

Abundance of some mesopredator preys in the Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve and adjacent areas, San Luis Potosí, Mexico

Abundancia de algunas presas de mesodepredadores en la reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa y áreas adyacentes, San Luis Potosí, México

Abraham Martínez-Hernández¹; Octavio C. Rosas-Rosas²;
Luis A. Tarango-Arámbula^{2*}; Héctor E. Benitez-Alemán¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Programa de Ganadería, km 36.5 carretera México- Texcoco, Montecillo, Estado de México. C. P. 56230.

²Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí, Postgrado de Innovación en Manejo de Recursos Naturales, Iturbide núm. 73, Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí, C P. 78620. México.

*Corresponding autor: Itarango@colpos.mx Tel: (496) 96 302 40, Est. 4000.

Abstract

Food availability is an important factor in animal populations. Thus, understanding ecological parameters such as abundance and availability results indispensable in establishing appropriate management and conservation strategies of the species. The aims of this study were to determine the abundance of 10 potential preys of three different mesopredators (*Leopardus pardalis*, *Leopardus wiedii* and *Puma yagouaroundi*) found in the Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve and to identify changes in relation to the sampling season by means of camera-trapping. The relative abundance index was calculated from independent photographic events. The cottontail rabbit (*Sylvilagus floridanus*), great curassow (*Crax rubra*), and the plain chachalaca (*Ortalis vetula*) showed significant changes in their abundance. The cottontail rabbit was the most abundant species throughout the sampling period. This investigation is the first attempt in evaluating prey abundance in this region; thus, sampling should be continued in order to identify the tendency of the prey's population and to determine the factors that intervene in its availability

Keywords: Relative abundance, conservation, factors, camera-trapping, management.

Resumen

La disponibilidad de alimento es un factor crítico en las poblaciones animales. Así, el entendimiento de parámetros ecológicos como abundancia y disponibilidad, resulta indispensable para establecer acciones de conservación y manejo de las especies. El presente estudio tuvo como objetivos determinar la abundancia de 10 especies de presas potenciales de mesodepredadores (*Leopardus pardalis*, *Leopardus wiedii* y *Puma yagouaroundi*) presentes en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa, así como identificar sus cambios en función de la estación de monitoreo por medio de foto-trampeo. Un índice de abundancia relativa se calculó a partir de los eventos fotográficos independientes. El conejo (*Sylvilagus floridanus*), hocofaisán (*Crax rubra*) y chachalaca (*Ortalis vetula*) presentaron cambios considerables de frecuencia de aparición de un muestreo a otro. El conejo fue la presa más abundante durante el monitoreo. Este estudio corresponde a un primer esfuerzo para evaluar la abundancia de presas en el sitio, por lo tanto, dar seguimiento a las poblaciones es importante para la detección de tendencias a través del tiempo y la identificación de factores que intervienen en su disponibilidad.

Palabras clave: abundancia relativa, conservación, factores, foto-trampeo, manejo.

Introduction

Factors such as the food availability regulate the abundance of carnivores, which varies considerably depending on seasonal or stochastic changes (Kitchener, 1991, Fuller & Sievet, 2001). The presence of preys in a site suggests that their availability is related to the temporal variations in the abundance of the predators, thus facilitating the size of the prey populations which tends to adjust periodically (Novaro, Funes & Walker, 2000). The habitat structure and the availability of preys constitute a decisive factor in explaining the space used by the carnivores, as well as the selection and number of preys (Prenda, Blanco-Garrido, Hermoso, Menor, & Clavero, 2008).

Medium-size carnivores (<20 kg) also known as mesopredators are found in more significant numbers than large carnivores (top predators), both in biodiversity and abundance of species, for their behavior and ecology, given their small nature and ability to thrive under diverse habitats. However, unlike large predators, mesopredators have received little attention since their ecological impact is considered to be less (Emmons, 1988, Roemer, Gompper & Valkenburgh, 2009). The most common species among the mesopredators are ocelot (*Leopardus pardalis*), margay (*Leopardus wiedii*), and jaguarundi (*Puma yagouaroundi*), medium-size felines with neotropical distribution (Bianchi, Rosa, Gatti, & Mendes, 2011). Also, due to the accelerated disintegration of their habitats and the decline of their populations due to the high demand in the international skin trade, they form part of the list of endangered species, according to different global organisms for species conservation such as CITES and IUCN (Murray & Gardner, 1997). In Mexico, ocelot and margay are endangered species, while the jaguarundi is in threatened species category based on NOM-059 (SEMARNAT, 2010).

Also, canid species such as the coyote (*Canis latrans*) and gray fox (*Urocyon cinereoargenteus*) also stands out; these species have a wide distribution in North America (Grajales-Tam, Rodríguez-Estrella, & Cancino-Hernández, 2003).

The diet of the *Leopardus pardalis* is based on consuming lagomorphs and rodents (De Villa-Meza, Martínez, & López, 2002). The primary prey of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Costa Rica was the spiny rat (*Proechimys semispinosus*) (Chinchilla, 1997). The desert cottontail rabbit (*Sylvilagus audubonii*) and some rodents are the primary preys of the wildcat (*Lynx rufus*), and coyote (*Canis latrans*) in the Izta-Popo National Park (Martínez-García, Mendoza-Martínez, Platas, Rosas-Rosas, Tarango-Arámbula, & Bender, 2014).

The methods used to obtain reliable information of small and medium-sized carnivores and their prey

Introducción

La abundancia de carnívoros está regulada por factores como la disponibilidad de alimento que varía considerablemente en función de cambios estacionales o estocásticos (Kitchener, 1991; Fuller & Sievet, 2001). La presencia de presas en un sitio sugiere que su disponibilidad se relaciona con las variaciones temporales en la abundancia de depredadores, de manera que el tamaño de las poblaciones de presas tiende a ajustarse periódicamente (Novaro, Funes & Walker, 2000). La estructura del hábitat y la disponibilidad de presas constituyen un factor decisivo para explicar el uso de espacio por carnívoros, así como la selección y número de presas (Prenda, Blanco-Garrido, Hermoso, Menor, & Clavero, 2008).

Los carnívoros medianos (<20 kg) también denominados “mesodepredadores” se presentan en mayor número que los carnívoros grandes (depredadores tope), tanto en riqueza y abundancia de especies, por su comportamiento y ecología, dado su tamaño pequeño y capacidad para prosperar en hábitats diversos; sin embargo, a diferencia de los grandes depredadores, los mesodepredadores han recibido poca atención ya que se considera que su impacto ecológico es menor (Emmons, 1988; Roemer, Gompper & Valkenburgh, 2009). Entre los mesodepredadores destacan ocelote (*Leopardus pardalis*), tigrillo (*Leopardus wiedii*) y jaguarundi (*Puma yagouaroundi*), felinos medianos con distribución neotropical (Bianchi, Rosa, Gatti, & Mendes, 2011); además, debido a la acelerada fragmentación de sus hábitats y el declive de sus poblaciones por la gran demanda de su piel en el comercio internacional, forman parte de la lista de especies en riesgo, de acuerdo a diferentes organismos internacionales de conservación de especies como CITES y IUCN (Murray & Gardner, 1997). En México, ocelote y tigrillo son especies en peligro de extinción, mientras que jaguarundi se encuentra en la categoría de especie amenazada con base en la NOM-059 (SEMARNAT, 2010).

También destacan los cánidos como coyote (*Canis latrans*) y zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*); estas especies tienen una distribución amplia en el continente americano (Grajales-Tam, Rodríguez-Estrella, & Cancino-Hernández, 2003).

