

MAMÍFEROS CARNÍVOROS DEL PARQUE NACIONAL LAGUNAS DE CHACAHUA, OAXACA, MÉXICO: RIQUEZA, ABUNDANCIA Y PATRONES DE ACTIVIDAD

ALEJANDRA BUENROSTRO-SILVA¹, DANIELA SIGÜENZA PÉREZ²
Y JESÚS GARCÍA-GRAJALES¹

¹ Instituto de Industrias, Universidad del Mar, Campus Puerto Escondido. Km. 1.5 carretera Sola de Vega - Puerto Escondido, San Pedro Mixtepec, Oaxaca, México 71980.

² Programa de Maestría en Producción y Sanidad Animal, Universidad del Mar Campus Puerto Escondido. Km. 1.5 carretera Sola de Vega - Puerto Escondido, San Pedro Mixtepec, Oaxaca, México 71980.

Autor de correspondencia: Jesús García Grajales;
archosaurio@yahoo.com.mx

RESUMEN

Los mamíferos carnívoros desempeñan un rol importante en la estructura de las comunidades; sin embargo, los estudios sobre este grupo son complicados debido a sus estilos de vida, por lo que aún existen vacíos de información biológica. En este estudio se utilizaron trampas cámara en cuatro localidades de la costa central de Oaxaca, México. El trabajo se efectuó de septiembre de 2009 a agosto de 2010, con un esfuerzo total de 1012 días/trampa. Se obtuvieron 160 registros fotográficos independientes de ocho especies de mamíferos carnívoros y respecto a las presas potenciales se registraron cinco especies de mamíferos, dos especies de reptiles y dos grupos (aves y ratones). De acuerdo al Índice de Abundancia Relativa obtenido, los carnívoros más abundantes fueron *Spilogale pygmaea*, *Urocyon cinereoargenteus* y *Nasua narica*, mientras que las presas potenciales más abundantes fueron *Didelphis virginiana*, *Dasyopus novemcinctus* y el grupo de los ratones. El patrón de actividad de las especies registradas mostró que el 73.8% son de hábitos nocturnos. El ganado vacuno de libre pastoreo mostró una abundancia que podría tener impactos en el ambiente natural y el nivel de recursos disponibles para la fauna silvestre de la región.

Palabras clave: Cámaras-trampa, Carnívora, Oaxaca, patrón de actividad, Tututepec.

ABSTRACT

Carnivorous mammals play an important role on the community structure, however information gaps exist on their current situation due to their nocturnal habits, evasive behavior and low population densities. In this study, we used camera traps to obtain records of mammal carnivores and their potential prey in four localities in the coastal central of Oaxaca, Mexico. The study was conducted from September 2009 to August 2010, with a total sampling effort of 1,012 trap/days. We obtained 160 independent photographs records of eight carnivorous mammal species and regarding potential prey we obtained five mammals species, two reptile species and two groups (birds and mice). According with the two Relative Abundance Index obtained *Spilogale pygmaea*, *Urocyon cinereoargenteus* y *Nasua narica* were the most abundant carnivorous mammals while that *Didelphis virginiana*, *Dasyus novemcinctus* and the mice group were the most abundant potential prey. The activity patterns of the species showed that 73.8% of them are nocturnal. The free range cattle showed an abundance that could have impacts in the natural environment and the level of resources available for the wildlife in the region.

Key words: Camera-traps, Carnivora, Oaxaca, activity patterns, Tututepec.

INTRODUCCIÓN

El Orden Carnívora está constituido por 245 especies a nivel mundial, agrupadas en 107 géneros y 13 familias (Wilson, 2009). En México, sólo están presentes 33 especies de mamíferos carnívoros (Ceballos y Oliva, 2005) y para el estado de Oaxaca se han registrado 22 especies, lo que representa el 64.7% de las especies conocidas en el país; sin embargo, existen vacíos de información biológica para la mayoría de ellas (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2011), debido a su naturaleza elusiva y bajas densidades poblacionales, por lo que se desconocen sus tendencias, aspectos ecológicos e incluso el impacto que generan en especies presa, información básica necesaria para implementar estrategias de conservación (Crooks, 2002; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2011).

De manera general, los estudios sobre mamíferos carnívoros son complicados debido a sus distintas historias de vida, al terreno irregular donde se desplazan y al incremento de las actividades humanas (Karanth *et al.*, 2004); no obstante, debido a su importancia biológica al fungir como especies sombrilla y al formar parte de la cadena trófica como depredadores de alto nivel, se han desarrollado nuevas técnicas que permiten obtener estimaciones confiables, tanto de la riqueza de especies, de su abundancia, así como de sus patrones de actividad y que posibilitan la ampliación del conocimiento de este grupo (Pinto de Sá y Andriolo, 2005; Rowcliffe y Carbone, 2008). En este sentido, el fototrampeo ha adquirido un gran auge debido a su empleo en situaciones donde la presencia del observador puede causar interferencia en los resultados, además proporcio-

na mayor cantidad de registros causando bajo estrés al animal fotografiado y por tanto no altera su comportamiento (Krausman, 2002; Pinto de Sá y Andriolo, 2005; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011).

En el estado de Oaxaca el uso del fototrampeo ha sido poco utilizado en los estudios sobre mamíferos carnívoros, usándose con más frecuencia como técnica complementaria para el registro de estas especies en inventarios biológicos y estudios de diversidad de mamíferos (Botello *et al.*, 2008; Buenrostro-Silva *et al.*, 2012; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2012) o en estudios de abundancia de una especie (Santos-Moreno y Pérez-Irineo, 2013). Sin embargo, generar conocimiento sobre la riqueza, diversidad biológica y en especial de los mamíferos carnívoros, se ha convertido en un factor primordial para establecer estrategias de conservación, ante el avance de la frontera agrícola y la deforestación (Botello *et al.*, 2008), principalmente en aquellas Áreas Naturales Protegidas que requieren de este conocimiento para la toma de decisiones relacionadas al manejo y protección de sus recursos naturales.

El Parque Nacional Lagunas de Chacahua, ubicado en la porción central de la costa del Estado de Oaxaca, representa un espacio geográfico de relevancia por la riqueza de especies que alberga debido a la confluencia de un área terrestre (11,598 ha) y un área lagunar (3,324 ha) (García-Grajales y Buenrostro-Silva, 2014); sin embargo, presenta problemas por el acelerado crecimiento demográfico con formación de asentamientos humanos al interior de su polígono (Pérez-Delgado, 2002; Alfaro y Escalona, 2002). Es importante resaltar que, a pesar de 75 años de su decreto como Área Natural Protegida, son pocos los trabajos sobre mamíferos en esta zona (Buenrostro-Silva *et al.*, 2012; Buenrostro-Silva *et al.* 2013) que aporten información sobre su historia natu-

