

Therya

Volumen 7

Número 1

Enero 2016



www.mastozoologiamexicana.org
AMMAC

La Portada

Manada de Venados (*Odocoileus hemionus*) en el parque nacional de San Pedro Mártir, Baja California, México. Manada de más de 17 ejemplares que se encuentran pastando en el valle central de la reserva a primeras horas de la mañana. San Pedro Mártir es una de las regiones de México donde he podido observar las manadas más grandes de ejemplares adultos. Se concentran en esta región por ser una de las pocas áreas con pastizales en un entorno de desierto (Fotografía por Sergio Ticul Álvarez Castañeda).

Nuestro logo "Ozomatli"

El nombre de "Ozomatli" proviene del náhuatl se refiere al símbolo astrológico del mono en el calendario azteca, así como al dios de la danza y del fuego. Se relaciona con la alegría, la danza, el canto, las habilidades. Al signo decimoprimeros en la cosmogonía mexicana. "Ozomatli" es una representación pictórica de los mono arañas (*Ateles geoffroyi*). La especie de primate de más amplia distribución en México. "Es habitante de los bosques, sobre todo de los que están por donde sale el sol en Anáhuac. Tiene el dorso pequeño, es barrigudo y su cola, que a veces se enrosca, es larga. Sus manos y sus pies parecen de hombre; también sus uñas. Los Ozomatin gritan y silban y hacen visajes a la gente. Arrojan piedras y palos. Su cara es casi como la de una persona, pero tienen mucho pelo."

Therya

Volumen 7, número 1

enero 2016

Contenido

EDITORIAL

Tropical ungulates special number

Rafael Reyna _____ 1-2

ARTÍCULOS ESPECIALES

Landscape variables that influence the presence of brocket deer (*Mazama sp.*) in the Campeche State, México

Fernando Marcos Contreras-Moreno, Keynes de la Cruz-Felix, Joaquin Bello-Gutiérrez, and Mircea Gabriel Hidalgo-Mihart _____ 3-19

Spatial ecology of a herd of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Belize using GPS telemetry: challenges and preliminary results

Maarten P. G. Hofman, Johannes Signer, Matthew W. Hayward, and Niko Balkenhol _____ 21-37

Pond use and relative abundance of *Tapirus bairdii* in the Calakmul region, Campeche, Mexico

Elisa Sandoval-Seres, Rafael Reyna, Marcos Briceño-Mendes, and Ruth De La Cerda-Vega _____ 39-50

Importance of waterholes for white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the Selva Maya, Guatemala

José Fernando Moreira-Ramírez, Rafael Reyna-Hurtado, Mircea Hidalgo-Mihart, Eduardo Naranjo, Milton Ribeiro, Rony Garcia-Anleu, Melvin Mérida, and Gabriela Ponce-Santizo _____ 51-64

Do protected areas in Panama support intact assemblages of ungulates?

Ninon Meyer, Ricardo Moreno, Edgar Sanches, Josue Ortega, Elliot Brown, and Patrick A. Jansen _____ 65-76

Influence of habitat fragmentation on bundance of *Mazama temama* at different scales in the cloud forest

Brenda Muñoz Vazquez, and Sonia Gallina Tessaro _____ 77-87

Abundance variation of ungulates in two protected areas of the Colombian Guayana estimated with occupancy models

Bibiana Gómez, Olga Montenegro, and Pedro Sánchez-Palomino _____ 89-106

Classification of potential habitat of the Central American tapir (*Tapirus bairdii* Gill, 1865) for their conservation in Guatemala

Manolo José García Vettorazzi, and Raquel Leonardo Manrique _____ 107-121

ARTICULOS

Relative abundance and activity patterns of wild felids in Chimalapas rainforest, Oaxaca, Mexico

Miguel Angel Briones-Salas, Iván Lira-Torres, Rogelio Carrera Treviño, and Gerardo Sánchez-Rojas _____ 123-134

Medium and large mammal richness from the marine and coastal wildlife refuge of Pacoche, Ecuador

Diego J. Lizcano, Laura Cervera, Sueanny Espinoza-Moreira, Diana Poaquiza-Alava, Violeta Parés-Jiménez, and Pablo J. Ramírez-Barajas _____ 135-145

Effect of Climate Change on the Distribution of a Critically Threatened Specie

Eugenia Sántiz, Consuelo Lorenzo, Arturo Carrillo-Reyes, Darío Navarrete, and Gerald Islebe _____ 147-159

Food items of *Macrotus waterhousii* (Chiroptera: Phyllostomidae) in central Mexico

Don E. Wilson, and Oscar Sánchez _____ 161-177

NOTAS

Analysis of the distribution of the Grison (*Galictis vittata*) (Carnivora: Mustelidae) in the Colombian Caribbean

Juan Sebastián Jiménez-Alvarado, Angélica Arias-Ocampo, Alexandra Pineda-Guerrero, Diego A Zárrate-Charry, I. Mauricio Vela-Vargas, Julio Chacón-Pacheco, and José F. González-Maya _____ 179-186

A new record of ocelot in Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León, México

Margarita García-Bastida, Francisco Martínez-de la Fuente, Alicia Vázquez-Venegas, and Juan Luis Peña-Mondragón _____ 187-192

New record of infanticide in *Alouatta pigra*: chance of betrayal of altruism

Luis Manuel García-Feria, Brenda Alondra Cruz Pérez, and Xitlali Sánchez-Girón _____ 193-196

Habitat preferences of red brocket deer (*Mazama temama*) in a mountain region of central Mexico

Luz Adriana Pérez-Solano, Mircea Gabriel Hidalgo-Mihart, and Salvador Mandujano _____ 197-203

First records of ocelot in tropical forests of the Sierra Negra of Puebla and Sierra Mazateca de Oaxaca, Mexico

Rosa Elena Galindo-Aguilar, Laura Angelica Cacelin-Castillo, Octavio César Rosas-Rosas, María Guadalupe Bravo-Vinaja, José Luis Alcántara-Carbajal, and Verónica Vázquez-García _____ 205-211

fascículo 19 http://www.mastozoologiamexicana.org/doi/10.12933/therya-7_1

DERECHOS DE AUTOR Y DERECHOS CONEXOS, año 7, No. 1, enero-abril del 2016, es una publicación cuatrimestral editada por la Asociación Mexicana de Mastozoología A. C., Hacienda Vista Hermosa 107, Colonia Villa Quietud, Coyoacan 04960. Distrito Federal, México. Telefono (612) 123-8486, www.mastozoologiamexicana.org, therya@cibnor.mx. Editor responsable: Dr. Sergio Ticul Álvarez Castañeda. Reservas de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2009-112812171700-102, ISSN: 2007-3364 ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Unidad de informática de la Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. Dr. Sergio Ticul Álvarez Castañeda. Instituto Politécnico Nacional 195. La Paz, Baja California Sur, C. P. 23096. Tel 612 123 8486, fecha de la última modificación 30 enero 2016.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación. Queda prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización de la Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C.

www.mastozoologiamexicana.org

Therya

El objetivo y la intención de *Therya* es ser una revista científica para la publicación de artículos sobre los mamíferos. Estudios de investigación original, editoriales, artículos de revisión y notas científicas son bienvenidas.

Sergio Ticul Álvarez Castañeda. Editor general. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Instituto Politécnico Nacional 195. La Paz 23096, Baja California Sur. México. E-mail: sticul@cibnor.mx.

Guillermo D'Elía. Editor asociado. Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. E-mail: guille.delia@gmail.com.

Juan Pablo Gallo Reynoso. Editor asociado. Centro de Investigación en Alimentos y Desarrollo. Laboratorio de Ecofisiología. Carretera a Varadero Nacional km 6.6. Col. Las Playitas 85480. Guaymas, Sonora. México. E-mail: jpgallo@ciad.mx.