Leopardus pardalis basan su dieta en el consumo de lagomorfos y roedores (De Villa-Meza, Martínez, & López, 2002). La principal presa del ocelote (*Leopardus pardalis*) en Costa Rica fue la rata espinosa (*Proechimys semispinosus*) (Chinchilla, 1997). Mientras que conejos (*Sylvilagus audubonii*) y algunos roedores constituyen las principales presas del gato montés (*Lynx rufus*) y coyote (*Canis latrans*) en el Parque Nacional Izta-Popo (Martínez-García, Mendoza-Martínez, Platas, Rosas-Rosas, Tarango-Arámbula, & Bender, 2014).

are limited (O'Brien, 2011). In various wildlife studies, camera-trapping has been used because of its potential to study species difficult to be detected because they present cryptic and elusive behaviors (Díaz-Pulido & Payán-Garrido, 2012). This method allows monitoring large areas and obtaining a significant amount of information in a relatively short period. Camera-trapping, although it is a technique used mainly to identify species on an individual basis, has proven to be useful in determining relative abundance indices, activity patterns, and use of habitat (Maffei, Cuéllar & Noss, 2002; Brien, Kinnaird & Wibisono, 2003, Sáenz, Carvajal, Carrillo & Estrada, 2004, Sáenz, Alfaro, Carvajal & Carrillo, 2005, Silveira, Jácomo & Diniz-Filho, 2003, Tobler, Carrillo-Percastegui, Leite-Pitman, Mares & Powell, 2008). For this reason, photographic devices used for periodic surveying of carnivores and other species have become an important tool for conservation purposes (Trolle & Kéry, 2003).

In Mexico, studies on ecology, biodiversity, and abundance, and felines and their prey are scarce, despite the continuous threat that their populations face. Therefore, the evaluation of ecological parameters can be useful to help design efficient measures in the conservation schemes of the species (Pereira, Fracassi & Uhart, 2006). This study aimed to determine the relative abundance of some prey of three feline species that coexist in the Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve and adjacent areas, San Luis Potosí, Mexico, as well as to detect changes in their availability in function to the monitoring period.

Materials and methods

Study area

The Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve (RBSAT initials in Spanish) is a Federal Natural Protected Area located in the east of San Luis Potosí, Mexico, between the towns of Ciudad Valles and Tamuín (22° 04' 38" a 22° 23' 56" N y 98° 53' 07" a 99° 00' 44" W). The RBSAT has an extension area of 21 464 ha. A sub-humid warm climate characterizes most of this area, with an average annual temperature of 25.3 °C, rainfall of 1.017 mm, with and an altitude range of 114 and 810 m (INEGI, 2011). The predominant vegetation types are low deciduous and median sub-perennial forests, with representative species such as chaca (*Bursera simaruba*), limoncillo (*Esenbeckia berlanderi*), swamp bay (*Persea palustris*), mexican palmetto (*Sabal mexicana*), and ponytail palm (*Beaucarnea recurvata*) (Sánchez -Ramos, Mora, Vargas-Contreras, Lara, Zamora, & Cardona, 1993, Rzedowski, 1993). Also, species such as white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), jaguar (*Panthera onca*), collared peccary (*Pecari tajacu*), white-nosed coati (*Nasua narica*), and military macaw (*Ara militaris*) are

Los métodos empleados para obtener información confiable de carnívoros pequeños y medianos y sus presas son limitados (O'Brien, 2011). En diversos estudios sobre fauna silvestre se ha empleado el trampeo fotográfico por su potencial para estudiar especies de observación difícil porque presentan conductas crípticas y elusivas (Díaz-Pulido & Payán-Garrido, 2012). Este método permite monitorear áreas grandes y obtener una gran cantidad de información en un tiempo relativamente corto. El trampeo fotográfico, a pesar de que es una técnica empleada principalmente en especies que pueden ser individualmente identificadas, ha demostrado su efectividad para determinar índices de abundancia relativa, patrones de actividad y uso de hábitat (Maffei, Cuéllar & Noss, 2002; O'Brien, Kinnaird & Wibisono, 2003; Sáenz, Carvajal, Carrillo & Estrada, 2004; Sáenz, Alfaro, Carvajal & Carrillo, 2005; Silveira, Jácomo & Diniz-Filho, 2003; Tobler, Carrillo-Percastegui, Leite-Pitman, Mares & Powell, 2008). Por esta razón, los dispositivos fotográficos para realizar sondeos periódicos de las poblaciones de carnívoros y otras especies se han convertido en herramientas importantes con fines de conservación (Trolle & Kéry, 2003).

En México, los estudios sobre ecología, riqueza y abundancia, felinos y sus presas, son escasos, a pesar de la amenaza continua que enfrentan sus poblaciones. Por lo tanto, la evaluación de parámetros ecológicos puede ser útil para contribuir a diseñar medidas eficientes en los esquemas de conservación de especies (Pereira, Fracassi & Uhart, 2006). El presente estudio tuvo como objetivos determinar la abundancia relativa de algunas presas de tres especies de felinos que coexisten en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa y en áreas adyacentes, San Luis Potosí, México, así como detectar cambios en su disponibilidad en función de la estación de monitoreo.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa (RBSAT) es un Área Natural Protegida Federal que se localiza en el este de San Luis Potosí, México, entre los municipios de Ciudad Valles y Tamuín (22° 04' 38" a 22° 23' 56" N y 98° 53' 07" a 99° 00' 44" O). La RBSAT comprende una superficie de 21 464 ha. La mayor parte de dicha área se caracteriza por un clima cálido subhúmedo, con temperatura media anual de 25.3 °C, precipitación pluvial de 1,017 mm y un rango altitudinal entre 114 y 810 m (INEGI, 2011). Las selva baja caducifolia y mediana subperennifolia son los tipos de vegetación predominante, con especies representativas como chaca (*Bursera simaruba*), limoncillo (*Esenbeckia berlanderi*), aguacatillo (*Persea palustris*), palma real (*Sabal mexicana*) y soyate (*Beaucarnea recurvata*) (Sánchez-

distributed throughout the region (Martínez-Calderas, et al. al., 2011; Villordo-Galván et al., 2010).

The RBSAT is one of the smallest reserves in Mexico (Vargas & Escobar, 2000) and it presents a significant degree of disintegration in its surroundings, mainly due to the land use conversion. Currently, essential areas are used in activities such as sugar cane (*Saccharum officinarum*) and sorghum (*Sorghum sp.*) cultivation, and extensive livestock farming (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos, 2012; Hernández-Saint Martín, Rosas-Rosas, Palacio -Núñez, Tarango-Arámbula, Clemente-Sánchez. & Hoogesteijn, 2015). In the region, there are a total of 3 860 inhabitants (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos, 2012).

Estimating abundance

Three camera-trapping samples were taken to estimate the abundance of the preys (from April 2011 to March 2012). Sampling periods included the Dry Season (SECA, April 23, 2011, to July 5, 2011), beginning of the Rainy Season (IEH, November 19, 2011, to January 25, 2012), and end of the Rainy Season (FEH, January 27, 2012, to March 11, 2012). For this, 34, 45, and 40 cameras were installed, considering the SECA, IEH, and FEH periods respectively (Figure 1). Sixteen Stealth Cam (STC, Texas, USA), 31 WildView (Xtreme model, Grand Prairie, Texas, USA), and 11 DeerCam rolls (model 200, Deer Cam, Park Fall, USA) digital devices were used. Each camera-trapping station was systematically placed along trails, streams, and roadsides, in the interior and exterior of the polygon of the natural protected area that presented evidence of the Target species to increase the probability of its detection (Figure 2) (Dillon & Kelly, 2007; Karanth & Nichols, 1998; Maffei & Noss, 2008). Some of the cameras were installed around the RBSAT due to the difficult access in some of the areas, for the easy recognition of the wildlife passages in the adjacent areas, and to know which previous studies confirmed the presence of the ocelots, margays, jaguarundis, and some of their preys (Martínez-Calderas et al., 2011; Hernández-Saint Martín, Rosas-Rosas, Tarango-Arámbula, Clemente-Sánchez & Hoogesteijn, 2013).

