderson. 1985. Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *Journal of Mammalogy* 66: 13–21.

APÉNDICE I. LISTADO DE ESPECIES DE FAUNA SILVESTRE REGISTRADAS POR LAS CÁMARAS –TRAMPA.

Orden	Familia	Especie	Número de Fotografías
Xenartha	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	1
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	13
Carnivora	Procyonidae	<i>Procyon lotor</i>	8
		<i>Nasua narica</i>	163
	Canidae	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	38
		<i>Panthera onca</i>	78
	Felidae	<i>Puma concolor</i>	91
		<i>Puma yagouaroundi</i>	2
		<i>Leopardus pardalis</i>	80
		<i>Leopardus wiedii</i>	7
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama temama</i>	2
		<i>Odocoileus virginianus</i>	362
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	40
Rodentia	Agoutidae	<i>Agouti paca</i>	53
	Sciuridae	<i>Sciurus aureogaster</i>	23
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus floridanus.</i>	323
Galliformes	Cracidae	<i>Crax rubra</i>	461
	Phasianidae	<i>Meleagris gallopavo</i>	14
	Cracidae	<i>Ortalis vetula</i>	103
	Odontophoridae	<i>Dendrortyx macroura</i>	6
Passeriformes	Corvidae	<i>Psilorhinus morio</i>	33
Coraciiformes	Momotidae	<i>Eumomota superciliosa</i>	4
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Cryptorellus cinnamomeus</i>	12
Coraciiformes	Momotidae	<i>Momotus momota</i>	8
Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida sp.</i>	46
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Spizaetus ornatus</i>	18

APÉNDICE II. FOTOGRAFÍAS POR INDIVIDUO, SEXO, DISTANCIA RECORRIDA Y TIPO DE VEGETACIÓN.

Individuo	Sexo	Número de fotografías	Distancia máxima recorrida (m)	Tipo de vegetación
Ocelote – A	Macho	3	6500	Selva baja caducifolia
Ocelote – B	Macho	1	0	Selva baja caducifolia
Ocelote – C	Macho	2	0	Selva mediana
Ocelote – D	Hembra	1	0	Selva baja caducifolia
Ocelote – E	Macho	9	0	Selva baja caducifolia
Ocelote – F	Macho	11	2400	Selva baja caducifolia
Ocelote – G	Macho	16	1800	Selva baja caducifolia
Ocelote – H	Macho	3	0	Selva baja caducifolia
Ocelote – I	Macho	2	0	Selva baja caducifolia
Ocelote – J	Macho	1	0	Selva baja caducifolia
Ocelote – K	Macho	1	0	Selva baja caducifolia
Ocelote – L	--	1	0	Selva baja caducifolia
Ocelote – M	--	1	0	Sobre arroyo. Vegetación secundaria.
Ocelote – N	--	1	0	Sobre arroyo. Vegetación secundaria.
Ocelote – O	--	1	0	Selva mediana.

APÉNDICE IV. LISTADO DE ESTUDIOS SOBRE LA DENSIDAD DEL OCELOTE A LO LARGO DEL CONTINENTE AMERICANO.

País	Área de Estudio	Tipo de Vegetación	Individuos fotografiados	Abundancia (CAPTURE)	IC (±)	Densidad (ind/100 km ²)	Número de estaciones	Esfuerzo de Muestreo	Distancia entre cámaras (km)	PMC (km ²)	Área Efectiva de Muestreo (km ²)	Referencia	
EU	Texas	Matorral Espinoso	3	3	--	30	15	1310	1.7	3.5	10.1	Haines <i>et al.</i> , 2006	
			11	11	11–11	9	49	1410	1		125.7	Sternberg y Mays, 2011.	
México	Quintana Roo, Reserva Ecológica El Edén	Selva Mediana y Sabana	12	15	--	13.98	27	2160	1	54.26	107.22	Torres, 2009.	
	Jalisco, Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala	Selva Baja Caducifolia	29	--	--	106	17	510	1	--	29	Anguiano y Núñez, 2008.	
		Selva Baja Caducifolia	15	--	5–9 9–26	120	7	2310	1–3	--	--	Casariago, 1998.	
		Selva Baja Caducifolia	--	--	--	39	--	--	--	--	--	Fernández, 2002.	
	San Luis Potosí, Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa . Temporada 1	Selva Baja Caducifolia	6	8	7–25	8	22	2856	1–3	47	92	Este estudio.	
			Temporada 2	4	21	12–47	14	27		3690	135		146
			Temporada 3	5	15	10–33	11	26		1240	80		130
Belice	Reserva Nacional Chiquibul	Bosque Tropical Lluvioso	4	6	--	25.8 – 25.9	13	238	2922	--	20.15	Dillon y Kelly, 2007.	
			5	6	--		7	688	510	--	48.20		
			19	21	--		16	1513	2691	--	51.11		
			14	26	--		14	420	2896	--	105.89		
			9	10	--		15	450	1342	--	137.51		
		Bosque de Pino	2	3	--	2.3 – 3.8	19	1577	2911	--	33.18		
			1	1	--		13	806	1039	--	129.59		
Guatemala	Parque Nacional Mirador Río Azul	Bosque Tropical	9	16	11–35	14.7	21	441	2.5	33.37	108.82	Moreira <i>et al.</i> , 2007	
Costa Rica	Parque Nacional Corcovado	Bosque Tropical Húmedo y Premontano	12	24	13–15	23.57	12	540	3.54	47.87	101.84	Salom, 2005	
	Parque Nacional Corcovado, Península de Osa	Bosque Tropical Húmedo	25	25	25–31	18	134	4690	1	102	138	Bustamante, 2008	
	Corredor Biológico de Talamanca–Caribe		5	5–8	5–26	10.29 6.44	10	600	2.4	7.15	Promedio: 77.54 Máximo: 89.33 Mínimo: 68.92	González y Cardenal, 2011.	