William Z. Lidicker, Jr. Editor asociado. Museum of Vertebrate Zoology. University of California. Berkeley, CA 94720. Estados Unidos de Norte América. E-mail: wlidicker@Berkeley.edu.

Lia Celina Méndez Rodríguez. Editor asociado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Instituto Politécnico Nacional 195. La Paz 23096, Baja California Sur. México. E-mail: lmendez04@cibnor.mx.

Consuelo Lorenzo Monterrubio. Editor asociado. El Colegio de la Frontera Sur. Área Conservación de la Biodiversidad. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. San Cristóbal de Las Casas 29290, Chiapas. México. E-mail: clorenzo@ecosur.mx.

Cristina MacSwiney González. Editor asociado. Universidad Veracruzana. Casco de la ExHacienda Lucas Martín. Privada de Araucarias. Xalapa 91019, Veracruz. México. E-mail: cmacswiney@uv.mx.

Jesús E. Maldonado. Editor asociado. Center for Conservation and Evolutionary Genetics. National Zoological Park. National Museum of Natural History. Smithsonian Institution. PO Box 37012 MRC 5503. Washington, D. C. 20013-7012. Estados Unidos de Norte América. E-mail: maldonadoj@si.edu.

Robert D. Owen. Editor asociado. Department of Biology. Texas Tech University. Lubbock, Texas 79409. Estados Unidos de Norte América. Dr. Raúl Casal 2230 (ex Martín Barrios) c/Pizarro. C.P. 1371. Barrio Republicano. Asunción, Paraguay. E-mail: rowen@tigo.com.py

Rafael Reyna Hurtado. Editor asociado. El Colegio de la Frontera Sur, unidad Campeche. Avenida Rancho s/n, Lerma Campeche, 24500. México. E-mail: rafaelcalakmul@gmail.com.

Sergio Solari. Editor asociado. Instituto de Biología. Universidad de Antioquia. Calle 67 No53-108 / AA 1226. Medellín, Colombia. E-mail: solari.udea@gmail.com.

Consejo Editorial

Barbara H. Blake. Universidad del Norte de Carolina, Greenboro. P. O. Box 26170. Biology Department. Greenboro, North Carolina 27412-6170. Estados Unidos de Norte América.

Douglas A. Kelt. Universidad de California, campus Davis. 1 Shields Ave, Davis, California 95616. Estados Unidos de Norte América.

Víctor Sánchez Cordero. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Coyoacán, Ciudad de México, México.

Editor asistente

Cintya Segura Trujillo. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Instituto Politécnico Nacional 195. La Paz 23096, Baja California Sur. México. E-mail: c.a.biolsegura@gmail.com.

www.mastozoologiamexicana.org

Letter to the editor

Número especial de ungulados tropicales

Tropical ungulates special number

Ungulate is a non-taxonomic name for mammals with hooves that are classified in two orders, the Cetartiodactyla (even-toed) and Perissodactyla (odd-toed). Ungulates account for the vast majority of largest herbivores on earth and play essential roles in structuring ecosystems. In tropical forest, ungulates have the highest biomass, overall energy requirements, and rates of specific interaction for any terrestrial wildlife. Ungulates are seed predators, but also disperse seeds large distances, both roles affecting the spatial composition of plant communities in tropical forest. Bovids, deer, tapir, peccaries and pigs are the heaviest animals on the forests, therefore modify the soil when wallowing in mud areas or when searching for food under the floor. Ungulates are also the largest prey for the large carnivores. These roles have led to their characterization as ecosystem engineers, ecological keystones and landscape species and the loss of them affect ecosystems greatly. Further, they provide vital protein to subsistence hunters and their families across the tropics. For example, it is estimated that in the Congo basin bushmeat harvest are 1.2 million metric tons or 645 kg per km² per year with ungulates and rodents as the main prey. In Neotropical forest ungulates are always among the top ten prey species for subsistence hunters from Mexico to Argentina and there are human communities where most of meat are provided from peccaries or deer. Some ungulate species also provide cash income worth millions of US dollars annually through meat sales in-country and hide sales internationally, for example Peru is exporting more than 20,000 hides of collared peccary annually. Sport hunting on these species is also widespread. Ungulates also perform some of the most amazing behavior and movement patterns. The wildebeest and zebras large migrations in African savannas, the reindeer movements in the arctic circle, and the white-lipped peccary (Neotropical forest) and bearded pig (Borneo) movements under close canopy tropical forest are unparalleled events in the animal realm.

In this special number we have focused in Neotropical ungulates as the topic of nine articles covering eight species. From the largest of the Neotropical fauna, the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) to one of the smallest deer (*Mazama temama*) this issue bring together some of the latest research that have been done in these species from Mexico to Colombia. Here you will find information on ungulates communities and habitat preferences from two parks of the Colombian Guiana (Gómez *et al.* 2016; this issue); from 13 protected areas of Panama where the fragmentation and hunting pressure is affecting the ungulates communities (Meyer *et al.* 2016; this issue). This issue also contains two interesting articles about the Baird's tapir, an overview of its current distribution and rate of decrease in Guatemala (García *et al.* 2016; this issue) and a close up on the relationship of this species with ephemeral water sources in Calakmul, Mexico (Sandoval-Seres *et al.* 2016; this issue). The white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) was also the subject of research in Guatemala where its relative abundance and the group size were examined in relationship with the water availability and in Belize where the follow up of a herd shows the challenges and opportunities of using satellite radiocollars to study this

specie under tropical forest. The Central America Red Brocket deer received the highest attention with three articles examining the relationship of this secretive and rare species with its habitat in the lowlands and flooded areas of Campeche state (Contreras-Moreno *et al.* 2016; this issue), in the Clouded forest of Hidalgo (Muñoz and Gallina 2016; this issue) and in a Mountain chain in Puebla, Veracruz and Oaxaca states (Pérez-Solano *et al.* 2016; this issue).

A general issue that readers will notice from this special issue of *THERYA* is that ungulates in Neotropical forest are suffering great pressure for their survival and factors such as hunting and habitat fragmentation are posing serious risk to their conservation. Some species, such as the white-lipped peccary and the tapir are more sensible to human impact while others, as the collared peccary (*Pecari tajacu*) or the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) can tolerate some degree of forest perturbation. Red brocket deer, white-lipped peccary and tapir were documented as habitat specialist and require pristine non-fragmented habitat for their conservation. Conserving ungulates will require preserving primary habitat by preventing forest loss and fragmentation, and developing management plans that control subsistence and sport hunting. Another important topic this issue brings is how the use of technological devices in the study of tropical wildlife (radiotelemetry and camera traps techniques, and their analytical models) poses great potential for studying elusive species that moves in large areas within dense forest; the white-lipped peccary studies in this issue are excellent examples of the challenges when studying a large ranging ungulate species.

Despite the high importance of the ungulates in tropical ecosystems in general few scientific attention have received and much less funding that other taxonomic groups such as carnivores or great apes for example. The biodiversity of tropical forest will not be the same if we loss the ecological roles that native ungulates are playing in tropical forest. Floristic composition, predator species population, and even forest floor topography and drainage will change if ungulates are lost to ecosystems.

We invite you to read with attention this special issue and we hope that it will raise your interest to learn more about these amazing mammal species and hopefully we all can work together for their conservation.

Rafael Reyna

El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. Av. Rancho, Polígono 2^a Lerma 24500, Ciudad de Campeche, Campeche, México. E-mail: rreyna@ecosur.mx (RRH).

VARIABLES DEL PAISAJE QUE DETERMINAN LA PRESENCIA DE LOS VENADOS TEMAZATES (*Mazama* sp.) EN EL OESTE DEL ESTADO DE CAMPECHE, MÉXICO

Landscape variables that influence the presence of brocket deer (*Mazama* sp.) in the Campeche State, México

Fernando Marcos Contreras-Moreno¹, Keynes de la Cruz-Félix², †Joaquín Bello-Gutiérrez y Mircea Gabriel Hidalgo-Mihart^{1*}

¹ División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5. Villahermosa 86039, Tabasco, México. Email: fernandom28@hotmail.com (FMCM), mhidalgo@yahoo.com (MGHM).