The photographic devices were placed at the height of 0.45 m, separating them by a minimum of 1.5 km. The trap sites were geo-referenced using a Global Positioning System (GPS). Subsequently, the devices were programmed to be active for 24 h, capturing three images per photo event, recording the date and time of each capture. The cameras were reviewed every 10 to 15 days to replace batteries, rolls, and memory space.

Ramos, Mora, Vargas- Contreras, Lara, Zamora, & Cardona, 1993; Rzedowski, 1993). También, especies como el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), jaguar (*Panthera onca*), pecarí de collar (*Pecari tajacu*), coatí (*Nasua narica*) y guacamaya verde (*Ara militaris*) se distribuyen en la región (Martínez-Calderas, et al., 2011; Villordo-Galván et al., 2010).

La RBSAT es una de las más pequeñas en México (Vargas & Escobar, 2000) y presenta un grado importante de fragmentación en sus inmediaciones, principalmente por la conversión de uso de suelo. Actualmente, superficies importantes se usan en actividades como cultivo de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) y sorgo (*Sorghum sp.*), y ganadería extensiva (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos, 2012; Hernández-Saint Martín, Rosas-Rosas, Palacio-Núñez, Tarango-Arámbula, Clemente-Sánchez. & Hoogesteijn, 2015). En la región hay un total de 3 860 habitantes (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos, 2012).

Estimación de abundancia

Para estimar la abundancia de las especies presa (desde abril, 2011 a marzo, 2012) se realizaron tres muestreos de trampeo fotográfico. Los muestreos comprendieron a la Estación Seca (SECA; 23 de abril de 2011 a 5 de julio de 2011), Inicio de la Estación Húmeda (IEH; 19 de noviembre de 2011 a 25 de enero de 2012) y Final de la Estación Húmeda (FEH; 27 de enero de 2012 a 11 de marzo de 2012). Para ello, 34, 45 y 40 cámaras fueron instaladas al considerar SECA, IEH y FEH, respectivamente (Figura 1). Dieciséis dispositivos digitales Stealth Cam (STC, Texas, USA), 31 WildView (modelo Xtreme, Grand Prairie, Texas, USA) y 11 rollos DeerCam (modelo 200, Deer Cam, Park Fall, USA) fueron usados. Cada estación de foto trampeo se colocó de manera sistemática en veredas, arroyos y caminos, dentro y fuera del polígono del área natural protegida que presentaron evidencias de las especies objetivo para incrementar la probabilidad de detección (Figura 2) (Dillon & Kelly, 2007; Karanth & Nichols, 1998; Maffei & Noss, 2008). Algunas de las cámaras se instalaron fuera de la RBSAT debido al difícil acceso en algunas de sus áreas, al fácil reconocimiento de los pasos de fauna en las áreas adyacentes y a que estudios previos confirmaron la presencia de ocelotes, margays, jaguarundis y de algunas de sus presas (Martínez-Calderas et al., 2011; Hernández-Saint Martín, Rosas-Rosas, Tarango-Arámbula, Clemente-Sánchez & Hoogesteijn, 2013).

Los dispositivos fotográficos se colocaron a una altura de 0.45 m y a una separación mínima de 1.5 km. Los sitios fueron georreferenciados mediante un Sistema

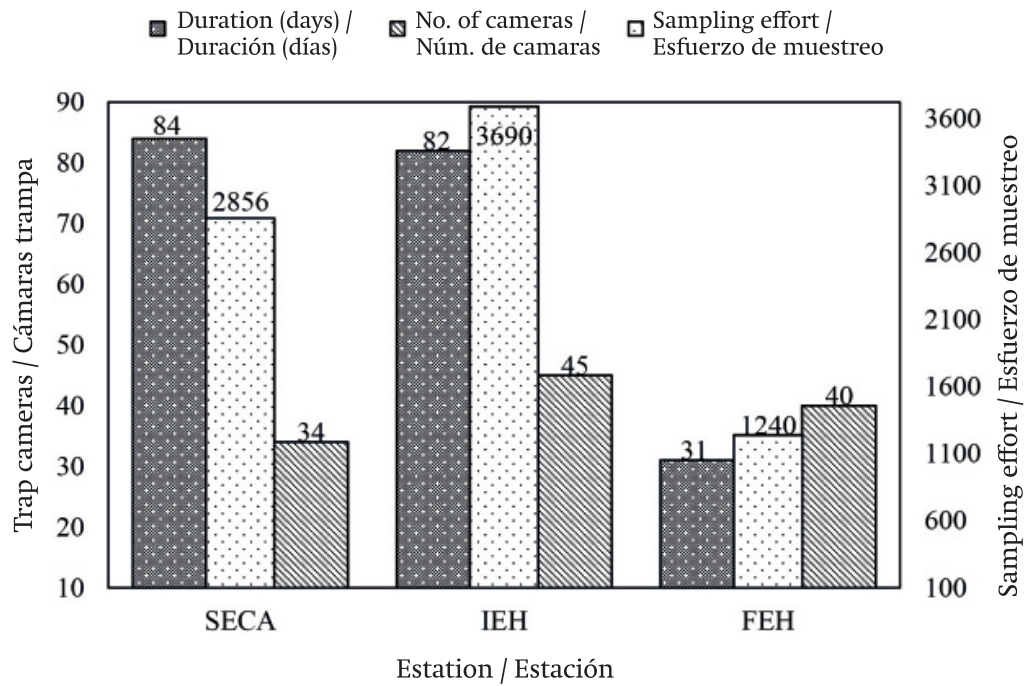


Figure 1. Dry Season (Sampling I, April 24-July 16, 2011); Beginning of the Rainy Season (IEH, Sampling II, November 16, 2011 - February 5, 2012); End of the Rainy Season (FEH, Sampling III, February 10, 2012-March 11, 2012).

Figura 1. Estación SECA (Muestreo I, 24 abril-16 julio 2011); Inicio de la Estación Húmeda (IEH, Muestreo II, 16 noviembre 2011-5 febrero 2012); Final de la Estación Húmeda (FEH, Muestreo III, 10 febrero 2012-11 marzo 2012).