ral; por lo que, resulta necesaria la elaboración de estudios que documenten los patrones de riqueza, abundancia y distribución de dichas especies dentro de hábitats costeros para lograr su conservación y aprovechamiento. Por tanto, el presente trabajo tuvo como objetivo estimar la riqueza, la abundancia e identificar los patrones de actividad de los mamíferos carnívoros en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua mediante el uso del fototrampeo. La importancia de este trabajo radica en el aporte de conocimiento que puede ser usado para establecer estrategias de conservación de este grupo de mamíferos dentro del área natural protegida.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La costa de Oaxaca tiene una extensión litoral de 557 km (Ortiz-Pérez *et al.*, 2004) y suele dividirse en tres porciones: la costa poniente (límites con Guerrero hasta Pinotepa Nacional), la costa central (desde el municipio de Tututepec y hasta Huatulco) y el Istmo de Tehuantepec. En este trabajo seleccionamos cuatro localidades (La Tuza, Cerro Hermoso, El Corral, El Azufre) dentro de la región terrestre prioritaria 128 (Bajo Río Verde – Chacahua) y la cuenca hidrológica RH-21 de la región hidrológica prioritaria 31 (Arriaga *et al.*, 2000) de la costa central (Figura 1). El clima de la región es cálido subhúmedo (Aw1 (w) (i)), de acuerdo a la clasificación de Köppen modificada por García (1988), con una temperatura media anual mayor a 28°C, temperatura media máxima de 37°C y mínima de 23.2°C; el mes más frío supera los 18°C con lluvias concentradas en el verano y principios del otoño, generalmente de julio a octubre, isoterma con una oscilación menor a 5°C. La precipitación anual es

de aproximadamente 1,000 mm (Marini, 1999; Hernández-Santos, 2009). La vegetación dominante corresponde a selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia y subperennifolia, manglares y vegetación de zonas inundables (Torres-Colín, 2004).

Las cuatro localidades seleccionadas comparten el mismo tipo de vegetación; sin embargo, La Tuza aunque no se encuentra ubicada dentro del polígono del Parque Nacional, consideramos que por su cercanía y conservación podría presentar una riqueza considerable en relación al Área Natural Protegida, además de que la distancia promedio entre estas localidades es de aproximadamente 12 km y están separadas entre sí por cuerpos de agua.

TRABAJO DE CAMPO

El trabajo se llevó a cabo de septiembre de 2009 a agosto de 2010 y se colocaron 24 estaciones de fototrampeo en cuatro transectos de 3.5 km de longitud que abarcaron caminos, veredas, barrancos y los distintos tipos de vegetación de la zona. En cada transecto se colocaron 6 trampas cámara marca Moultrie modelo 150 camuflajeadas, con un intervalo de distancia de 700 m entre sí. Los transectos fueron colocados espacialmente de manera paralela y separados entre sí a una distancia de kilómetro y medio. Las estaciones en los transectos fueron colocados durante cuatro días consecutivos de manera mensual por cada localidad; la razón principal de la temporalidad se debió

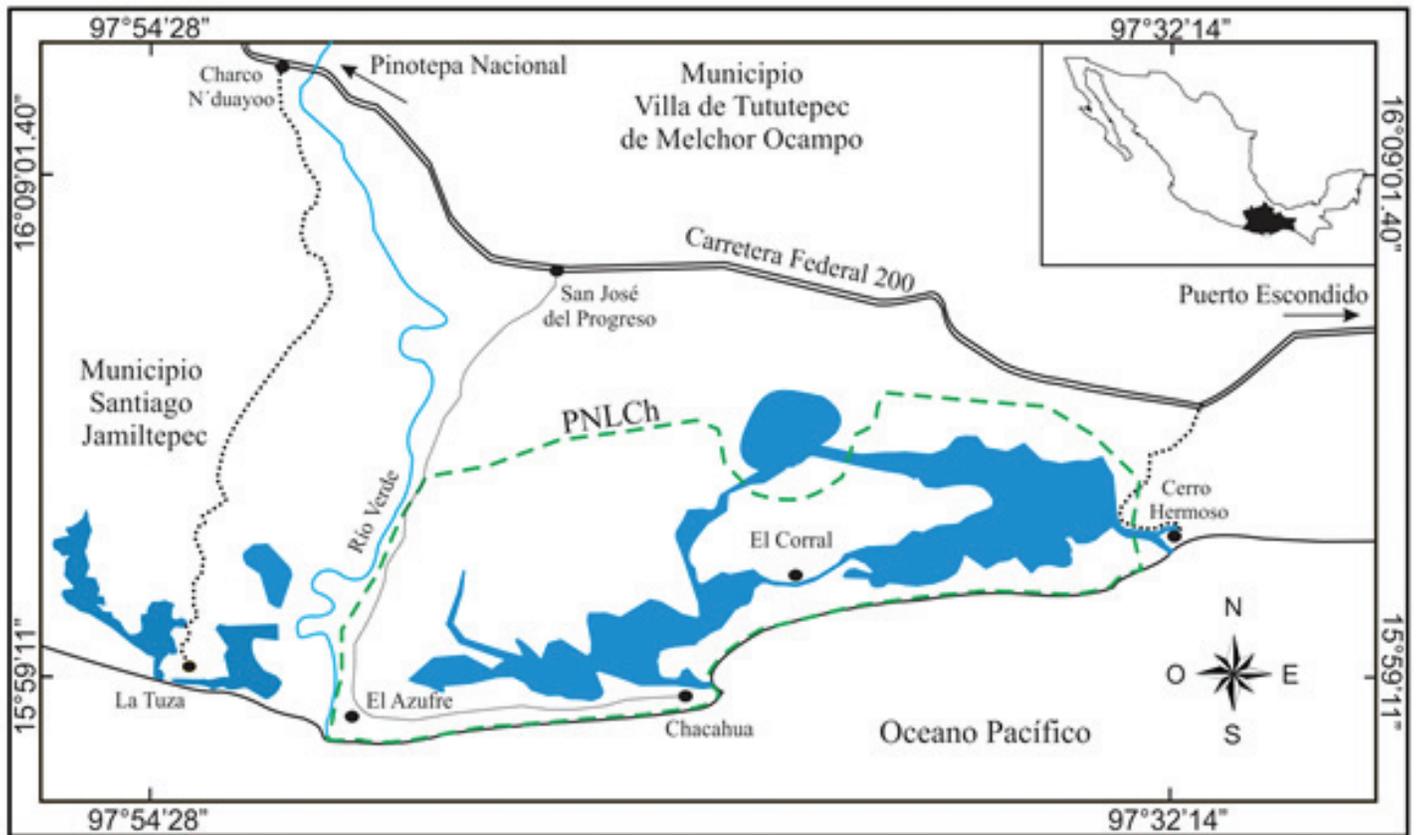


Figura 1. Ubicación del área de estudio para el fototrampeo de mamíferos carnívoros en la costa central de Oaxaca.

a la alta probabilidad de sustracción en cada uno de los sitios debido a la presencia de humanos con distintas actividades en toda esa región. Los muestreos se realizaron de manera alterna en todas las localidades, es decir, el primer muestreo se realizó en una localidad, el segundo muestreo en otra y así consecutivamente hasta repetir nuevamente en el primer sitio, realizando al final dos visitas por cada localidad.

La razón de la distancia entre trampas cámara y entre transectos se estableció siguiendo la propuesta de Anderson *et al.* (1983) bajo el supuesto de que el área de acción de las cámaras (700 m) permitiría una mayor probabilidad de especies fotocapturadas (Fonseca *et al.* 2005), cubriendo con este diseño un área de aproximadamente 15 km² por localidad.