² Centro Regional de Investigación en Salud Pública, 30700, Tapachula, Chiapas, México. Email: renulatum@gmail.com (KCF).

*Corresponding author

The brocket deer (*Mazama temama* and *M. pandora*) are two of the Mexican tropical deer with great importance for subsistence and sport hunters. Brocket deer are considered species with preference for pristine habitats conserved, however at the landscape level, factors such as hunting pressure could influence the presence and abundance of these species. Campeche, is the only Mexican state where it has been authorized the exploitation of the brocket deer for sport hunting. This hunting pressure along with the intense subsistence hunting that occurs in Campeche, could have important effects on the conservation of the species. Establishing what factors determine the presence of the species at the landscape level is essential to elaborate comprehensive management plans of these species to allow their long-term conservation. The aim of this study was to determine the habitat variables at the landscape level that influence the brocket deer presence in the central-western area of Campeche State in Mexico. The study area in the state of Campeche (19° 15' N, -91° 20' W) was divided into six study regions (Chekubul-Cristalina; Chenkan; Chicbul-Km 74; Pixtún-Felipe Carrillo Puerto, Miguel Colorado; Centenario-La Rigueña) following the main paved road of the area and according to the conservation level of the natural ecosystems, presence of flooded areas, and intensity of the human activities where we determine the presence of brocket deer. We searched for brocket deer tracks along 263 transects of 500 m each. The tracks were identified to genus only. The presence/absence of brocket deer in the transects was combined with variables of human and natural origin of the study area in a geographical information system. We use principal component analysis and a logistic regression to determine the relationship between variables and the presence/absence of the brocket deer. We were not able to distinguish by their tracks the two potentially distributed species of brocket deer in the area. Due to this constraint, we did not perform a distinction between both species and all the observed tracks were classified as brocket deer. We found that brocket deer were present only in three of the six studied regions: Miguel Colorado (21.3 % transect had brocket deer presence), Centenario-La Rigueña (20.4 %) and Chenkan (1.7 %). The principal component analysis indicated that the variables determining the presence of brocket deer were, the percentage of preserved forest and distance to pastures, positively associated, while livestock density was negative. The best model obtained by the logistic regression showed that the presence of brocket deer increased when the percentage of preserved forests around transect is increased, while decreasing with increasing livestock density. The presence of conserved forests favors the presence of brocket deer in the study area, while a higher density of cattle decreases the probability of detection. The few records of brocket deer in flooded zones in this study and the lack of detection of the species in previous studies, suggests that these flooded ecosystems may not be suitable for brocket deer, which would have a strong impact on their known distributional range. Finding that brocket deer are present mainly in preserved sites indicates the species could be subject to an intense population reduction in the study area due to the continued habitat loss. The results suggest that before granting authorizations for sport hunting in this region, it is necessary to make accurate estimates of the population distribution and abundance of the species in the region.

Los venados temazates (*Mazama temama* y *M. pandora*) son cérvidos tropicales con gran importancia en México para la cacería de subsistencia y deportiva. Se consideran especies que prefieren hábitats conservados, y a nivel de paisaje, se ha encontrado que algunos factores como la presión de cacería influyen sobre la presencia y abundancia de la especie. El estado de Campeche, México, es la única área donde se ha autorizado la explotación de la especie en unidades de aprovechamiento. La suma de la explotación cinegética y la presión de la cacería de subsistencia podrían tener efectos importantes en la conservación de las especies del Género *Mazama*. Es por ello que el conocer los factores que determinan la presencia de las especies a nivel de paisaje, es esencial para un manejo integral que permita su conservación a largo plazo. El objetivo de este estudio fue identificar y evaluar las variables del hábitat a una escala de paisaje que influyen en la presencia los venados temazates en el oeste de Campeche, México. La zona oeste del estado de Campeche (19° 15' N, -91° 20' W) se dividió en seis áreas con base a las características de uso de suelo y nivel de conservación de los ecosistemas naturales (Chekubul-Cristalina; Chenkan; Chicbul-Km 74; Pixtún-Felipe Carrillo Puerto; Miguel Colorado; Centenario-La Rigueña). La presencia de temazates se determinó mediante la búsqueda de rastros en 263 transectos de 500 m cada uno. En un sistema de información geográfica se registraron de presencia/ausencia de temazates para poder relacionarlos con variables (especialmente explícitas) de origen antrópico y natural identificadas en el área de estudio. Se utilizó un análisis de componentes principales y una regresión logística para determinar la relación entre las variables y la presencia ausencia de temazates. Se encontró presencia de temazates en Miguel

Colorado (21.3 % de los transectos tiene presencia), Centenario-La Rigueña (20.4 %) y Chenkan (1.7 %). El análisis de componentes principales indicó que las tres variables más importantes para la determinación de la presencia de temazates fueron el porcentaje de selvas conservadas, densidad de ganado y la distancia a potreros. El mejor modelo obtenido con la regresión logística muestra que la presencia de *Mazama* es mayor cuando se incrementa el porcentaje de uso de suelo conservado alrededor del transecto, mientras disminuye al incrementarse la densidad de ganado. La presencia de selvas conservadas favorece la presencia de temazates en el área de estudio, mientras que a mayor densidad de ganado disminuye la probabilidad de detección. La escasa presencia en las zonas inundables estudiadas y los nulos registros en estudios previos, señalan a los ecosistemas de humedales como no aptos para *Mazama temama* y *M. pandora*, lo que tiene un impacto en el área conocida de su distribución. Las especies de *Mazama* dependen de las selvas conservadas, por lo que las poblaciones de estas especies pueden verse reducidas debido a la constante pérdida y transformación del hábitat que sufren las regiones selváticas del sur México. Los resultados sugieren que las autorizaciones de cacería deportiva para temazates en el oeste de Campeche, podrían no ser sustentables y deben respaldarse con estudios más rigurosos.

Key words: brocket deer; habitat; preserve forest; sports hunting; subsistence hunting; wetlands.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

Los venados temazates rojo (*Mazama temama*) y café (*M. pandora*), son dos de las cinco especies de cérvidos que habitan en México ([Gallina y Mandujano 2009](#)). Ambas especies se distribuyen en las áreas tropicales del país y en general la información sobre ellas es escasa ([Mandujano 2011](#)). La UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) considera al *M. temama* como especie con datos insuficientes ([Bello et al. 2008](#)), mientras que el *M. pandora* lo incluye en la categoría vulnerable ([Weber et al. 2008](#)). En México ninguna de las dos especies se incluye en alguna categoría de riesgo ([SEMARNAT 2010a](#)), pero a partir de 2014 se les considera como especies prioritarias de conservación ([SEMARNAT 2014](#)). En México el aprovechamiento de ambas especies es posible dentro del esquema de cacería de subsistencia y con restricciones dentro del esquema de Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA; [Weber y González 2003](#)).

La importancia principal de los temazates en México se debe a que forman parte de la dieta de los pobladores rurales, razón por la cual son intensamente cazados dentro del esquema de cacería de subsistencia ([Naranjo y Bodmer 2007](#); [Reyna-Hurtado y Tanner 2010](#); [Santos-Fita et al. 2012](#); [Weber 2014](#)). Asimismo, las especies de *Mazama* mexicanos son valorados como recurso cinegético ([García-Marmolejo et al. 2008](#)), ya que son trofeos de caza mayor y forman parte de competencias internacionales de cacería deportiva ([Villarreal et al. 2008](#)).