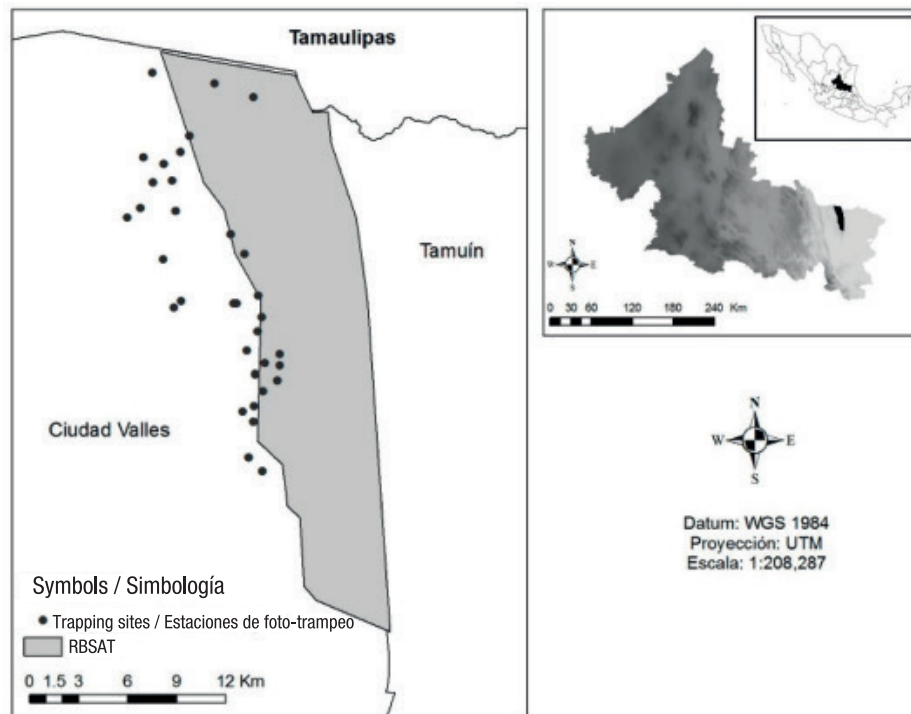


Figure 2. Camera-trapping sites in the study area.

Figura 2. Sitios de foto-trampeo en el área de estudio.

Relative abundance index (RAI)

The relative abundance index (RAI) was calculated for ten species identified as potential prey of the ocelot (*Leopardus pardalis*), margay (*Leopardus wiedii*), and jaguarundi (*Puma yagouaroundi*). For this, the available studies on their eating habits in similar habitats were used as reference (Bianchi et al., 2011, Emmons, 1988, Konecny, 1989, Sunquist & Sunquist, 1989, Tófoli, Rohe & Setz, 2009; Meza et al., 2002). Individuals of three species of small (<1 kg) and three medium-size mammals (1-8 kg), cottontail rabbit (*Sylvilagus floridanus*), opossum (*Didelphis marsupialis*), mexican gray squirrel (*Sciurus aureogaster*), spotted paca (*Agouti paca*), white-nosed coat (*Nasua narica*), and raccoon (*Procyon lotor*) were snapped. Also, samples of four birds species, great curassow (*Crax rubra*), thicket tinamou (*Crypturellus cinnamomeus*), plain chachalaca (*Ortalis vetula*), and the white-tipped dove (*Leptotila* sp.) were detected. Photographs of individual species were classified as independent events (Ei) following the guidelines proposed by O'Brien et al. (2003), considering the following as an independent event: 1) consecutive photographs of individuals of the same or different species; 2) consecutive photographs of individuals of the same species separated by 30 minute intervals. This criterion was applied in cases where it was difficult to the animals individually from a series of photographs; therefore, all photographs within the time as mentioned above were considered as a single event; and 3) non-consecutive photographs of individuals of the same species. The relative abundance index was calculated for the different study periods based on the following expression (O'Brien, 2011):

$$RAI = \frac{\text{Number of independent events per species} \times}{\text{Total number of days - trap per sampling period}} \times 100$$

Then, the Friedman's non-parametric test (T) was applied to determine if there were changes in abundance per group of species (birds and mammals) and per season (SECA, IEH, FEH) (Badii et al., 2012).

Results and discussion

A total of 1 213 photographic records were obtained during the sampling period (540 in SECA, 504 in IEH, and 169 in FEH). The total number of independent events were 213 in SECA, 208 and 85, IEH and FEH, respectively (Table 1).

The sampling effort (number of trap-cameras, effective sampling days) varied by season (Figure 1). In the case of SECA, the highest relative abundance values corresponded to *Crax rubra*, *Nasua narica*, *Ortalis vetula*, and *Sylvilagus floridanus* with 2.56, 1.26, 0.88, and 0.81, respectively. During IEH, the most abundant species regarding the estimated index were *Sylvilagus floridanus*,

de Posicionamiento Global (GPS). Posteriormente, los dispositivos se programaron para que estuvieran activos durante 24 h y capturaran tres imágenes por evento fotográfico y registraran la fecha y hora de cada captura. Las cámaras fueron revisadas en lapsos de 10 a 15 días para sustituir pilas, rollos y memorias.

Índice de abundancia relativa (IAR)

El índice de abundancia relativa (IAR) fue calculado para 10 especies identificadas como presas potenciales del ocelote (*Leopardus pardalis*), tigrillo (*Leopardus wiedii*) y jaguarundi (*Puma yagouaroundi*). Para ello, los estudios disponibles sobre sus hábitos alimenticios en hábitats similares se tomaron como referencia (Bianchi et al., 2011; Emmons, 1988; Konecny, 1989; Sunquist & Sunquist, 1989; Tófoli, Rohe & Setz, 2009; de Villa-Meza et al., 2002). Individuos de tres especies de mamíferos pequeños (< 1 kg) y tres mamíferos medianos (1-8 kg), conejo (*Sylvilagus floridanus*), tlacuache (*Didelphis marsupialis*), ardilla (*Sciurus aureogaster*), tuza real (*Agouti paca*), coatí (*Nasua narica*) y mapache (*Procyon lotor*) fueron fotografiados. También, especímenes de cuatro especies de aves, hocofaisán (*Crax rubra*), gallinita de monte (*Cryptorellus cinnamomeus*), chachalaca (*Ortalis vetula*) y paloma arroyera (*Leptotila* sp.) fueron detectados. Las fotografías de individuos por especie se clasificaron como eventos independientes (Ei) siguiendo los lineamientos propuestos por O'Brien et al. (2003), considerando como un evento independiente lo siguiente: 1) las fotografías consecutivas de individuos de la misma o diferente especie; 2) fotografías consecutivas de individuos de la misma especie separadas por intervalos de 30 minutos. Este criterio se aplicó en los casos en que fue difícil reconocer a los animales de manera individual a partir de una serie de fotografías; por consiguiente, todas las fotografías dentro del intervalo de tiempo referido se consideraron como un solo evento; y 3) las fotografías no consecutivas de individuos de la misma especie. El índice de abundancia relativa se calculó para los diferentes periodos de estudio y con base en la siguiente expresión (O'Brien, 2011):

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

Después, la prueba no paramétrica de Friedman (T) se aplicó para determinar si hubo cambios en la abundancia por grupo de especies (aves y mamíferos) y por estación del año (SECA, IEH, FEH) (Badii et al., 2012).

Resultados y discusión

El número de registros fotográficos durante el periodo de muestreo fue de 1 213 (540 en SECA, 504 en IEH y 169 en FEH). El número total de eventos

Crax rubra, and *Ortalis vetula* with 2.03, 1.11, and 0.81, respectively. In FEH, higher abundance indices are associated with *Sylvilagus floridanus* and *Procyon lotor* species (Table 2). Besides, some evidence of predators that coexist in the study area were collected. Among them, 91 pumas (*Puma concolor*), 80 ocelot, 78 jaguars (*Panthera onca*), 38 gray fox (*Urocyon cinereoargenteus*), seven margays, and two jaguarondi records were obtained. The Friedman test indicated that there was a decrease in bird abundance during FEH ($T = 8.0$, $P < 0.05$); while the abundance of mammals remained relatively constant during the study period ($T = 0.33$, $P > 0.05$).