En cada estación se colocó una trampa cámara que se ubicó y aseguró a la base de un árbol, a una altura de 50 cm del suelo. Frente a cada trampa y a una distancia de 2 m aproximadamente y se colocaron atrayentes o cebos como sardinas, aceite vegetal y grasa animal que permitieran atraer la mayor diversidad de especies (Botello *et al.* 2008). Todas la fotocolectas se montaron según el formato sugerido por Botello *et al.* (2007) y se creó el catálogo de fotocolectas a cargo del primer autor en la Universidad del Mar Campus Puerto Escondido.

El esfuerzo de muestreo se calculó sumando el número de días que cada trampa cámara permaneció activa y el éxito de captura se calculó con el número total de capturas entre el esfuerzo de colecta multiplicado por 100, para ser expresado como porcentaje (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2013). Las especies fotografiadas fueron identificadas por comparación con base en la literatura especializada (Reid 1997; Ceballos y Oliva 2005). La clasificación, nomenclatura y el arreglo taxonómico se ba-

saron en Wilson y Reeder (2005), con los cambios taxonómicos considerados por Ramírez-Pulido *et al.* (2014).

Se obtuvo el índice de abundancia relativa (IAR) mediante fototrampeo a través del cálculo propuesto por O'Brien *et al.* (2003) con base en el número de registros fotográficos independientes adquiridos por cada 100 días-trampa y se consideró el esfuerzo de muestreo de 100 días trampa como una unidad de estandarización para comparar los datos con respecto a otros estudios (Monroy-Vilchis *et al.*, 2009).

Debido a que existen al menos dos propuestas (Yasuda, 2004; Heilbrun *et al.*, 2006; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011) para otorgar el criterio de independencia en las fotografías en cuanto al tiempo de captura entre fotografías continuas para una misma especie, en este trabajo seguimos los criterios propuestos por Monroy-Vilchis *et al.* (2011) a fin de estimar la abundancia relativa con mayor precisión. Los registros independientes fueron aquellas fotografías consecutivas de diferentes individuos, fotografías consecutivas de individuos de la misma especie separadas por más de 24 h y fotografías no consecutivas de individuos de la misma especie. En el caso de las especies gregarias, se contabilizaron como registros independientes al número de individuos observados en la imagen (Monroy-Vilchis *et al.*, 2011).

Con la finalidad de estandarizar el patrón de actividad por la cantidad de registros independientes y así homogeneizarse con otros estudios, se evaluó únicamente para aquellas especies que mostraron al menos 11 registros fotográficos independientes, número establecido como el mínimo para describir el patrón de actividad de acuerdo a diversos autores (Maffei *et al.*, 2002, Monroy-Vilchis *et al.*, 2009, Lira-Torres *et al.*, 2012). Posteriormente, las imá-

genes obtenidas fueron agrupadas en intervalos de dos horas y el patrón de actividad se clasificó en diurnas (de las 08:00 h a las 18:00 horas), nocturnas (de las 20:00 h a las 06:00 h); crepusculares matutinas (entre las 06:00 h y las 08:00 h) y crepusculares vespertinas (entre las 18:00 h y las 20:00) mientras que, aquellas especies que no mostraron un patrón claro fueron clasificadas como catemerales (Maffei *et al.*, 2002; Bernard *et al.*, 2013).

ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

La riqueza específica se determinó como el número total de especies registradas y con base en los registros fotográficos de cada trampa cámara se analizó el esfuerzo de colecta mediante curvas de acumulación de especies basada en presencia-ausencia usando el estimador no paramétrico Chao 2 con el paquete *EstimateS* 9.0.0 (Colwell, 2013) y se consideró el esfuerzo acumulado expresado en días-trampa. La razón de utilizar estimadores no paramétricos se debe a que los estimadores asintóticos consistentemente subestiman la riqueza de especies (Cao *et al.* 2004; Hortal *et al.*, 2006), por lo que se ha recomendado el uso de éste estimador cuando se tiene una unidad de esfuerzo pequeña y para áreas pequeñas de muestreo (Escalante *et al.*, 2002, Tøttrup *et al.*, 2005). Se utilizó el modelo de Clench para evaluar la calidad del muestreo, mediante la relación entre el esfuerzo de muestreo y el número de especies encontradas (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Finalmente, para evaluar la eficiencia de las trampas en el registro de cada especie se calculó el Tiempo de Latencia para la Primera Detección (TDL) expresado como el esfuerzo de colecta desplegado (días-trampa) antes de obtener el primer registro (Gompper *et al.*, 2006) y

excluyendo de este análisis a las especies que no pudieron ser identificadas (ratones y aves).

RESULTADOS

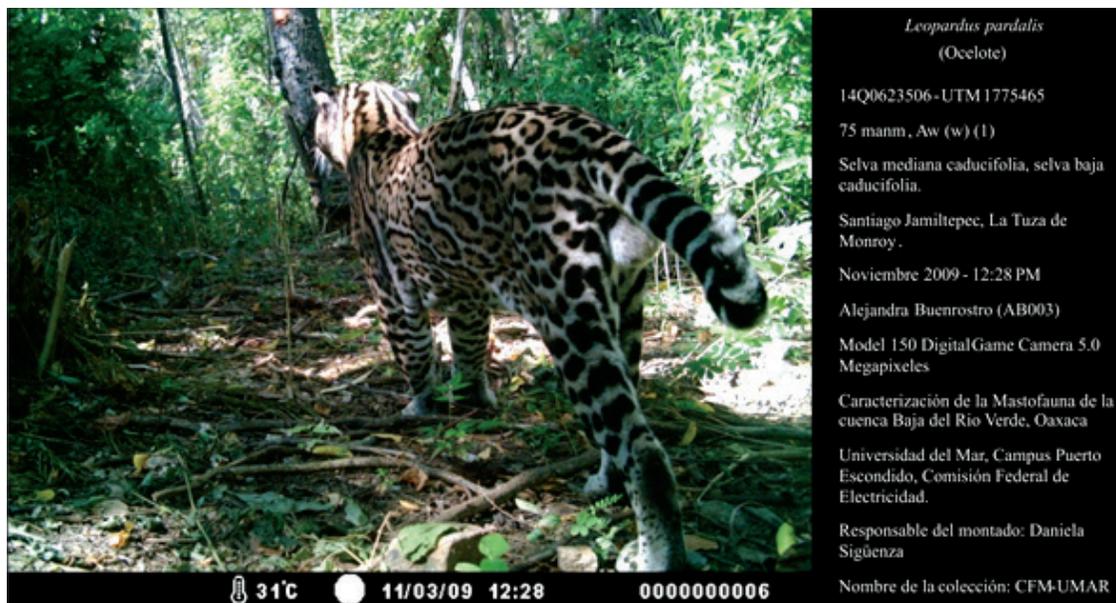
El esfuerzo de muestreo fue de 1,012 días/trampa y se obtuvieron un total de 956 fotografías durante todo el periodo de estudio, existiendo al final del mismo la pérdida de una cámara trampa por robo. Del total de fotografías, se obtuvieron 160 registros fotográficos independientes de mamíferos carnívoros, presas potenciales y animales domésticos (vacas y perros), que corresponden a un éxito de captura de 15.8%. Se registró un total de ocho especies de mamíferos carnívoros silvestres que se distribuyen en ocho géneros y cuatro familias. Adicionalmente, se registraron cinco especies de mamíferos considerados presas potenciales (Cuadro 1) y se crearon 160 registros en fichas digitales conformando la Colección de Fotocolectas de Mamíferos a cargo del primer autor (Figura 2).