Las características de hábitat que determinan la presencia/ausencia de temazates son dependientes de la escala a la que se midan ([García-Marmolejo et al. 2015](#)). Esto obedece a que un mismo proceso ecológico puede generar patrones diferentes a distintas escalas espaciales al estar regulado por mecanismos distintos en cada escala ([Levin 1992](#)). La escala de paisaje o macrohábitat debe entenderse como aquella que permite evaluar la respuesta de los organismos frente a condiciones y recursos ambientales que son heterogéneos en el espacio, condicionando en gran medida el funcionamiento de los organismos a dicha heterogeneidad espacial ([Fortin y Dale 2005](#)).

La presencia de *M. temama* se relaciona con la precipitación, la elevación sobre el nivel del mar, la pendiente del terreno, la isothermalidad y la orientación de laderas ([Ortiz-García et al. 2012](#); [Pérez-Solano et al. 2012](#); [Pérez-Solano y Mandujano 2013](#); [Serna-Lagunes et al. 2014](#)). En escala de paisaje, se ha determinado que la abundancia y uso de hábitat de los temazates tiene relación con las variables del paisaje natural, pero se encuentra más relacionada a variables de origen humano, principalmente la presión de cacería ([Urquiza-Haas et al. 2009](#); [2011](#); [Thornton et al. 2011](#); [García-Marmolejo et al. 2013](#); [2015](#)).

Mazama pandora utiliza los hábitats en relación a su disponibilidad por lo que se le ha considerado un generalista ([Weber et al. 2008](#)). En el caso del *M. temama*, se ha considerado un

especialista pues prefiere sitios conservados ([Weber et al. 2008](#); [Bello-Gutiérrez et al. 2010](#)). No obstante, la especie comúnmente se ha registrado en acahuales, zonas fragmentadas y sitios de cultivo ([Medellín y Equihua 1998](#); [Tejeda-Cruz et al. 2009](#); [Bello-Gutiérrez et al. 2010](#); [Thornton et al. 2011](#); [Garmendia et al. 2013](#); [García-Marmolejo et al. 2015](#)). En el caso del microhábitat, se ha observado que la condición para la presencia de *M. temama* es que el sitio ofrezca una densa cobertura de protección vertical que le permita escapar de sus depredadores ([Bello-Gutiérrez et al. 2010](#)) y especies vegetales importantes para su alimentación ([García-Marmolejo et al. 2015](#)).

En México durante la temporada 2009-2010 se autorizó la cacería deportiva de 78 ejemplares de venados temazates (incluyendo ambas especies) en ocho UMA, todas ellas en el estado de Campeche ([SEMARNAT 2010b](#)). No obstante, existen evidencias de que de 21 UMA evaluadas en el estado, solo dos tienen las condiciones ambientales para mantener sus poblaciones viables ([Escalante y Martínez-Meyer 2013](#)) y en 19 no se ha garantizado la sostenibilidad ambiental de la explotación ([Escalante y Martínez-Meyer 2013](#)). A esta cantidad de ejemplares autorizados para cacería deportiva deben sumarse los cazados para subsistencia en Campeche, cuyo número es difícil de determinar, pero diferentes estudios indican que *M. temama* y *M. pandora* son de las especies silvestres más cazadas por los pobladores rurales en la Península de Yucatán ([Hernández y Segovia 2010](#); [Reyna-Hurtado y Tanner 2010](#); [Santos-Fita et al. 2012](#)). Es así que determinar las características del hábitat para los temazates en el estado de Campeche, es una tarea imprescindible para el manejo exitoso de la especie.

Para *M. temama*, se ha propuesto que la escala ideal para entender la respuesta de la especie a los procesos de cambios ambientales es la escala de paisaje ([García-Marmolejo et al. 2015](#)). En la actualidad se cuenta con información de ambas especies de temazates y su relación con el paisaje para San Luis Potosí ([García-Marmolejo et al. 2015](#)), Chiapas ([Tejeda-Cruz et al. 2009](#)), Quintana Roo ([Urquiza-Haas et al. 2009](#)) y Guatemala ([Thornton et al. 2011](#)). En Campeche no se conocen las características del hábitat a nivel paisaje que determinan la presencia de ninguna de las dos especies. Este estudio tiene como finalidad conocer las características del hábitat a nivel de paisaje, que determinan la presencia de las especies de *Mazama*, en la zona oeste del estado de Campeche donde se encuentran las Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre que tienen su aprovechamiento cinegético y de cacería de subsistencia.

Materiales y Métodos

Área de estudio. El estudio se realizó en un área de aproximadamente 3,500 km² en los municipios de Champotón, Escárcega y Carmen en el oeste de Campeche, México (19° 15' N, -91° 20' W; Figura 1). El clima es cálido subhúmedo, con una precipitación media anual $\bar{x}_{\text{anual}} = 2,050$ mm y temperatura media anual $\bar{x}_{\text{anual}} = 27$ °C ([INEGI 2013](#)). La altitud del área varía de 0 - 100 m, aunque se caracteriza por ser prácticamente plana con algunas zonas de lomeríos en el sur y el este de la región. Las áreas planas cercanas a la costa del Golfo de México se tienen intensos regímenes de inundación anual que pueden durar hasta ocho meses. El área de estudio se encuentra entre las Áreas Naturales Protegidas (ANP) de Laguna de Términos (APFFLT) y la Reserva de la Biósfera de Calakmul (RBC) y originalmente estuvo cubierta de selva tropical subcaducifolia y caducifolia, además de vegetación acuática y subacuática ([Rzedowski 2006](#)). En la actualidad cuenta con un amplio mosaico de asociaciones vegetales que incluyen selva mediana subperennifolia, selva baja inundable, sabana natural, manglar, vegetación de pantano, acahuales, zonas agrícolas y ganaderas ([Miranda y Hernández 1951](#)). La selva mediana subperennifolia se caracteriza por un estrato arbóreo predominante de 15 a 30 m de altura. La selva baja inundable, con un estrato de 5 a 10 m se desarrolla sobre suelos profundos con drenaje deficiente, inundándose en época de lluvias. La sabana natural está constituida por gramíneas con pocos árboles, y se sitúa sobre

suelos con drenaje deficiente (fangosos en la época de lluvias y compactos en época de secas). En la costa se encuentran los sitios con el mayor grado de inundación donde son características las asociaciones de manglar y vegetación de pantano. La agricultura es típica de roza tumba y quema con el fin de acondicionar los terrenos para el cultivo de maíz, frijol, calabaza y chile. Asimismo, se ha desarrollado ampliamente la transformación de los hábitats naturales en pastizales para ganadería caracterizados principalmente por la presencia de pastos inducidos (López 1995). En la región se presentan amplias zonas de acahuales (vegetación secundaria), derivados de las áreas de selva que fueron deforestadas para la agricultura o ganadería al ser abandonadas.

La población humana en el área de estudio se concentra en las poblaciones de Escárcega (29,500 hab), Champotón (30,000 hab) y Sabancuy (7,300 hab; INEGI 2013). Adicionalmente, en el área se encuentran 30 localidades entre 200 y 1,500 habitantes (INEGI 2013). El área se encuentra principalmente bajo el régimen de tierras ejidales con excepción de algunas propiedades hacia la costa donde es posible encontrar áreas privadas con extensiones que van de 2,000 a 5,000 ha (INEGI 2013).

Delimitación del área de estudio. El área de estudio se subdividió en seis regiones: 1) Chekubul-Cristalina; 2) Chenkan; 3) Chicbul-Km 74; 4) Pixtún-Felipe Carrillo Puerto; 5) Miguel Colorado; 6) Centenario-Rigueña. La delimitación se basó en las diferencias en las características ambientales regionales de uso de suelo y estatus de conservación de los ecosistemas naturales de cada una de las regiones (Tabla 1). Sin embargo, por practicidad los límites extremos de cada una de las regiones se ubicaron en las principales carreteras pavimentadas del área de estudio (Figura 1).