The variation in the number of photographs per species and season of the year is probably due to differences in the sampling effort. However, the reduced rate of photographic capture obtained during FEH suggests that the effect of water availability may have increased the primary production of plant communities, which could lead to an adjustment in the distribution of species by having greater access to natural sources such as water and food, making it more homogeneous (Noss et al., 2003). On the other hand, seasonal changes in abundance of species such as *Crax rubra*, *Ortalis vetula*, and *Sylvilagus floridanus* were appreciable. Significant fluctuations in frequency of appearance from one station to another were associated with these species. The most abundant species was *Sylvilagus floridanus*, depending on the index values during monitoring. Despite the size of the RBSAT, it protects an essential diversity of medium and large-sized mammals. On the other hand, Núñez (2010) mentions that temporary segregation, in small conservation areas, allows the coexistence of pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*). This coexistence depends on the availability of preys within the community (Harmsen, Foster, Silver, Ostro & Doncaster, 2009).

The decrease in the number of registers per bird gives evidence through sampling that maybe it was due to a more restricted detection probability than that of mammals. The behavior of mammals allows them to be detected more efficiently than other organisms (Foster & Harmsen, 2011).

According to O'Brien (2011), the abundance indices are statistical estimators correlated proportionally with the size of the study population; therefore, the expectation corresponds to an average change in the index, due to an average change in the population size. Assuming this proportional relationship, the availability of cottontail rabbit (*Sylvilagus floridanus*) in the study area could explain the prey specificity for some predators in the area such as *Leopardus pardalis*, whose feeding habits in similar habitats are based on consuming mainly lagomorphs and rodents (De Villa-Meza et al., 2002). For example, the principal prey of the

independientes fue de 213, 208 y 85 en SECA, IEH y FEH, respectivamente (Cuadro 1).

El esfuerzo de muestreo (número de cámaras-trampa, días efectivos de muestreo) varió por estación (Figura 1). En el caso de SECA, los valores mayores de abundancia relativa correspondieron a *Crax rubra*, *Nasua narica*, *Ortalis vetula* y *Sylvilagus floridanus* con 2.56, 1.26, 0.88 y 0.81, respectivamente. Durante IEH, las especies más abundantes en términos del índice estimado fueron *Sylvilagus floridanus*, *Crax rubra* y *Ortalis vetula* con 2.03, 1.11 y 0.81, respectivamente. En FEH, a las especies *Sylvilagus floridanus* y *Procyon lotor* se asocian los índices de abundancia mayores (Cuadro 2). Además, algunas evidencias de depredadores que coexisten en el área de estudio fueron acopiadas. Entre ellas, 91 registros de puma (*Puma concolor*), 80 de ocelote, 78 de jaguar (*Panthera onca*), 38 de zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), siete de tigrillo y dos de jaguarundi.

La prueba de Friedman indicó que hubo una disminución en la abundancia de aves durante FEH ($T = 8.0$; $P < 0.05$); mientras que la abundancia de mamíferos se mantuvo relativamente constante durante el periodo de estudio ($T = 0.33$; $P > 0.05$).

La variación en el número de fotografías por especie y estación del año probablemente se debe a diferencias en el esfuerzo de muestreo. Sin embargo, la tasa reducida de capturas fotográficas obtenida durante FEH sugiere que el efecto de la disponibilidad de agua pudo haber incrementado la producción primaria de las comunidades vegetales. Ello, pudo propiciar un ajuste en la distribución de especies al contar con mayor accesibilidad a las fuentes naturales de agua y alimento, haciéndola más homogénea (Noss et al., 2003). Por otro lado, cambios estacionales de abundancia de especies como *Crax rubra*, *Ortalis vetula* y *Sylvilagus floridanus* fueron apreciables. A dichas especies se asociaron fluctuaciones considerables de frecuencia de aparición de una estación a otra. La especie más abundante fue *Sylvilagus floridanus*, en función de los valores del índice durante el monitoreo. A pesar del tamaño de la RBSAT, en ella se protege una diversidad importante de mamíferos de tallas mediana y grande. Al respecto, Núñez (2010) menciona que la segregación temporal, en áreas pequeñas de conservación, permite la coexistencia de pumas (*Puma concolor*) y jaguares (*Panthera onca*). Esa coexistencia depende de la disponibilidad de presas dentro de la comunidad (Harmsen, Foster, Silver, Ostro & Doncaster, 2009).

La disminución del número de registros de aves evidenciada a través del muestreo quizá se debió a una probabilidad de detección más restringida que la de mamíferos. El comportamiento de los mamíferos permite que sean detectados más fácilmente que otros organismos (Foster & Harmsen, 2011).

Table 1. Number of independent events (E_i) registered by species and season.**Cuadro 1. Relación del número de eventos independientes (E_i) registrados por especie.**

Species/Especie	Season of the year / Estación del año		
	E_i	E_i	E_i
	Dry season / Estación seca	Beginning of the rainy season / Inicio estación húmeda	End of the rainy season / Final estación húmeda
Birds / Aves			
<i>Crax rubra</i>	73	41	6
<i>Cryptorellus cinnamomeus</i>	16	7	0
<i>Leptotila sp.</i>	15	12	0
<i>Ortalis vetula</i>	25	30	2
Mammals / Mamíferos			
<i>Agouti paca</i>	5	19	0
<i>Didelphis marsupialis</i>	10	4	0
<i>Nasua narica</i>	36	6	4
<i>Procyon lotor</i>	0	2	9
<i>Sciurus aureogaster</i>	10	12	1
<i>Sylvilagus floridanus</i>	23	75	63
Total	213	208	85

E_i = Number of independent events.

E_i = Número de eventos independientes.

Table 2. Relative abundance index (RAI) estimated by species and season.**Cuadro 2. Índice de abundancia relativa (IAR) estimado por especie y estación.**

Species/Especie	RAI/IAR	RAI/IAR	RAI/IAR
	Dry season / Estación seca	Beginning of the rainy season / Inicio estación húmeda	End of the rainy season / Final estación húmeda
Birds / Aves			
<i>Crax rubra</i>	2.56	1.11	0.48
<i>Cryptorellus cinnamomeus</i>	0.56	0.19	0
<i>Leptotila sp.</i>	0.53	0.33	0
<i>Ortalis vetula</i>	0.88	0.81	0.16
Mammals / Mamíferos			
<i>Agouti paca</i>	0.18	0.51	0
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.35	0.11	0
<i>Nasua narica</i>	1.26	0.16	0.32
<i>Procyon lotor</i>	0	0.05	0.73
<i>Sciurus aureogaster</i>	0.35	0.33	0.08
<i>Sylvilagus floridanus</i>	0.81	2.03	5.08

RAI = Number of photographs / 100 days-trap.

IAR = Número de fotografías / 100 días-trampa.

ocelot (*Leopardus pardalis*) was the spiny rat (*Proechimys semispinosus*) in the Concorvado National Park, Costa Rica (Chinchilla, 1997). Similarly, desert cottontail rabbit (*Sylvilagus audubonii*) and some rodents are the primary prey of the bobcat (*Lynx rufus*) and coyote (*Canis latrans*) in the Izta-Popo National Park (Martínez-García et al., 2014). Perhaps, the large percentage of these species in the diet of these predators is related to their availability, as what occurs with prey of other carnivores (Bisceglia, Pereira, Teta & Quintana, 2008, Fajardo, Cossíos & Pacheco, 2014, Rosas-Rosas, Valdez, Bender & Daniel, 2003). Notably, the abundance of ocelot depends on factors such as habitat quality, competitors, predators, and environmental variables such as primary productivity and prey availability (Di Bitetti, Paviolo, De Angelo & Di Blanco, 2008).