Panamá	Parque Nacional Darién	Bosque Tropical Húmedo	14	40	22–93	67.2	14	490	1.5	23.8	52	Moreno y Bustamante, 2009
Colombia	Llanos Colombianos	Bosque de Galería y Sabana	25	5–9	--	5.57 (PDMD) 11.08 (½ PDMD)	21	1282	1.2	--	127.9 (PDMD) 63.2 (½ PDMD)	Díaz-Pulido y Payán-Garrido, 2011
Perú	Norte de Perú	Bosque Tropical Lluvioso	22	34	--	43.5–58.5 (PDMD) 75.2–94.7 (½ PDMD)	23	2085	1.12	--	58.1–78.1 (PDMD) 35–45.2 (½ PDMD)	Kolowoski y Alonso, 2010
						80 (Radiotelemetría)						Emmons, 1987
Venezuela		Llanos				40 (Radiotelemetría)						Ludlow y Sunquist, 1987.
Bolivia Parque Nacional Kaa – Iya del Gran Chaco	Cerro Cortado (Estación seca)	Bosque Seco Transicional Chiquitano	25	30	--	34	16–31	1440	--	--	99	Maffei <i>et al.</i> 2005
	Cerro Cortado (Estación húmeda)		18	20	--	25		1340	--	--	80	
	Tucavaca (ES)		18	20	--	24		1340	--	--	84	
	Tucavaca (EH)		34	39	--	34		1140	--	--	117	
	Ravelo (ES, EH)		42–40	61–56	--	52		1440	--	--	98	
	San Miguelito		23	29	--	56		1350	--	--	52	
Argentina	Parque Nacional Iguazú Provincia de Misiones.	Bosques Atlánticos	34	55	42–87	12.8 - 20	39	1631	2–3	--	275 – 428	Di Bitteti <i>et al.</i> , 2006.
	Urugua–í		17	20	18–35	7.7 – 13.4	34	1409	1–2	--	150 – 259	
	Reserva de la Biosfera Yabotí		33	39	35–54	8.64	42	1871	2.58	--	825 (PDMD) 451 (½ PDMD)	Di Bitteti <i>et al.</i> , 2008.
	Parque Nacional Iguazú		65	86	75–111	16.8	47	2059		--	843 (PDMD) 513 (½ PDMD)	
Brasil	Región Sureste de Pantanal	Mosaico de Hábitats	9	10	9–14	56	30	450	1	9.26	17.71	Trolle y Kéry, 2003
	Región Noreste de Pantanal	Bosque Semideciduo	9	12	10–26	11	56	504	1	53.72	107.22	Trolle y Kéry, 2005
	Parque Estatal Ilha do Cardoso, Sao Paulo	Bosque Tropical	10	6	6–6	21 a 40	13	1475	500 - 800	--	27.8 (PDMD) 15 (½ PDMD)	Fusco, 2007.
	Reserva Ecológica de Caraguatá	Bosque Semideciduo	4	5	--	4	29	4250	1.14	30.54	70.62	Goulart <i>et al.</i> , 2009.

APÉNDICE V. OCELOTES IDENTIFICADOS.



Ocelote – A (Macho).



Ocelote – B (Macho).



Ocelote – C (Macho).



Ocelote – D (Hembra).



Ocelote – E (Macho).



Ocelote – F (Macho).



Ocelote – G (Macho).



Ocelote – H (Macho).



Ocelote – I (Macho).



Ocelote – J (Macho).



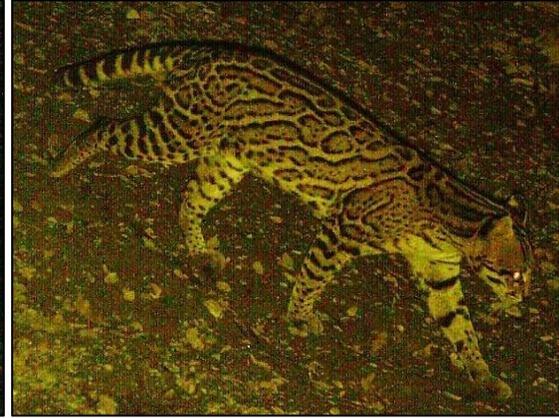
Ocelote – K (Macho).



Ocelote – L (Sexo no determinado).



Ocelote – M (Sexo no determinado).



Ocelote – N (Sexo no determinado).



Ocelote – N (Sexo no determinado).