Detección de la especie. El uso de huellas y rastros para detectar la presencia de temazates ha sido un método eficiente para determinar la presencia en áreas extensas (e. g. Reyna-Hurtado y Tanner 2005; García-Marmolejo et al. 2015). La distribución geográfica de ambas especies, convergen en la zona de estudio (Gallina et al. 2007), lo que recientemente se ha confirmado por medio de cámaras trampa (Juárez-López 2015), asimismo, no se ha evidenciado diferenciación aparente entre las huellas de las especies del género *Mazama* (Angeli et al. 2014), por tanto, para este estudio no se diferenció entre especies y los datos se agruparon únicamente como *Mazama* sp.

Se realizó la búsqueda de huellas de temazates en 263 transectos (500 m de largo y 3 m de ancho), localizados en caminos madereros y senderos poco transitados entre agosto de 2008 y noviembre de 2010 en terrenos de 24 comunidades y ranchos privados del área de estudio. Cada transecto se georreferenció y separó de otro por al menos 500 m (Conroy 1996) y fue revisado solo una vez. La búsqueda de rastros se realizó caminando a pie a una velocidad aproximada de 4 km/h. Cada muestreo fue realizado por 5 personas en un horario de las 6 am a 6 pm. Se consideró que el transecto tenía presencia de temazates cuando se observó al menos una secuencia de huellas para lo cual se siguió lo propuesto por Mandujano (2005) para el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*). No se consideraron las secuencias de huellas encontradas fuera de transectos. Las huellas de *Mazama* sp. se distinguieron de las de otros ungulados de la región (e. g. *Odocoileus virginianus*, *Tayassu pecari* y *Pecari tajacu*) por su forma y tamaño (Aranda 2000).

Generación de capas de información geográfica y variables del paisaje. Se ha encontrado que la presencia de temazates se ve afectada por diversas variables a nivel paisaje de origen humano y natural (García-Marmolejo et al. 2013; 2015), por lo que en este estudio se decidió incluir ambos tipos de variables obtenidas a partir de diferentes fuentes (Tabla 2). La primera etapa del análisis fue generar con la ayuda de un Sistema de Información Geográfica (SIG, ArcGis 9.2) un mapa vectorial que contenía el punto medio de cada uno de los transectos muestreados (con o sin presencia de temazates), con el objetivo de definir el punto específico a partir del cual se generarían los valores de las variables del paisaje. Una vez determinados estos puntos, en el SIG se combinaron con mapas de uso de suelo y vegetación, carreteras y poblados del área de estudio. Esto nos permitió obtener las primeras cuatro variables del paisaje incluidas en el análisis.

El mapa de uso de suelo y vegetación se obtuvo a partir de un mosaico de siete imágenes de Satélite ASTER (15 x 15 m por píxel), tomadas entre marzo de 2008 y abril de 2009 ([Japan Space Systems 2012](#)). A partir de 350 puntos de verificación distribuidos en el área de estudio en los que se reconoció el uso de suelo y vegetación, se realizó una clasificación supervisada del mosaico de imágenes a partir de la clasificación de la reflectancia captada y almacenada por el sensor ASTER en sus diferentes bandas multispectrales (bandas visibles e infrarrojas) utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud (MaxLike) en el software ENVI 4.5 ([Exelis Visual Information Solutions 2008](#)). La clasificación de la imagen permitió distinguir siete categorías de uso de suelo y vegetación, 1) agua, 2) vegetación costera inundable (que incluyó sabanas naturales y vegetación de pantano), 3) selvas tropicales conservadas (que incluyó selva mediana subperennifolia y baja inundable, además de acahuales en estado de sucesión avanzado), 4) manglar, 5) acahuales jóvenes (áreas agrícolas en estados de sucesión tempranos y medios), 6) áreas de manejo agrícola y pecuario (conformado por áreas donde la vegetación original ha sido eliminada y que en la actualidad están cubiertos por pastizales inducidos o áreas agrícolas) y 7) áreas urbanizadas.

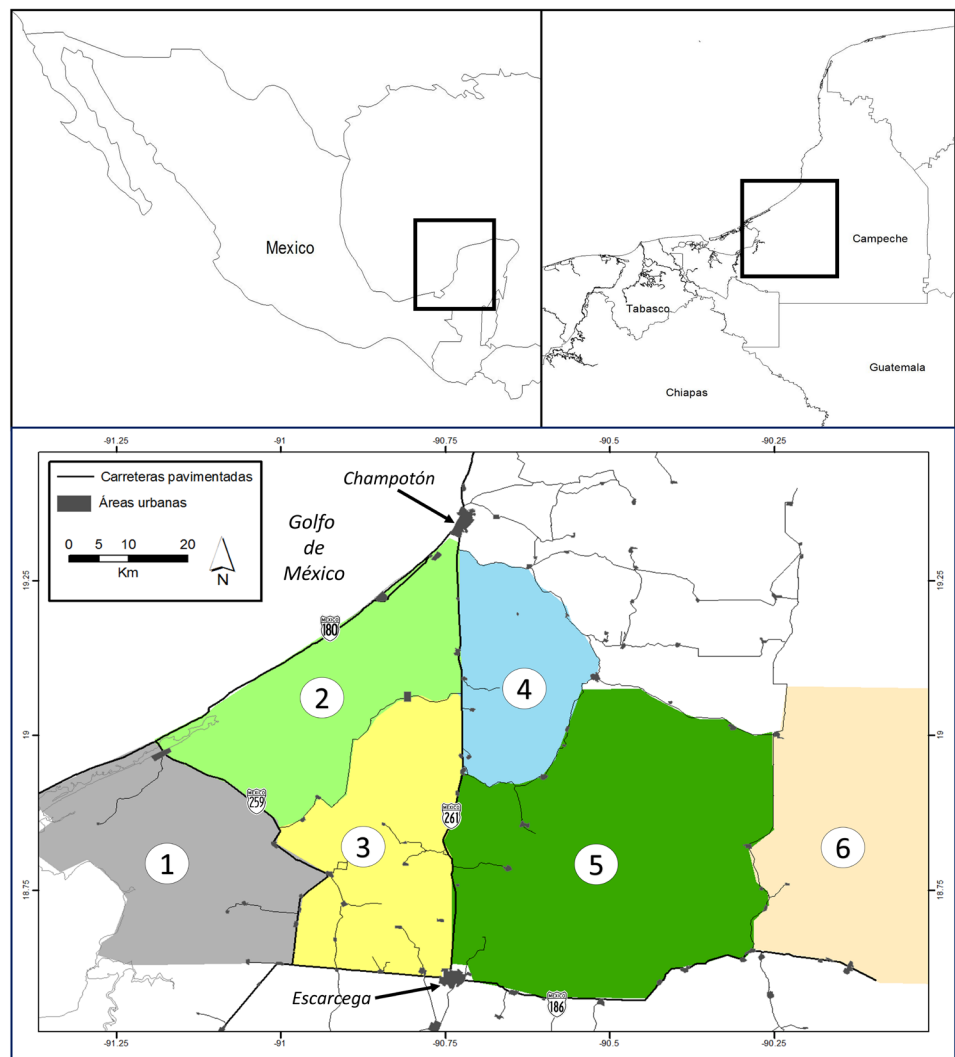


Figura 1. Mapa de localización del área de estudio en el oeste de Campeche, México. En la parte inferior de la figura se muestra la delimitación de las seis zonas en las que se dividió el área de estudio para determinar la presencia /ausencia de *Mazama* sp. en el oeste de Campeche, México. Los números corresponden a cada una de las regiones 1.- Chekubul-Cristalina; 2.- Chenkan, 3.- Chicbul-Km 74; 4.- Pixtun-Felipe Carrillo Puerto; 5.-Miguel Colorado; 6.- Centenario-Rigueña.