Las tres especies de carnívoros más abundantes fueron *Spilogale pygmaea* (IAR= 0.19), *Urocyon cinereoargenteus* (IAR= 0.14) y *Nasua narica* (IAR= 0.1). Respecto a las presas potenciales, las más abundantes fueron *Didelphis virginiana* (IAR= 0.26), *Dasypus novemcinctus* (IAR= 0.2) y el grupo de los ratones (IAR= 0.12). Lamentablemente, las vacas de libre pastoreo (*Bos taurus*) mostraron también abundancias considerables (IAR= 0.14) y junto con *S. pygmaea* y *U. cinereoargenteus*, fueron las especies registradas en más estaciones de fototrampeo.

De las 160 fotografías independientes obtenidas, el 66.9% (n= 107) pertenecieron a especies que presentaron más de once registros independientes y fueron usadas para graficar los patrones de actividad. En cuanto a

Cuadro 1. Registros independientes (RI) del fototrampeo e índice de abundancia relativa (IAR) de los depredadores y sus presas potenciales en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca.

Orden	Familia	Especie	RI	Día	Noche	IAR
Depredadores						
Carnivora	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	4	1	3	0.04
		<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	1	1		0.01
	Procyonidae	<i>Procyon lotor</i>	4		4	0.04
		<i>Potos flavus</i>	1		1	0.01
		<i>Nasua narica</i>	10	6	4	0.1
	Mustelidae	<i>Spilogale pygmaea</i>	19		19	0.19
	Canidae	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	14	2	12	0.14
		<i>Canis latrans</i>	1	1		0.01
Presas potenciales y especies domésticas						
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasyus novemcinctus</i>	20		20	0.2
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Tlacuatzin canescens</i>	2		2	0.02
		<i>Didelphis virginiana</i>	26	1	25	0.26
Artiodactyla	Tayassuidae	<i>Dicotyles angulatus</i>	6		6	0.06
	Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i>	4	2	2	0.04
	Bovidae	<i>Bos taurus</i>	16	6	10	0.16
Rodentia		"Ratones"	12		12	0.12
Lacertilia	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus siniferus</i>	1	1		0.01
	Iguanidae	Iguana negra	3	3		0.03
Aves		"Aves"	11	10	1	0.11

Figura 2. Ficha digital de fotocolecta de *Leopardus pardalis* en La Tuza de Monroy, Oaxaca.

los carnívoros, los registros de *Spylogale pigmaea* se presentaron exclusivamente durante la noche mientras que los registros de *U. cinereoargenteus* mostraron una tendencia hacia hábitos nocturnos, con muy pocos registros diurnos. Por otra parte, *D. virginiana* presentó un mayor número de registros nocturnos y muy pocos registros diurnos, mientras que *D. novemcinctus* y el grupo de los ratones mostraron una

actividad completamente nocturna. Las vacas fueron clasificadas como cate-merales al no mostrar una tendencia hacia algún horario en particular, siendo activas tanto de día como de noche (Figura 3).

El modelo Chao 2 estimó que el número asintótico esperado de mamíferos carnívoros es de 11 especies, es decir, que el esfuerzo de colecta realizado aunque no es suficiente en re-

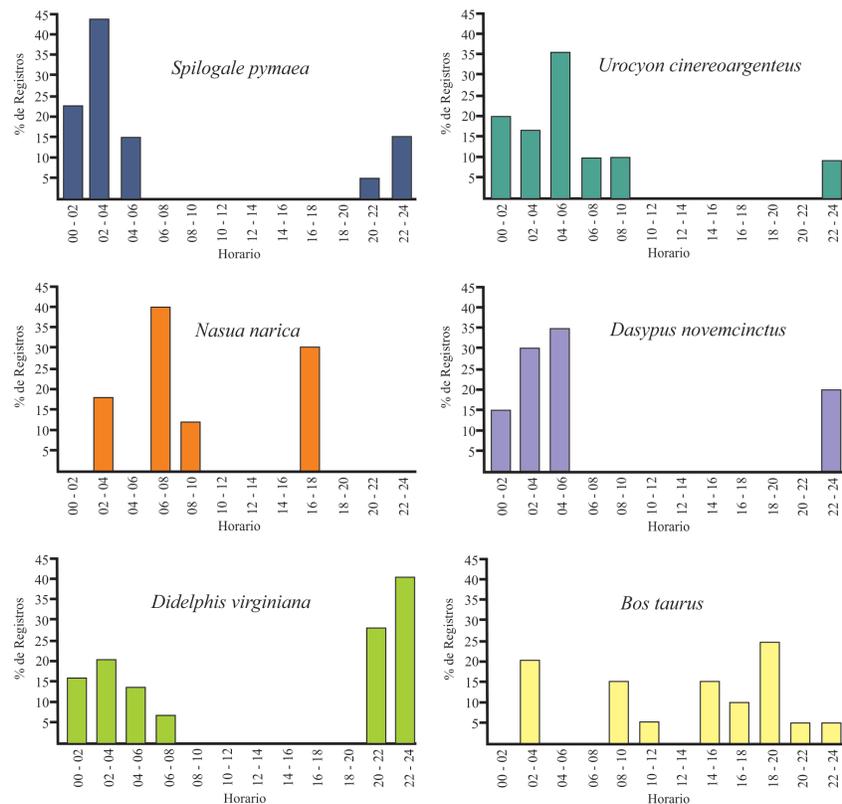


Figura 3. Patrones de actividad de las especies de carnívoros y presas potenciales más abundantes en la costa de Oaxaca.

lación a la riqueza de especies de la zona, sí presenta una considerable representación de la riqueza. En relación a lo anterior, el modelo de Clench no mostró un buen ajuste de la información ($R^2 = 0.56$) por lo que es posible considerar que el inventario en relación al registro de los mamíferos carnívoros fue incompleto (Figura 4).

Respecto al TDL de los mamíferos carnívoros, sólo *Nasua narica* presentó un valor menor a 100 días-trampa mientras que *Canis latrans* y *Potos flavus* presentaron valores superiores a los 1,000 días-trampa; el resto de los carnívoros y presas potenciales se encontraron entre los 115 y 984 días-trampa (Figura 5).