The schedule of activity of the ocelot in the RBSAT is related to the movement of its primary prey. A high rate of encounters between *Leopardus pardalis* and *Sylvilagus floridanus* were noted. Although this information allowed to corroborate the estimated index for *Sylvilagus floridanus*, one recommendation is to make a periodic adjustment with independent abundance estimates and complementary studies. For example, O'Brien et al. (2003) combined the use of trap-cameras and linear transects to evaluate the relationship between the abundance of sumatran tigers (*Panthera tigris sumatrae*) and their prey, from counts in linear transects and the estimation by trap-cameras; the result was a significant correlation ($r^2 = 0.79$) between the variables, density of tigers and density of their primary prey. Likewise, Rovero and Marshall (2009) also found a linear association ($r^2 = 0.90$) when they compared the photographic capture rate of the harvey red duiker (*Cephalophus harveyi*) and their density, estimated by counting their clues.

The RBSAT is the smallest reserve in Mexico (Vargas & Escobar, 2000) and the only one for the conservation of wildlife in the eastern part of the state of San Luis Potosí. Despite its size, the RBSAT hosts an essential number of pumas (*Puma concolor*), jaguars (*Panthera onca*) and their preys (Hernández-Saint Martin et al., 2013, Hernández-Saint Martin et al., 2015). Also, the RBSAT is the habitat for ocelots (*Leopardus pardalis*) and their preys (Martínez-Hernández et al., 2014), as well as other mammals and birds. However, frequent changes in land use that occur in the adjacent areas of the RBSAT can isolate these populations, making them more susceptible to anthropogenic activities (Martínez-Calderas et al., 2011).

Trap-cameras were placed in the interior (the west section) and the exterior of the RBSAT reserve. This procedure allowed to monitor the abundance of mammals and birds in different conditions of habitat

De acuerdo a O'Brien (2011), los índices de abundancia son estimadores estadísticos correlacionados de manera proporcional con el tamaño de la población en estudio; por lo tanto, la expectativa corresponde a un cambio promedio del índice, debido a un cambio promedio del tamaño de la población. Suponiendo esta relación proporcional, la disponibilidad de conejos (*Sylvilagus floridanus*) en el área de estudio pudiera explicar la especificidad como presa para algunos mesodepredadores de la zona como *Leopardus pardalis*, cuyos hábitos alimentarios en hábitats similares se basa en el consumo de lagomorfos y roedores, principalmente (De Villa-Meza et al., 2002). Por ejemplo, la presa principal del ocelote (*Leopardus pardalis*) fue la rata espinosa (*Proechimys semispinosus*) en el Parque Nacional Concorvado, Costa Rica (Chinchilla, 1997). De igual manera, los conejos (*Sylvilagus audubonii*) y algunos roedores constituyen las presas principales del gato montés (*Lynx rufus*) y coyote (*Canis latrans*) en el Parque Nacional Izta-Popo (Martínez-García et al., 2014). Quizás, el gran porcentaje de dichas especies en la dieta de esos depredadores está relacionado con su disponibilidad, como sucede con presas de otros carnívoros (Bisceglia, Pereira, Teta & Quintana, 2008; Fajardo, Cossíos & Pacheco, 2014; Rosas-Rosas, Valdez, Bender & Daniel, 2003). Particularmente, la abundancia del ocelote depende de factores como la calidad del hábitat, presencia de competidores, depredadores y variables ambientales como la productividad primaria y disponibilidad de presas (Di Bitetti, Paviolo, De Angelo & Di Blanco, 2008).

El horario de actividad del ocelote en la RBSAT se relaciona con la actividad de sus principales presas. Una tasa grande de encuentros entre *Leopardus pardalis* y *Sylvilagus floridanus* fue evidenciada. Aunque dicha información permitió corroborar el índice estimado para *Sylvilagus floridanus*, una recomendación es realizar un ajuste periódico con estimaciones de abundancia independientes y estudios complementarios. Por ejemplo, O'Brien et al. (2003) combinó el uso de cámaras-trampa y transectos lineales para evaluar la relación entre la abundancia de tigres de Sumatra (*Panthera tigris sumatrae*) y sus presas, a partir de conteos en transectos lineales y la estimación mediante cámaras trampa; el resultado fue una correlación ($r^2 = 0.79$) significativa entre las variables densidad de tigres y densidad de sus principales presas. Asimismo, Rovero y Marshall (2009) también encontraron una asociación lineal ($r^2 = 0.90$) importante cuando compararon la tasa de capturas fotográficas del duiker rojo de Harvey (*Cephalophus harveyi*) y su densidad, estimada mediante el conteo de sus indicios.

La RBSAT es la reserva más pequeña en México (Vargas & Escobar, 2000) y la única para la conservación de la vida silvestre en el Este del estado de San Luis Potosí.

quality. According to Villordo-Galván et al. (2010), a loss of 428 809 ha of forest in the Huasteca area of San Luis Potosí occurred during the period 1976-2000, as a result of anthropogenic activities. Currently, within the RBSAT and adjacent areas, disintegration is caused by slash and burn for agricultural purposes, a practice that is carried out specifically in sugarcane (*Saccharum* spp.) and sorghum (*Sorghum* spp.) growing areas as well as in cattle ranches (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos 2012).

Isolating and disintegrating a habitat limits the movement of carnivores and their preys and as a consequence the availability and quality of suitable habitats (Di Bitetti et al., 2008). The above leads to the loss of connection between areas of optimal habitat and puts the survival of carnivore species and their prey at risk (Martínez-Calderas et al., 2011). Based on the above, it is recommended to monitor the size of the populations and abundances of carnivores and prey species in the RBSAT and adjacent areas, through appropriate monitoring during all seasons of the year. This would provide adequate information to propose management and conservation strategies to benefit the wildlife populations that are present.

Conclusions

Camera-trapping allowed us to examine the temporal trends of prey abundance and established an essential non-invasive method for the monitoring of species in the interior and exterior of the RBSAT. However, some potential limitations of this approach were identified by the variable disposition of photographic equipment and the limited detection of bird species.

During the dry season, the highest relative abundance corresponded to *Crax rubra*, *Nasua narica*, *Ortalis vetula*, and *Sylvilagus floridanus*. During IEH, the most abundant species were *Sylvilagus floridanus*, *Crax rubra*, and *Ortalis vetula*. During FEH the highest abundance corresponded to *Sylvilagus floridanus* and *Procyon lotor*.

The understanding of intra and interspecific ecological interactions is essential to manage and conserve the species found in the reserve and adjacent areas. This study constitutes the first report in evaluating the abundance of some mesopredator prey species found in the interior and exterior to the RBSAT; therefore, to determine the factors that affect their availability, and given the current threats to meet the needs of the human population with which they coexist, it is essential to monitor the prey populations over time.

Acknowledgments

Thanks to the National Council of Science and Technology (CONACYT) for the scholarship granted,

A pesar de su tamaño, la RBSAT alberga un número importante de pumas (*Puma concolor*), jaguares (*Panthera onca*) y sus presas (Hernández-Saint Martin et al., 2013; Hernández-Saint Martin et al., 2015). También, la RBSAT es hábitat de ocelotes (*Leopardus pardalis*) y sus presas (Martínez-Hernández et al., 2014), así como de otros mamíferos y aves. No obstante, los cambios frecuentes en el uso del suelo que ocurren en las áreas adyacentes a la RBSAT pueden aislar a esas poblaciones haciéndolas más susceptibles a las actividades antropogénicas (Martínez-Calderas et al., 2011).