Tabla 1. Características de tamaño y uso de suelo de las seis regiones en las que se dividió el área de estudio. El uso de suelo se obtuvo a partir de la fotointerpretación de una serie de imágenes ASTER de 2008-2009 del área de estudio. Selvas tropicales conservadas (STC), Manejo agrícola y pecuario (MAyP), Manglares (M), vegetación costera inundable (VCI)

Región	Área (km ²)	Uso de suelo (%)					
		STC ^a	Acahuales jóvenes	MAyP ^b	M	VCI ^c	Otros ^d
Chekubul-Cristalina	1,172	10.49	31.48	18.77	16.21	20.31	2.74
Chenkan	1,033	29.33	19.55	17.71	4.53	27.11	1.77
Chicbul-Km 74	1,037	31.84	38.47	26.80			2.89
Pixtun-Felipe Carrillo Puerto	669	56.66	34.67	8.32			0.35
Miguel Colorado	2,229	80.43	15.43	3.63			0.51
Centenario-La Rigüeña	1,168	84.54	12.30	2.80			0.36

^a Áreas cubiertas de selva mediana subperennifolia y baja inundable, además de acahuales en estado sucesional avanzado

^b Áreas donde la vegetación original ha sido eliminada y que en la actualidad están cubiertos por pastizales inducidos o áreas agrícolas

^c Áreas cubiertas por vegetación de pantano y sabanas naturales inundables

^d Áreas urbanas y áreas cubiertas por agua

El mapa de carreteras pavimentadas se obtuvo a partir de un mapa vectorial de carreteras de Campeche (INEGI 2013). El mapa de caminos no pavimentados, así como el de localidades urbanas se obtuvo a partir de la digitalización de los caminos y los polígonos de las localidades observados en las bandas visibles del mosaico de imágenes ASTER del área de estudio.

En base al mapa de uso de suelo y vegetación se obtuvieron las variables porcentaje de uso de suelo conservado y distancia a áreas agrícolas y pecuarias mayor a 10 ha. El porcentaje de uso de suelo conservado se obtuvo a partir de trazar en el SIG un círculo de radio de 500 m a partir del punto medio del transecto. Dentro de cada uno de los círculos generados, se cuantificó el área cubierta por tipos de uso de suelo y se obtuvo la proporción de cada uno de ellos, al dividirlo entre el área total del círculo de 500 m de radio. Para el análisis de uso de suelo conservado se consideró así a la vegetación costera inundable conservada, selvas tropicales y manglar. Una vez cuantificada la proporción de cada uso de suelo, las proporciones de uso de suelo conservado se obtuvieron al sumar cada categoría. La distancia a áreas agrícolas y pecuarias se generó utilizando la herramienta Nearest Features de ArcGis y en ella se obtuvo la distancia entre el punto medio del transecto y el límite del área de manejo agropecuario más cercana mayor a 10 ha. Se decidió por 10 ha, debido a que en el área de estudio el tamaño promedio de las parcelas que son permanentemente deforestadas y dedicadas a actividades pecuarias se encuentra entre 8 y 20 ha. En la región se ha observado que áreas menores son comúnmente utilizados como áreas de agricultura de roza tumba y quema y las áreas menores de agricultura son abandonadas una vez agotadas (Schmook *et al.* 2013). La variable distancia a localidad urbana más cercana se obtuvo midiendo la distancia entre el punto medio del transecto y el límite de la localidad urbana más cercana utilizando la herramienta Nearest Features de ArcGis. La distancia a la carretera pavimentada y camino no pavimentado más cercano se obtuvieron a partir de medir la distancia del punto medio del transecto y la carretera pavimentada más cercana y el camino no pavimentado más cercano utilizando la herramienta Nearest Features de ArcGis (Tabla 2).

Tabla 2. Variables utilizadas en el análisis de las características del hábitat a nivel de paisaje para el venado temazate en el oeste de Campeche, México.

Variable (unidad de medida)	Abreviatura	Significado de las variables
Distancia a camino no pavimentado (m)	DIST_BRECH	Distancia del transecto a el camino no pavimentado más cercano
Distancia a carretera pavimentada (m)	DIST_PAVIME	Distancia del transecto a la carretera pavimentada más cercana
Distancia a potreros (m)	DIST_POTRE	Distancia del transecto y el área de manejo agrícola o pecuario mayor de 10 ha más cercana
Densidad de ganado (ind/ha)	GANADERÍA	Densidad promedio de ganado
Porcentaje de selvas tropicales conservadas (%)	POR_CON	Porcentaje de selva conservada en un círculo de 500 m alrededor del transecto
Sitio Inundable	INUNDA	Sitios costeros con potencialidad de inundación localizados entre -2 y 0 msnm

En el área de estudio existen grandes extensiones de terrenos cercanos a la costa que se caracterizan por presentar largos periodos de inundación estacional. Esta característica ambiental podría estar afectando la presencia/ausencia de temazates, por lo que se decidió cuantificar esta variable y ocuparla en el análisis. Se generó un mapa de potencialidad de inundación a partir de un Modelo Digital de Elevación del área de estudio obtenido a partir del Earth Resources Observatory and Science Center ([EROS 2008](#)). En el mapa se consideró que el que todas aquellas áreas planas y cercanas a la costa que se encontraban entre -2 y 0 m fueran clasificadas como potencialmente inundables (Tabla 2). En el SIG se intersectó el mapa de inundación con el punto medio de los transectos y se determinó si el transecto era inundable o no inundable si se sobreponían espacialmente con estas categorías del mapa.

En el área de estudio la densidad de ganado varía en función del coeficiente de agostadero, el uso de suelo y la presencia de áreas inundables. La densidad de ganado se ha considerado como un indicador de la actividad humana ([Lambin y Meyfroidt 2011](#)) e influye de forma importante sobre la presencia de temazates en un área en particular ([García-Marmolejo et al. 2015](#)). Se utilizó el valor de densidad de ganado en toda el área de estudio obtenido a partir del mapa de Densidad Global de Ganado ver. 2.01 ([Robinson et al. 2014](#); Tabla 2). El valor de densidad de ganado para cada uno de los transectos se obtuvo al extraer el valor del raster de densidad de ganado en el punto central del transecto para la búsqueda de temazates.

Análisis estadístico. Para conocer si existían variables de paisaje autocorrelacionadas, se realizó un análisis de correlación de Spearman con las variables originales ([Zar 1999](#)). En los casos en que se observó que existía correlación significativa entre las variables ($P < 0.05$). Se seleccionó la variable considerada con mayor importancia para explicar la presencia del temazate, esto, basados en la experiencia previa y en la información disponible sobre los temazates.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) en el programa InfoStat versión 2008 ([Di Rienzo 2008](#)), en el que se incluyeron las variables descriptoras del hábitat de los temazates a nivel paisaje, con el fin de identificar gradientes (eigenvectores) formados por las variables (características del hábitat), y a partir de ellos poder discriminar entre sitios potencialmente utilizables por el temazate, para lo cual se usaron los datos donde se confirmó la presencia de temazate (presencias) y todos los datos de transectos en los que no se tuvo registro de los mismo (ausencias). El ACP se realizó con las variables estandarizadas, debido a la diferencia de escalas y unidades en que se presentaron las variables ([McGarigal et al. 2000](#)).

Para determinar la relación existente entre la variable de respuesta (presencia/ausencia de temazate) y las variables explicativas (las variables del hábitat a un nivel de paisaje; Tabla 2), se llevó a cabo un análisis de regresión logística utilizando Modelos Lineales Generalizados (GLM), ya que estos permiten expresar de forma cuantitativa dicha relación entre estos dos tipos de variables (Guisan *et al.* 1999; Crawley 2007). Utilizando un modelo binomial, se realizó una regresión por pasos hacia atrás (Backwards) esta forma permite aprovechar la mayor variabilidad en el proceso de análisis (Crawley 2007), todo esto a partir del modelo completo (modelo que contiene todas las variables). La selección de los mejores modelos se realizó mediante el criterio de información de Akaike y la D^2 (Burnham y Anderson 2002). El nivel de significancia utilizado en todos los análisis fue de $P < 0.05$. Para la realización de los análisis de regresión múltiple, se utilizó el módulo Biodiversity R (Kindt y Coe 2005), incluido en el programa estadístico R (R Development Core Team 2007).