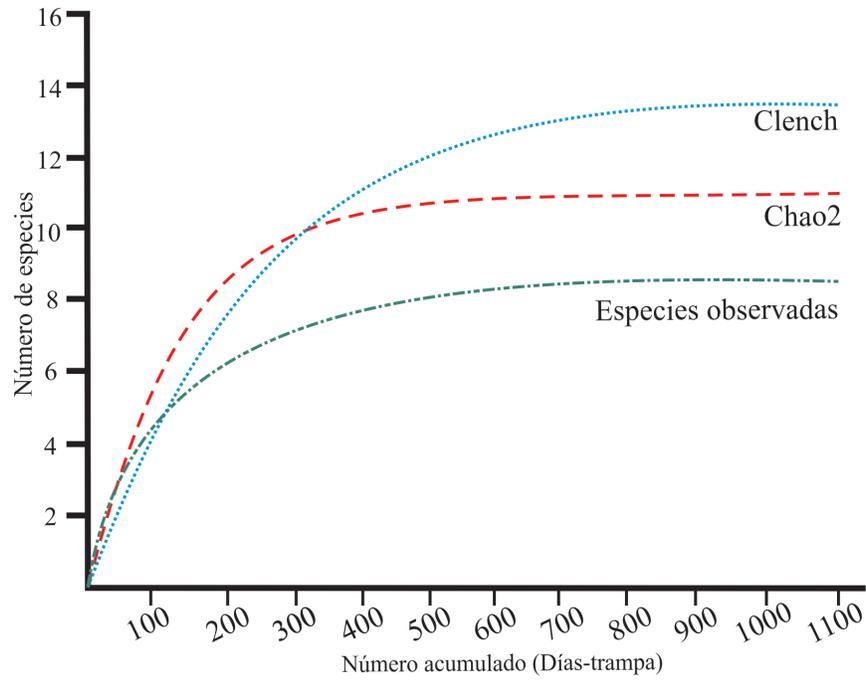


Figura 4. Curva de acumulación de especies de los mamíferos carnívoros en un área natural protegida de la costa de Oaxaca.

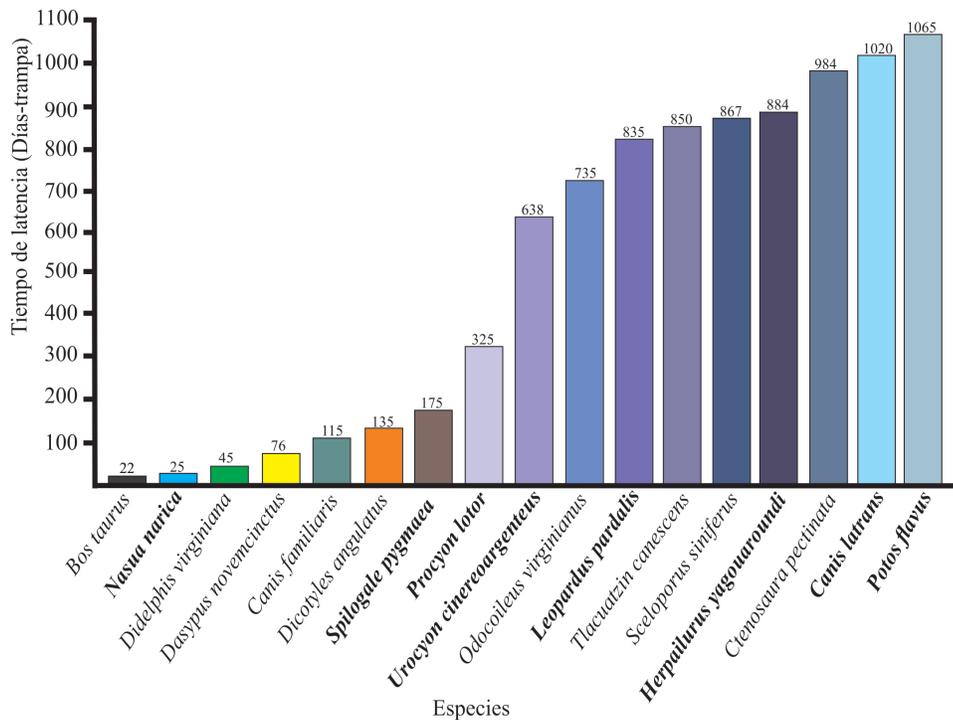


Figura 5. Tiempo de latencia (TDL) para la primera detección, expresado en días-trampa de los mamíferos carnívoros y sus potenciales presas del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

DISCUSIÓN

En este trabajo se obtuvo información sobre riqueza, abundancia y patrones de actividad de algunas especies de mamíferos carnívoros, así como de sus potenciales presas. Las ocho especies del orden Carnivora registradas en la zona representan el 24.2% de la riqueza del grupo a nivel nacional y el 36.4% de la riqueza de carnívoros en el estado de Oaxaca (Ceballos y Oliva, 2005; Pérez-Irinea y Santos-Moreno, 2011). En la comparación de los resultados de este estudio con otros realizados en la región costa, se observa una considerable variación en la composición de la fauna de carnívoros. Por ejemplo, Lira-Torres (2006) y Buenrostro-Silva *et al.* (2012) registraron 13 especies de carnívoros para la región de Chacahua y el Cerro de la Tuza, incluidas las especies reportadas en este trabajo; López *et al.* (2009) y Cortés-Marcial *et al.* (2014) reportaron 10 especies de carnívoros para la región lagunar del Istmo de Tehuantepec en las que se incluye la mayoría de las especies reportadas en este trabajo, excepto *Potos flavus* y *Spilogale pygmaea*. En estudios realizados en selvas medianas y altas, se han registrado una cantidad similar o menor de especies, por ejemplo, cuatro especies en la región de la Chinantla Baja (Alfaro *et al.*, 2006), ocho especies en la región montañosa de Tuxtepec (Pérez-Irinea y Santos-Moreno, 2012), mientras que en los Chimalapas se ha documentado la presencia de 10 especies (Olguín-Monroy *et al.*, 2008). Estas diferencias pueden ser sólo el reflejo de la tasa de recambio de especies en una escala geográfica amplia (Halffter y Moreno, 2005), como lo representa el propio estado de Oaxaca, además de que la planicie costera presenta una heterogeneidad del hábitat por la presencia de varias y diversas asociaciones entre tipos de vegetación.

Las especies más abundantes de acuerdo al IAR fueron *S. pygmaea*, *U. cinereoargenteus* y *N. narica*, los cuales concuerdan, excepto *S. pygmaea*, con lo reportado por Monroy-Vilchis *et al.* (2011) en la selva seca de la Sierra de Nanchititla, en el estado de México. Cervantes *et al.* (2002) mencionan que los zorrillos, incluido el género *Spilogale*, pueden ser localmente abundantes y que prefieren áreas con una extensa cobertura vegetal. Aunque los objetivos de ese trabajo no incluían la evaluación del hábitat, podemos inferir por las características estructurales de las localidades de muestreo que estos sitios reunían las condiciones de cobertura descritas. Por otro lado, la ausencia de matorrales y poca cobertura a nivel de suelo en las localidades de estudio, favorece la posibilidad a los carnívoros medianos para la captura de presas (Blaum *et al.*, 2007), pudiendo reflejarse en las abundancias de estos organismos.

En el caso de *Nasua narica*, al ser una especie omnívora y generalista con tolerancia a los cambios de vegetación, le confiere una capacidad de adaptación para sobrevivir y desarrollarse en una gran variedad de ambientes, aún con la presencia de actividad humana (Pérez-Irinea y Santos-Moreno, 2010); por lo que es común que se reporten valores altos de abundancia en varios sitios de la República Mexicana (Alfaro *et al.*, 2006; Valenzuela y Ceballos, 2000; Costa *et al.*, 2009; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011).

Respecto a *U. cinereoargenteus*, es considerada una especie oportunista y generalista, con un espectro alimenticio amplio, lo que le representa ventajas para su supervivencia en distintos ambientes (Servín y Chacón, 2005), por lo que sus abundancias han sido altas en algunos estudios realizados en la Sierra Norte (Botello *et al.*,

2008) y en la región de Cuicatlán (Cruz-Jacome *et al.*, 2006).