La colocación de las cámaras trampa fue dentro (sección poniente) y fuera de la reserva RBSAT. Ese procedimiento permitió monitorear la abundancia de mamíferos y aves en diferentes condiciones de calidad del hábitat. De acuerdo con Villordo-Galván et al. (2010), una pérdida de 428 809 ha de selva en la zona Huasteca de San Luis Potosí ocurrió durante el periodo 1976-2000, a consecuencia de actividades antropogénicas. En la actualidad, dentro de la RBSAT y áreas adyacentes, la fragmentación es ocasionada por la roza, tumba y quema con fines agropecuarios, práctica que se realiza específicamente en áreas de cultivo de caña de azúcar (*Saccharum* spp.) y sorgo (*Sorghum* spp.), así como por el establecimiento de ranchos ganaderos (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos 2012).

El aislamiento y la fragmentación de un hábitat limitan el movimiento de carnívoros y sus presas y, por ende, la disponibilidad y calidad de hábitats idóneos (Di Bitetti et al., 2008). Ello conlleva a la pérdida de conectividad entre áreas de hábitat óptimo y pone en riesgo la supervivencia de especies de carnívoros y sus presas (Martínez-Calderas et al., 2011). Con base en lo anterior, la recomendación es realizar un seguimiento del tamaño de poblaciones y abundancias de especies de carnívoros y presas en la RBSAT y áreas adyacentes, mediante el monitoreo apropiado durante todas las estaciones del año. Así se tendría información apropiada para plantear acciones de manejo y conservación en beneficio de las poblaciones silvestres presentes.

Conclusiones

El foto-trampeo permitió examinar las tendencias temporales de la abundancia de presas y constituyó un método no invasivo importante en el monitoreo de especies dentro y fuera de la RBSAT. Sin embargo, algunas limitantes potenciales de este método fueron identificadas por la disposición variable de equipos fotográficos y la detección limitada de especies de aves.

Durante la Estación SECA, la mayor abundancia relativa correspondió a *Crax rubra*, *Nasua narica*, *Ortalis vetula* y *Sylvilagus floridanus*. Durante IEH, las especies más abundantes fueron *Sylvilagus floridanus*, *Crax rubra*

as well as to the National Commission of Natural Protected Areas (CONANP) for the facilities given for monitoring in the Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve. To the community leaders, owners, residents, and the bordering communities for their participation and interest.

End of English version

References / Referencias

- Badii, M. A., A. L. Guillen, E. Araiza, J. Cerna, Valenzuela, J. Landeros. (2012). Métodos No-Paramétricos de Uso Común. *International Journal of Good Science*. 7:132–155. [http://www.spentamexico.org/v7-n1/7\(1\)132-155.pdf](http://www.spentamexico.org/v7-n1/7(1)132-155.pdf)
- Bianchi, R. C., F. Rosa, A., A. Gatti, & L. Mendes, S. (2011). Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and Jaguarundi, *Puma yagouaroundi* (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. *Zoology*. 28:127–132. doi: 10.1590/S1984-46702011000100018
- Bisceglia, S., A. Pereira, J., P. Teta, & R. Quintana. (2008). Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in the central Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments*. 72:1120–1126. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.11.003>
- Chapa-Vargas, L., & K. Monzalvo-Santos. (2012). Natural protected areas of San Luis Potosi, Mexico; ecological representativeness, risks, and conservation implication across scales. *International Journal of Geographical Information Science*. 1:1–17. doi: 10.1080/13658816.2011.643801
- Chinchilla, F. A. (1997). La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Concorvado Rica, Costa. *Rev. Biol. Trop.*, 45:1223-1229.
- De Villa-Meza, Martínez, A. E., & A. López C. (2002). Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in tropical deciduous forest Jalisco, Mexico. *The American Midland Naturalist*, 148:146–154.
- Díaz-Pulido, A., & E. Payán-Garrido. (2012). Manual de fototrampeo: una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. 32 pp. <http://repository.humboldt.org.co/bitstream/20.500.11761/31415/1/240.pdf>
- Di Bitetti, M.S., A. Paviolo, D. De Angelo C., & E. Di Blanco Y. (2008). Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology*, 24:189–200. DOI: 10.1017/S0266467408004847
- Dillon, A., & M. Kelly. (2007). Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41 (4), 469–477. doi: 10.1017/S0030605307000518
- Emmons, L. H. (1988). A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Review d'Ecologie (Terre Vie)*, 43:133–157.

y *Ortalis vetula*. Durante FEH la mayor abundancia correspondió a *Sylvilagus floridanus* y *Procyon lotor*.

El entendimiento de las interacciones ecológicas intra e interespecíficas es indispensable para manejar y conservar las especies albergadas en la reserva y áreas adyacentes. Este estudio constituye el primer esfuerzo para evaluar la abundancia de algunas especies de presas de mesodepredadores dentro y fuera de la RBSAT; por ello, para determinar los factores que repercuten en su disponibilidad, y dadas las amenazas actuales para satisfacer las necesidades de la población humana con la que coexisten, es importante dar seguimiento a las poblaciones presa a través del tiempo.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado, así como a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por las facilidades concedidas para la realización del monitoreo en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa. A los comisariados ejidales, ejidatarios, locatarios y comunidades aledañas al sitio por su participación e interés.

Fin de la versión en español

- http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/55319/LATERRETLAVIE_1988_43_2_133.pdf?sequence=1
- Fajardo, U., D. Cossíos, & V. Pacheco. (2014). Dieta de *Leopardus colocolo* (Carnivora: Felidae) en la Reserva Nacional de Junín, Junín, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 21:61–70. doi: 10.15381/rpb.v21i1.8248
- Foster, R. J., & J. Harmsen, B. (2011). A critique of density estimation from camera-trap data. *Journal of Wildlife Management*, 9999:1–13. doi: 10.1002/jwmg.275
- Fuller, K. T., & P. Sievert R. (2001). Carnivore demography and the consequences of change in prey availability. In Gittleman, J. I., S. Funk M, D. Macdonald, W. and R. Wayne K. 2001. *Carnivore Conservation*. (pp. 163–174). Cambridge University Press.
- Grajales-Tam. K. M., R. Rodríguez-Estrella, E., & J. Cancino-Hernández. (2003). Dieta estacional del coyote *Canis latrans* durante el período 1996-1997 en el desierto del Vizcaíno, Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 89:17–28. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372003000200002
- Harmsen, B., R. Foster, S. Silver, L. Ostro, & C. Doncaster. (2009). Spatial and temporal interactions of sympatric jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in a neotropical forest. *Journal of Mammalogy*, 90:612-620. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-140R.1>
- Hernández-Saint Martin, A. D., O. C. Rosas R., J. Palacio N., L. A. Tarango A., F. Clemente S., L. Hoogesteijn, R. (2013).

- Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosí, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana*, 29:520-533. [http://www1.inecol.edu.mx/azm/AZM29\(3\)-2013/AZM-29-3-e-Hernandez-Saint.pdf](http://www1.inecol.edu.mx/azm/AZM29(3)-2013/AZM-29-3-e-Hernandez-Saint.pdf)
- Hernández-Saint Martin, A. D., O. C. Rosas R., J. Palacio N., L. A. Tarango A., F. Clemente S., L. Hoogesteijn, A. (2015). Food habits of jaguar and puma in a protected area and adjacent fragmented landscape of Northeastern Mexico. *Natural Areas Journal*, 35:308-317. doi: 10.3375/043.035.0213.
- INEGI. (2011). *Perspectiva estadística de San Luis Potosí*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. San Luis Potosí, S.L.P. México.
- Karanth, K. U., & D. Nichols J. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79:2852-2862. DOI: 10.1890/0012-9658(1998)079[2852:EOTDII]2.0.CO;2
- Kitchener, A. (1991). *The natural history of the wild cats*. Ithaca: Cornell University Press.
- Konecny, M. J. (1989). Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. *Neotropical Mammalogy*, 243-264
- Maffei, L. E., Cuéllar, & A. Noss. (2002). Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono chaco-chiquitania. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación*, 11:55-56. https://www.researchgate.net/profile/Leonardo_Maffei/publication/269709095_Uso_de_trampascamara_para_la_evaluacion_de_mamiferos_en_el_ecotono_Chaco-Chiquitania/links/55981f5808ae793d137e1148/Uso-de-trampas-camara-para-la-evaluacion-de-mamiferos-en-el-ecotono-Chaco-Chiquitania.pdf
- Maffei, L., & A. Noss. (2008). ¿How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica*, 40:71-75. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2007.00341
- Martínez-Calderas, J. M., O. C. Rosas R., J. F. Martínez M., L. A. Tarango A., F. Clemente S., M. M. Crosby G., M. D. Sánchez H. (2011). Distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82:907-1004. <http://revista.ib.unam.mx/index.php/bio/article/view/695>
- Martínez-Hernández, A., O. C. Rosas R., F. Clemente S., L. A. Tarango A., J. Palacio N., C. Bender L., J. G. Herrera H. (2014). Density of threatened ocelot *Leopardus pardalis* in the Sierra Abra-Tanchipa Biosphere Reserve, San Luis Potosí, Mexico. *Oryx*, First View Article: 1-7. doi: 10.1017/S0030605313001452.
- Martínez G. J. A., G. D. Mendoza-Martínez., F. X. Plata, O. C. Rosas-Rosas, L. A. Tarango-Arámbula, L.C. Bender. (2014). Use of prey by sympatric bobcat (*Lynx rufus*) and coyote (*Canis latrans*) in the Izta-Popo Natural Park. 2014. *The Southwestern Naturalist*, Vol. 59:157-162. <https://doi.org/10.1894/F02-TAL-56.1>
- Murray, J. L., & Gardner, G. L. (1997). *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species*, 548:1-10.
- Noss, A., R. Cuéllar, J. Barrientos, L. Maffei, E. Vuéllar, R. Arispe, D. Rúmiz, K. Rivero. (2003). A camera trapping and radio telemetry study of *Tapirus terrestris* in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation*, 12:24-32. https://www.researchgate.net/publication/228541823_A_Camera_trapping_and_radio_telemetry_study_of_lowland_tapir_Tapirus_terrestris_in_Bolivian_dry_forests
- Novaro, J. A., M. Funes C., & R. Walker S. (2000). Ecological extinction of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation*, 92:25-33. doi: 10.1016/S0006-3207(99)00065-8.
- Núñez, R. (2010). Estimating jaguar population density using camera-traps: a comparison with radio-telemetry estimates. *Journal of Zoology*, 129:487-496. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2011.00812.
- O'brien, T. G. (2011). Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. In: O'Connell A. F., D. Nichols J. and U. Karanth, K. (Eds.). *Camera traps in animal ecology. Methods and Analyses* (pp. 71-96). USA: Springer.
- O'brien, T. G., F. Kinnaird M., & H. Wibisono, T. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. *Animal Conservation*, 6:131-139. doi: 10.1017/S1367943003003172
- Pereira, J. A., G. Fracassi N., & M. Uhart M. (2006). Numerical and spatial responses of geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) to prey decline in Argentina. *Journal of Mammalogy*, 87:1132-9. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-333R2.1>
- Prenda, J. F., F. Blanco G., V. Hermoso, A. Menor, & M. Clavero. (2008). Efectos del hábitat y disponibilidad de presas sobre la dieta y la distribución de la nutria (*Lutra lutra*) en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Centro Internacional de Estudios y Convenciones Ecológicas y Medioambientales (CIECEMA). Universidad de Huelva. 256-271. https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Patrimonio_Natural_Uso_Y_Gestion/Espacios_Protegidos/publicaciones_renpa/investigacion_cientifica_s_norte/17_efectos.pdf
- Roemer, G. W., E. Gompper M., & V. Valkenburgh B. (2009). The ecological role of the mammalian mesocarnivores. *BioScience*, 59:165-173. <https://academic.oup.com/bioscience/article/59/2/165/228398>
- Rosas-Rosas, O. C., R. Valdez, C. Bender L., & D. Daniel. (2003). Food habits of pumas in northwestern Sonora, Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 31:528-535.
- Rovero, F., & R. Marshall A. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1011-1017. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x
- Rzedowski, J. (2005). *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. <http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMxPort.pdf>
- Sáenz, J. C., D. Alfaro L., P. Carvajal J., & E. Carrillo. (2005). Una nueva técnica para determinar riqueza y abundancia relativa de aves terrestres. Uso de cámaras trampa. *Zeledonia*, 9:22-27. <http://www.zeledonia.com/uploads/7/0/1/0/70104897/2005-9-1.pdf>

- Sáenz, J. C., P. Carvajal J., E. Carrillo, & N. Estrada. (2004). Cámaras trampa: un nuevo método para evaluar la riqueza y abundancia de vertebrados terrestres. *Mesoamericana*: 8(4). Libro de Resúmenes del VIII Congreso de la Sociedad Mesoamericana para Biología y la Conservación.
- Sánchez-Ramos H., L. Mora, A. O. Vargas-Contreras S., J. Lara, V. Zamora, M., ...E. Cardona, A. (1993). Sierra del Abra Tanchipa. Estudio de caso. In Gómez-Pompa, A. and Dirzo (Eds.). *Proyecto de evaluación de áreas naturales protegidas de México*. México: SEDESOL.
- SEMARNAT. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. México, D. F. http://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5173091
- Silveira, L., T. Jácomo A., & A. F. Diniz-Filho, J. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114:351-355. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00063-6
- Sunquist, M. E., & Sunquist, F. C. (1989). Ecological constraints on predation by large felids. In E. gittleman. (ed). *Carnivore behavior, ecology and evolution* (pp. 283-301). Ithaca, Nueva York: Cornell University Press.
- Tobler, M. W., E. Carrillo-Percastegui, S., R. Leite-Pitman, R. Mares, & G. Powell. (2008). Anevaluation of camera traps for inventorying large and medium sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11:169-178. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2008.00169.
- Tófoli, C. F., F. Rohe, & F. Setz Z. (2009). Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Geoffroy, 1803) (Carnivora, Felidae) food habits in a mosaic of Atlantic Rainforest and Eucalypt plantations of southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 69:871-877. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000400015>
- Trolle, M., & M. Kéry. (2003). Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammology*, 84:607-614. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2003\)084%3C0607:EOODIT%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2003)084%3C0607:EOODIT%3E2.0.CO;2)
- Vargas, F., & S. Escobar. (2000). Áreas naturales protegidas de México con decretos federales 1989-2000. Instituto Nacional de Ecología, México, D. F. <http://www.inecc.gob.mx/descargas/publicaciones/130.pdf>
- Villordo-Galván, J. A., O. C. Rosas R., F. Clemente S., J. F. Martínez M., L. A. Tarangoa., G. Mendoza M., M. D. Sánchez H., C. Bender L. (2010). The jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosí, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 55:394-402. doi: 10.1894/CLG-30.1