Resultados

Se obtuvieron registros de temazates en 33 de los 263 transectos (12.55 %) localizados en las regiones de Centenario-La Rigueña, Miguel-Colorado y Chenkan. En las otras tres áreas no se encontraron registros de la especie (Chekubul-Cristalina, Chicbul-Km 74 y Pixtún-Felipe Carrillo Puerto; Tabla 3; Figura 2). El área Miguel Colorado fue donde se localizaron más evidencias de la presencia de temazate, seguido por Centenario-La Rigueña y finalmente Chenkan con sólo un transecto con presencia (Tabla 3).

Análisis de paisaje. El análisis de correlación indicó que las variables “distancia a la localidad urbana más cercana” y “distancia a caminos pavimentados”, se encontraban autocorrelacionadas (coeficiente de correlación 0.83). Debido a que se consideró que localmente la distancia a caminos pavimentados podría tener mayor influencia en la presencia de temazates a nivel del área de estudio pues facilita el acceso a potenciales cazadores, además de que favorece la existencia de áreas perturbadas se decidió utilizar esta variable y eliminar del análisis distancia a localidad urbana más cercana. Las variables finales utilizadas en los análisis fueron las que se encuentran en la Tabla 2.

El ACP explicó en los primeros dos componentes el 64 % de la varianza, determinando que las variables de mayor peso en el primer componente fueron: porcentaje de selva conservada, densidad de ganado y distancia a potreros. En el segundo componente fueron la distancia al camino no pavimentado y porcentaje de inundación (Figura 3). Se observa en la gráfica de los componentes que el incremento en el porcentaje de selvas tropicales conservadas en los círculos de 500 m, se asocia a la presencia de temazates en el área de estudio. Por el contrario, únicamente se obtuvo una presencia en áreas con alta densidad ganadera, así como en áreas consideradas inundables. Factores como la presencia de carreteras pavimentadas o sin pavimentar no parecen tener un efecto tan importante sobre la presencia.

La regresión logística para identificar el peso que las diferentes variables tenían sobre la presencia/ausencia de temazates en el área de estudio estaba fuertemente desbalanceada debido a que sólo en 33 transectos se obtuvo presencia, comparados con 230 con ausencia. El desbalance en los modelos estadísticos tiene efectos importantes sobre la prueba, provocando poca sensibilidad de la misma en caso de que existieran pequeñas desviaciones sobre el supuesto de varianzas iguales, además de reducir notablemente el poder de la prueba (Montgomery 2012). Para resolver este problema, se decidió balancear el experimento utilizando el mismo

número de presencias y ausencias con el fin de reducir el peso que podrían tener las variables asociadas a las ausencias en el análisis. Para este fin, del conjunto de 230 transectos con ausencia de temazate se seleccionaron al azar 33 (el mismo número de transectos con presencia), los cuales fueron los únicos incluidos en la regresión logística de presencia/ausencia.

La regresión logística mostró que la utilización de todas las variables la D^2 del modelo completo es de 21.08 %, mientras que el mejor modelo con las variables de porcentaje conservado y densidad de ganado variables la D^2 es de 20.71 % (Tabla 4). El mejor modelo muestra que la presencia de temazates en el área de estudio es mayor cuando se incrementa el porcentaje de uso de suelo conservado alrededor del transecto, mientras disminuye al incrementarse la densidad de ganado (Tabla 4).

Discusión

Los resultados del estudio muestran que solo en tres regiones se encontró presencia de temazates (Miguel Colorado, Centenario-La Rigueña y Chenkan). Los factores para la obtención de este resultado pueden ser metodológicos, antropogénicos o ambientales. Tres de las regiones donde no se encontraron rastros fueron las que contaron con el menor número de transectos, lo que podría tener efectos en la detectabilidad de la especie. Sin embargo, en concordancia con este estudio, otros estudios no han detectado temazates en la región de, Chicbul-Km 74 ([Rangel-Negrin et al. 2014](#)) ni en Pixtún-Felipe Carrillo Puerto ([Juárez-López 2015](#)). No se descarta la presencia de temazates en las tres regiones donde no fueron encontrados. La ausencia de registros pudiera ser debido a sesgos metodológicos, que redujeran las probabilidades de detectar especies en bajas densidades como ya ha ocurrido en las regiones de Chenkan y Miguel Colorado, sitios en los que intensos esfuerzos de

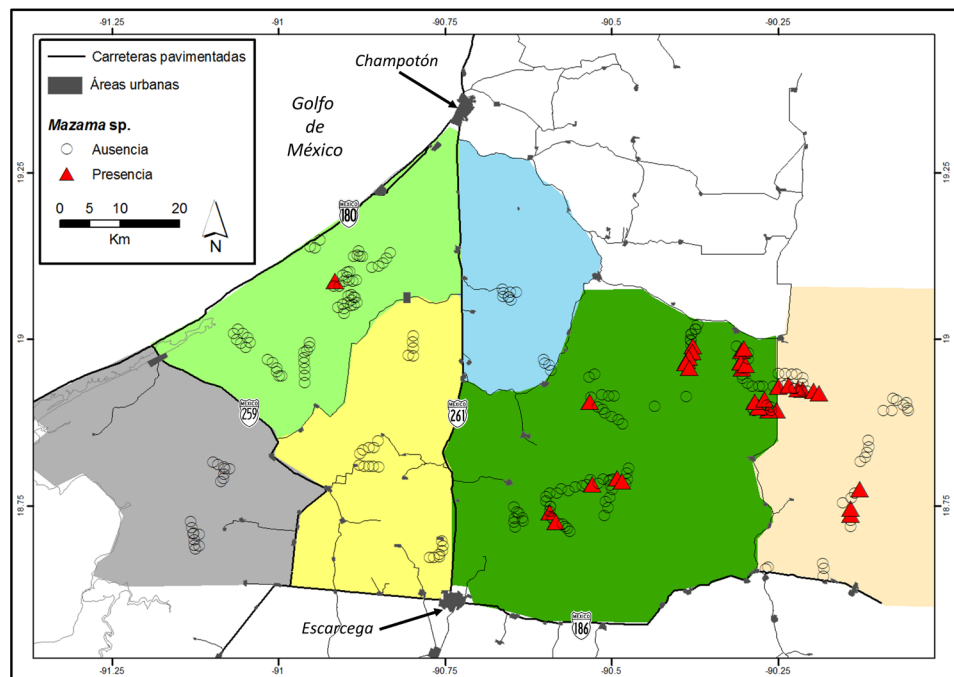


Figura 2. Mapa que muestra la localización de los transectos para determinar la presencia /ausencia de *Mazama sp.* en el oeste de Campeche, México. Los triángulos rojos indican los transectos donde se encontró la presencia de *Mazama sp.* y los círculos negros donde no se detectó su presencia.

Tabla 3.- Número de transectos recorridos y número de presencias registradas de temazate para cada una de las seis regiones de estudio en las que se buscó determinar la presencia de temazates durante 2008-2010 en el oeste de Campeche, México.

Región	No. de transectos recorridos	No. de transectos con presencia de temazate	% de transectos con presencia de temazate
Chekubul-Cristalina	17		
Chenkan	60	1	1.67
Chicbul-Km 74	22		
Pixtún-Felipe Carrillo Puerto	12		
Miguel Colorado	108	23	21.30
Centenario-La Rigueña	44	9	20.45
Total	263	33	12.55

muestreo con cámaras trampa ha permitido la detección de especies de mamíferos crípticas (e. g. *Tayassu pecari*, *Mustela frenata* o *Panthera onca*; [Contreras-Moreno et al. 2015](#); [Hidalgo-Mihart et al. 2014, 2015](#)). Es así que es necesario que en futuros esfuerzos se combinen métodos como huellas y cámaras trampa.