En cuanto a las presas potenciales, *D. virginiana* mostró la mayor abundancia relativa, probablemente debido a su gran adaptabilidad y éxito reproductivo (Zarza y Medellín, 2005), además de su persistencia a la cacería, misma que ha sido reportada en la región (Lira-Torres, 2006). Por otra parte, *D. novemcinctus* resultó ser abundante en el área, en contraste con los bajos registros de la especies reportados por Monroy-Vilchis *et al.* (2011). Aunque los ratones no fueron identificados individualmente, se consideró al grupo por la cantidad de registros independientes aportados. Buenrostro-Silva y García-Grajales (2012) reportaron cinco especies de roedores en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, siendo los individuos de la familia Sciuridae, Heteromyidae y Muridae los más abundantes y probables presas potenciales de los carnívoros aquí registrados.

Probablemente debido a la presión de cacería que ocurre en las áreas aledañas al Parque Nacional Lagunas de Chacahua (Lira-Torres, 2006) la presencia de grandes mamíferos carnívoros como *Puma concolor* y *Panthera onca* sean difíciles de registrar, aunado a su alta movilidad y baja densidad (Chávez-Tovar *et al.*, 2005). Respecto al jaguar, existen pocos registros de esta especie en el estado, a pesar de que hay probabilidades de su presencia en la región, de acuerdo a un estudio de distribución actual y potencial de la especie para el estado de Oaxaca (Briones *et al.*, 2012). En cuanto a *Mustela frenata*, *Mephitis macroura* y *Conepatus leuconotus*, probablemente estas especies existan en bajas densidades, ya que Lira-Torres *et al.* (2005) y Buenrostro-Silva *et al.* (2012) las registraron a través de avistamientos directos.

Respecto al análisis del patrón de actividad, *S. pygmaea* y *U. cinereoar-*

genteus fueron consideradas especie nocturnas mientras que *N. narica* fue considerada como especie catemeral. En el caso de las presas potenciales, *D. novemcinctus* y *D. virginiana* fueron clasificadas como especies nocturnas. En este sentido, se ha demostrado que existe una relación del tamaño corporal con respecto al patrón de actividad, de manera que los animales más pequeños (<10 kg) y debido a sus menores requerimientos energéticos forrajean en menor tiempo, por lo que son activos en el horario nocturno y esto también se relaciona con la evasión del riesgo de depredación; mientras que los hábitos diurnos de los animales grandes y por sus requerimientos energéticos, deben forrajear durante más tiempos, por lo que son activos tanto de día como de noche (Van Schaik y Griffiths, 1996).

El ganado vacuno (*Bos taurus*) mostró una abundancia relativa que lo colocó entre las tres especies más abundantes. El efecto del pastoreo de esta especie modifica las condiciones del ambiente natural y el nivel del recurso disponible para otros organismos (Rush y Skarpe, 2009). Uno de los efectos se relaciona con los cambios en la disponibilidad de luz, la cual aumenta a nivel del suelo cuando el animal consume biomasa vegetal (Altesor *et al.*, 2005). La remoción de la biomasa también tiene consecuencias sobre la temperatura de la superficie del suelo (Honda y Katoh, 2007). El cambio en estas dos variables son dos factores que afectan el proceso de regeneración vegetativa y la germinación de semillas (Rush y Skarpe, 2009). Además, el pisoteo y remoción de materia orgánica puede causar compactación y pérdida de calidad de la estructura del suelo (Drewry *et al.*, 2008). Por otra parte, otros herbívoros como los venados se alejan de las áreas de actividad del ganado por la selección del hábitat fun-

damentando la hipótesis sobre la teoría de la competencia (Loft *et al.*, 1991) a lo cual se le puede atribuir la baja abundancia relativa de venados en nuestro trabajo. Loft *et al.* (1991) mencionan que sólo cuando el hábitat es óptimo para el forrajeo y con cobertura abundante, la competencia entre ambas especies disminuye y la presencia de una no afecta a la otra.

En el caso de algunas especies de carnívoros, los datos obtenidos no fueron suficientes para determinar sus patrones de actividad. *Leopardus pardalis* y *Herpailurus yagouaroundi* presentaron bajos registros independientes y por tanto una baja abundancia relativa; sin embargo, esto concuerda con lo reportado por Monroy-Vilchis *et al.* (2009) en cuanto a bajos registros de fotocaptura, además de que se relaciona con el largo tiempo de latencia superior a 800 horas-trampa para sus primeros registros.

El fototrampeo es una técnica que ha adquirido un gran auge en la última década a pesar de haber sido propuesto desde principios de la década de los 90 en el siglo pasado (Rowcliffe y Carbone, 2008; Kucera y Barret, 2011). A diferencia de los métodos tradicionales para el estudio de los mamíferos medianos y grandes, el uso de equipo electrónico (trampas-cámara) ha sido usado para el registro de una gran variedad de animales, especialmente aquellos que viven en ambientes de difícil acceso para los humanos (Pinto de Sá y Andriolo, 2005; Botello *et al.*, 2008; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011; Cruz-Jacome *et al.*, 2015), por lo que su uso es una alternativa adecuada bajo estas condiciones.

En este trabajo se registraron 956 fotografías, de las cuales se obtuvieron 160 registros de mamíferos y otras especies. Nuestra tasa de registro fotográfico es muy similar al reportado

por Monroy-Vilchis *et al.* (2011) si consideramos que nuestro trabajo sólo abarcó un año de muestreo a diferencia de los tres años consecutivos muestreados en la Sierra de Nanchititla.

Swann *et al.* (2011) mencionan que adicionalmente a los factores extrínsecos que influyen en el éxito o fracaso de las cámaras trampa (malas condiciones ambientales, inexperiencia del usuario, entre otras) también existe una influencia del tipo de trampas cámara utilizadas en términos de la sensibilidad, ángulo de detección y el rendimiento del equipo bajo diferentes condiciones climáticas. En este sentido, nuestro trabajo presentó un alto porcentaje (73.3%) de fotografías no útiles debido a la alta sensibilidad de la trampa cámara usada, ya que se registró en muchas ocasiones los movimientos de sombra y sol durante los días de actividad de las trampas, así como los movimientos de la vegetación por el viento o especies de aves e insectos voladores. En este caso, usamos pilas tipo D recargables con el fin de abaratar costos; sin embargo, después de una serie de recargas las pilas presentaron problemas para alcanzar la carga al 100%, lo cual no afectó debido al tiempo en que estuvieron activas las cámaras por sesión de muestreo; no obstante, de ser colocadas a largo plazo hubiesen generado problemas de cámaras inactivas por falta de energía (Swann *et al.*, 2011).

CONCLUSIONES

La riqueza de mamíferos carnívoros en Chacahua es representativa y de importancia ecológica, ya que su protección garantiza la conservación de una gran cantidad de especies con las que coexiste. La ocurrencia de ganado vacuno en el interior del Área Natural Protegida puede generar problemáticas que afecten el comportamiento de la fauna

silvestre, de manera que nuestra información puede contribuir a la planeación del manejo y conservación de los mamíferos carnívoros y otras especies en esta Área Natural Protegida de México.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Comisión Federal de Electricidad (CFE) y a la Universidad del Mar (UMAR) a través del Convenio de Colaboración (CUP: 2IR0807) por el financiamiento y facilidades otorgadas. Al personal del Parque Nacional Lagunas de Chacahua de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas por los permisos y apoyo requerido. A M. Tenorio Salgado y M. Antonio Gutiérrez por su colaboración en el trabajo de campo y a los habitantes de las comunidades de La Tuza, El Zarzal, El Corral y Cerro Hermoso por el apoyo brindado y ofrecernos siempre su hospitalidad.

LITERATURA CITADA

- Alfaro, M. e I. Escalona.** 2002. El proceso de colonización: poblamiento y formación de localidades. Pp. 39-53 in: *Chacahua: reflejos de un Parque* (Álfaro, M. y G. Sánchez, eds.). CONANP/PNUD/SEMARNAT/Plaza y Vádez.
- Alfaro, A., L., García y A. Santos-Moreno.** 2006. Mamíferos de los municipios Santiago Jocotepec y Ayotzinteppec, Chinantla Baja, Oaxaca. *Revista Naturaleza y Desarrollo*, 4: 19-23.
- Altesor, A., M., Oesterheld, E., Leoni, F., Lezama y C. Rodríguez.** 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of an Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179: 83-91.
- Anderson, D., K., Burnham, G., White y D. Otis.** 1983. Density estimation of small-mammal populations using a trapping web and distance sampling methods. *Ecology*, 64: 674-680.
- Arriaga, L., J.M., Espinoza, C., Aguilar, E., Martínez, L., Gómez y E. Loa.** 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Bernard, H., A., Ahmad, J., Brodie, A.J., Giordano, M., Lakim, R., Amat, S.K., Pei Hue, L.S., Khee, A., Tuuga, P.T., Malim, D., Lim-Hasegawa, Y.S., Wai y W. Sinun.** 2013. Camera-trapping survey of mammals in and around Imbak Canyon Conservation Area in Sabah Malaysia Borneo. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 61:861-870.
- Blaum, N., E., Rossmannith, A., Popp y F. Jeltsch.** 2007. Shrub encroachment affects mammalian carnivore abundance and species richness in semiarid rangelands. *Acta Oecologica*, 31:86-92.
- Botello, F., V., Sánchez-Cordero y G. González.** 2008. Diversidad de carnívoros en Santa Catarina Ixtepeji, Sierra Madre de Oaxaca, México. Pp. 335 – 354 in: *Avances en el estudio de los mamíferos de México II* (Lorenzo, C., E., Espinoza y J. Ortega, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México.
- Botello, F., G., Monroy, P., Illoldi Rangel, I., Trujillo Bolio y V. Sánchez-Cordero.** 2007. Sistematización de imágenes obtenidas por fototrampeo: Una propuesta de ficha. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78:207-210.
- Buenrostro-Silva, A. y J. García-Grajales.** 2012. Diversidad de pequeños roedores en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México. Pp. 97-104 in: *Estudios sobre la biología de roedores silvestre mexicanos* (Cervantes, F. y C. Ballesteros-Barrera, eds.). Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma Metropolitana, Distrito Federal, México.
- Buenrostro-Silva, A., M., Antonio-Gutiérrez y J. García-Grajales.** 2012. Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México. *Acta Zoológica* (nueva serie), 28:56-72.
- Buenrostro-Silva, A., M.A., Gutiérrez y J. García-Grajales.** 2013. Diversidad del murciélagos en la cuenca baja del Río Verde, Oaxaca, México. *Therya*, 4:361-375.
- Briones-Salas, M., M.C., Lavariega y I. Lira-Torres.** 2012. Distribución actual y potencial del jaguar (*Panthera onca*) en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83:246-257.
- Cao, Y., D.P., Larsen y D. White.** 2004. Estimating regional species richness using a limited number of survey units. *Ecoscience*, 11:23-35.
- Ceballos, G. y G. Oliva.** 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica, México.
- Cervantes, F.A., J., Loredó y J. Vargas.** 2002. Abundance of sympatric skunks (Mustelidae: Carnivora) in Oaxaca, México. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 463-469.
- Chávez-Tovar, J.C., M., Aranda y G. Ceballos.** 2005. *Panthera onca* (Linnaeus 1758). Pp. 367-370 in: *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G. y G. Oliva, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica, México.
- Colwell, R.K.** 2013. *EstimateS*: Statistical estimation of species richness and

- shared species from samples (Software), version 8.2. Disponible en línea en: <http://purl.oclc.org/estimates>
- Cortés-Marcial, M., Y.M., Martínez-Ayón y M. Briones-Salas.** 2014. Diversity of large and medium mammals in Juchitan, Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37:1-12.
- Costa, E.R., R., Mauro y S., Silva.** 2009. Group composition and activity patterns of brown-nosed coatis in savanna fragments, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69: 985-991.
- Cruz-Jacome, O., E., López-Tello, C.A., Delfín-Alonso y S. Mandujano.** 2015. Riqueza y abundancia relative de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya*, 6:435-448.
- Crooks, K.R.** 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16: 488-502.
- Drewry, J.J., K.C., Cameron y G.D., Buchan.** 2008. Pasture yield and soil physical property responses to compaction from treading and grazing – a review. *Australian Journal of Soil Research*, 46: 237-256.
- Escalante, T., D., Espinoza y J.J., Morrone.** 2002. Patrones de distribución geográfica de los mamíferos terrestres de México. *Acta Zoológica Mexicana* (nueva serie), 87:47-65.
- Fonseca, G., T., Lacher, P., Batra, J., Sanderson, S., Brandes, A., Espinel, C., Kuebler, A., Bailey y J. Heath.** 2005. *Tropical ecology, assessment, and monitoring (TEAM) initiative camera trapping protocol*. Centre for Applied Biodiversity Science, Conservation International. Washington, EE. UU.
- García, E.** 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana*. Offset Larios S. A. Ciudad de México, México.
- García-Grajales, J. y A. Buenrostro-Silva.** 2014. El Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca: perspectivas a sus 75 años. *Revista Ciencia Ergo Sum*, 21:149-153.
- Gompper, M.E., R.W., Kays, J.C., Ray, S.D., Lapoint, D.A., Bogan, y J.R. Cryan.** 2006. Comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wild. Soc. Bull.*, 34:1142-1151.
- Halffter, G. y C., Moreno.** 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. Pp.5-18, en: *Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades* (Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic, eds.). m3m Monografías 3er milenio. CONABIO, Grupo Diversitas y CONACYT. Zaragoza, España.
- Heilbrun, R., N., Silvy, M., Peterson y M. Tewes.** 2006. Estimating bobcat abundance using automatically triggered cameras. *Wildlife Research Bulletin*, 34:69-73.
- Hernández-Santos, I.** 2009. *Propuesta para el manejo integral de la zona costera. Caso: Municipio de Villa de Tututepec de Melchor Ocampo, Oaxaca, México*. Tesis de licenciatura, Universidad del Mar. Puerto Ángel, México.
- Honda, Y. y K. Katoh.** 2007. Strict requirement of fluctuating temperatures as a reliable gap signal in *Picris hieracioides* var. *japonica* seed germination. *Plant Ecology*, 193:147-156.
- Hortal, J., P.A. V., Borges y C., Gaspar.** 2006. Evaluating the performance of species richness estimator sensitivity to simple grain size. *Journal of Animal Ecology*, 75:274-287.
- Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal.** 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8151-161.
- Karanth, K.U., R.S., Chundawat, J.D., Nichols y N.S. Kumar.** 2004. Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture-recapture sampling. *Animal Conservation*, 7:285-290.
- Krausman, P.** 2002. *Introduction to wildlife management*. Prentice Hall, Nueva Jersey, EE. UU.
- Kucera, T.E. y R.H., Barret.** 2011. A history of camera trapping. Pp. 9-26, in: *Camera traps in Animal ecology: Methods and analyses* (O'Connell A.F., J.D., Nichols y K.U. Karanth, eds). Springer, New Jersey, EE.UU.
- Lira-Torres, I.** 2006. Abundancia, densidad, preferencia de hábitat y uso local de los vertebrados en La Tuza de Monroy, Santiago Jamiltepec, Oaxaca. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 10:41-66.
- Lira, I., L., Mora-Ambriz, M.A., Camacho-Escobar y R.E., Galindo-Aguilar.** 2005. Mastofauna del cerro La Tuza, Oaxaca. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 9:6-20.
- Lira-Torres, I., C., Galindo-Leal y M., Briones-Salas.** 2012. Mamíferos de la Selva Zoque: riqueza, uso y conservación. *Revista de Biología Tropical*, 60:781-797.
- Loft E.R., W.J., Menke y G.J., Kie.** 1991. Habitat shifts by mule deer: the influence of cattle grazing. *Journal of Wildlife Management*, 55:16-26.
- López, J.A., C., Lorenzo, F., Barragán, y J. Bolaños.** 2009. Mamíferos terrestres del sistema lagunar del istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80:491-505.

- Marini, Z.F.** 1999. *Apropiación comunitaria y ordenamiento ecológico, principios de soberanía y sustentabilidad*. Tesis de maestría, Instituto Tecnológico Agropecuario de Oaxaca. Oaxaca, México.
- Maffei, L., E., Cuellar y J., Noss.** 2002. Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Bol Ecología*, 11:55-65.
- Monroy-Vilchis, O., C., Rodríguez-Soto, M., Zarco-González y V., Urios.** 2009. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in Central Mexico. *Animal Biology*, 59:145-157.
- Monroy-Vilchis, O., M., Zarco-González, L., Rodríguez-Soto y V., Urios.** 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59:373-383.
- O'Brien, T., M., Kinnarid y H., Wibisono.** 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. *Animal Conservation*, 6:131-139.
- Olgún-Monroy, H., L., León, U.M., Samper-Palacios y V. Sánchez-Cordero.** 2008. Mastofauna de la región de los Chimalapas, Oaxaca, México. Pp. 165-216, en: *Avances en el estudio de los mamíferos II*. (Lorenzo, C., E., Espinoza y J., Ortega, eds.). Publicaciones Especiales, Vol. II, Asociación Mexicana de Mastozoología A.C., México.
- Ortiz-Pérez, M.A., J.R., Hernández Santana y J.M., Figueroa.** 2004. Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. Pp. 43-54, in: *Biodiversidad de Oaxaca* (García-Mendoza, A.J., Ordoñez M.J. y M.A. Briones Salas, eds.). Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund, México.
- Pérez-Delgado, P.** 2002. Estado de conservación de la vegetación del Parque Nacional Lagunas de Chacahua: propuesta para su rehabilitación. Pp. 2-38, en: *Chacahua: reflejos de un Parque*. (Álfaro, M. y G., Sánchez, eds.), CONANP/PNUD/SEMARNAT/Plaza y Vádez.
- Pérez-Irineo, G. y A. Santos-Moreno.** 2010. Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros en una selva mediana del noreste de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (nueva serie), 26:721-736.
- Pérez-Irineo, G. y A. Santos-Moreno.** 2011. El estudio de los Carnívora (Mammalia) en Oaxaca, México. *Naturaleza y Desarrollo*, 9:26-36.
- Pérez-Irineo, G. y A., Santos-Moreno.** 2012. Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83:164-169.
- Pérez-Irineo, G. y A. Santos-Moreno.** 2013. Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del suereste de México. *Therya*, 4:551-564.
- Pinto de Sá, A. L. y A. Andriolo.** 2005. Camera traps on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. *Revista Brasileña Zociencias*, 7:231-246.
- Ramírez-Pulido, N., González-Ruiz, A., Gardner, y J., Arroyo-Cabrales.** 2014. List of recent mammals of Mexico. *Special publications of the Museum of Texas Tech University*, 63:1-69.
- Reid, F.A.** 1997. *A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico*. Oxford University, Nueva York, EE. UU.
- Rowcliffe, J.M. y C., Carbone.** 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future?. *Animal Conservation*, 11:185-186.
- Rush, G. y C. Skarpe.** 2009. Procesos ecológicos asociados con el pastoreo y su aplicación en sistemas silvopastoriles. *Revista de Agroforestería en las Américas*, 47:12-19.
- Santos-Moreno, A. y G., Pérez-Irineo.** 2013. Abundancia de tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y relación de su presencia con la de competidores y depredadores en una selva tropical. *Therya*, 4:89-98.
- Servín, J. y E., Chacón.** 2005. Zorra gris. Pp. 354-355, en: *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G. y G., Oliva), Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica, México.
- Swann, D.E., K., Kawanishi y J., Palmer.** 2011. Evaluating types and features of camera traps in ecological studies: A guide for researches. Pp. 27-43, en: *Camera traps in Animal ecology: Methods and analyses*. (O'Connell A.F., J.D., Nichols y K.U., Karanth, eds). Springer, New Jersey, EE. UU.
- Torres-Colín, R.** 2004. Tipos de vegetación. Pp. 105-117, en: *Biodiversidad de Oaxaca* (García Mendoza, J., M.J. Ordoñez, y M. Briones Salas, eds.) Instituto de Biología, Universidad Nacional autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- Tøttrup, A.P., F.P., Jensen y K.D., Christensen.** 2005. The avifauna of two woodlands in Southeast Tanzania. *Scopus*, 25:2-36.
- Valenzuela, D. y G., Ceballos.** 2000. Habitat selection, home range and activity of the White nosed coati (*Nasua nasua*) in a Mexican Tropical Dry Forest. *Journal of Mammalogy*, 81:810-819.
- Van Schaik, C.P. y M., Griffiths.** 1996. Activity periods of Indonesian rain

- forest mammals. *Biotropica*, 28: 105-112.
- Wilson, D.E.** 2009. Class mammalia. Pp. 17-47, in: *Handbook of the mammals of the world* (Wilson, D.E. y R.A. Mittermier, eds.). Volumen 1. Lynx editions, Barcelona, España.
- Wilson, D.E. y D.M., Reeder.** 2005. *Mammal species of the world, a taxonomic and geographic reference*. Tercer edición. John Hopkins University Press. Baltimore, Maryland.
- Yasuda, M.** 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study*, 29:37-46.
- Zarza, H. y R., Medellín.** 2005. *Didelphis virginiana* (Kerr 1972). Pp. 108-110, en: *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G. y G. Oliva, eds). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica, México.