Los resultados de la regresión logística y el ACP mostraron que la presencia de selvas tropicales conservadas y una mayor distancia a áreas de potreros favorece la presencia de temazates, mientras que una mayor densidad de ganado (actividad asociada a presencia humana y transformación de hábitat natural a pastizales inducidos) disminuye la probabilidad de su detección. Las áreas Chicbul-Km 74, Chekubul y Pixtún-Felipe Carrillo Puerto son las tres áreas donde no se detectó su presencia y al mismo tiempo los sitios en las que la mayor parte de los hábitats originales han sido transformados (ya sea que se mantienen como áreas agrícolas, o han sido abandonadas y se encuentran como acahuals jóvenes). Es posible que la ausencia de hábitats favorables para *Mazama* en estas áreas pudiera estar determinando, ya sea la ausencia o las bajas densidades asociadas a su falta de detección.

Las regiones de Chekubul-Cristalina y Chenkan son áreas donde una proporción importante de los hábitats naturales se asocian a prolongados periodos de inundación que ocurren en el área (manglares y vegetación costera inundable). El ACP mostró que la condición de inundación de las áreas, tiene gran importancia para

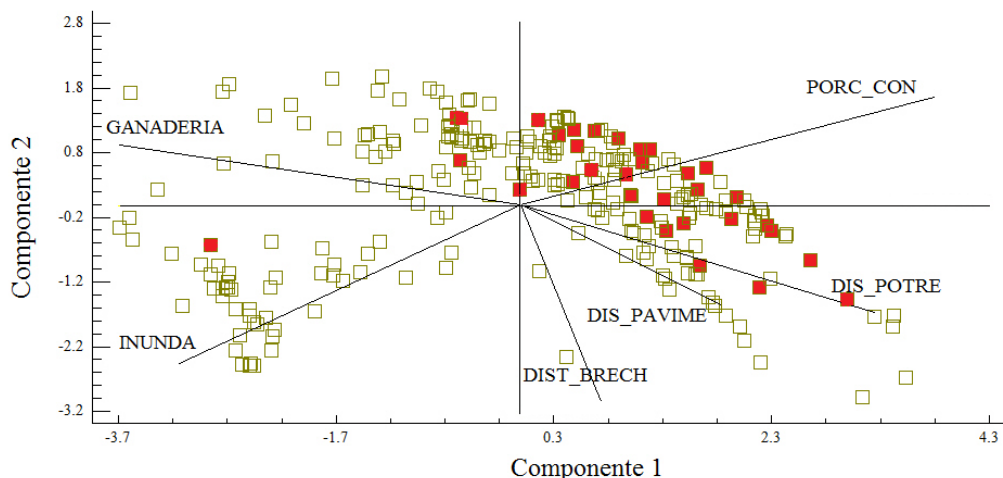


Figura 3. Representación gráfica de los valores para el Componente Principal 1 y 2 de cada uno de los transectos recorridos en el oeste del estado de Campeche, México en búsqueda de presencia de *Mazama* sp. Los cuadros rojos representan transectos en los que se registró presencia de las especies. La descripción y nombres completos de las variables se encuentran en tabla 2

Tabla 4. Resultados de los modelos lineales generalizados entre las variables descriptoras del hábitat y los registros de presencia-ausencia de temazates en el oeste del estado de Campeche, México. Se muestra el mejor modelo que incluye las variables que determinan la presencia o ausencia de temazates. La descripción y nombres completos de las variables se encuentran en tabla 2.

Modelos	Devianza residual	g. l.	Devianza explicada	D ²	AIC ^a	Δ AIC ^b	χ ²
Modelo nulo	91.49	66			91.49		
Modelo completo ^c	72.20	59	19.288	21.08	84.20	7.29	>0.01
Mejor modelo ^d	72.54	63	18.950	20.71	76.53	14.56	>0.001
Porcentaje de uso de suelo conservado + ganadería							

^a Criterio de Información de Akaike

^b Diferencia en el criterio de información de Akaike

^c Presencia/Ausencia de Temazate = PORC_CON+GANADERÍA + DIST_PAVIME + DIST_POTRE + DIST_BRECH +INUNDA

^d Presencia/Ausencia de Temazate = -2.53 + 0.019(PORC_CON)-0.274(GANADERÍA)

la determinación de la presencia de los temazates. Se obtuvo un registro en el área de Chenkan, mientras que para Chekubul y Cristalina no se detectó la especie. El registro en la región de Chenkan fue durante el mes de diciembre de 2008, y durante esa época la región se encontraba inundada. En la región de Calakmul, los temazates prefirieron el bosque inundable en las aéreas con cacería ([Reyna-Hurtado y Tanner 2005](#)). En Sudamérica se ha comprobado que los ungulados pueden cambiar su comportamiento cuando los sitios se encuentran inundados ([Hofmann et al. 2015](#)), y tomar tres tipos de decisiones, vivir de forma subacuática, mantener ámbitos hogareños muy grandes que le permitan migrar a sitios fuera de la inundación o quedarse en el sitio y resguardarse en islas de selva ([Husson 1978](#)), esto último se observó en el Amazonas donde *M. americana* y *Pecari tajacu* permanecieron durante la temporada de inundación, resguardándose en islas de selva a diferencia de *Tapirus terrestris* y *Tayassu pecari* que abandonaron la zona inundable ([Bodmer 1990](#)).

En estudios realizados en zonas inundables de Campeche y Yucatán por fototrampeo ([Juárez-López 2015](#); [Hernández-Pérez et al. 2015](#)), así como para la determinación del uso de fauna por pobladores locales ([León y Montiel 2008](#)), no han registrado la presencia de especies de *Mazama* en este tipo de ambientes, por lo que es probable que la especie en caso de encontrarse, este presente en bajas densidades en estas áreas. Lo anterior marca la necesidad de determinar el efecto que tienen los largos periodos de inundaciones de la zona costera sobre su habilidad para sobrevivir en estas áreas. Esta necesidad se hace mayor ante el evidente cambio climático que sufren los ecosistemas actuales, en la Amazonía se ha observado en los últimos años, que las crecientes extremas, han afectado substancialmente poblaciones de mamíferos terrestres, ya que extremos climáticos ahora se producen en lapsos de tiempo tan cortos que las especies no tienen tiempo de recuperarse ([Bodmer et al. 2014](#)).

Las áreas de Miguel Colorado y Centenario-La Rigueña fue donde se obtuvieron el 97 % de los registros de temazate. Asimismo, es importante resaltar que sólo se registraron en alrededor del 20 % de los transectos recorridos en estas áreas, lo que podría ser un indicador de que la abundancia es relativamente baja en comparación con otras áreas como Calakmul ([Reyna-Hurtado y Tanner 2005](#)) o la Lacandona ([Tejeda-Cruz et al. 2009](#)). Los resultados en el ACP y la regresión logística indican que Miguel Colorado y Centenario-La Rigueña tienen gran importancia para las especies de *Mazama* en el oeste de Campeche, pues ambas áreas se caracterizan por tener una cubierta vegetal constituida en su mayor parte por selvas conservadas con baja

densidad de ganado. La presencia de estos venados es mayor en áreas donde el grado de conservación de los ecosistemas naturales es relativamente alto ([García-Marmolejo et al. 2015](#)). Aunque la cacería podría estar influenciando su presencia en un sitio particular aún más que las variables del paisaje ([Urquiza-Haas et al. 2007; 2009](#)). En el caso particular del área de estudio la presencia de grandes áreas con selvas conservadas, favorecen la presencia de las especies de *Mazama*. El impacto que la cacería de subsistencia tiene en su presencia en estas regiones no se determinó, debido a que no se cuentan con estudios específicos sobre el tema. En este sentido, es probable que en selvas conservadas de Miguel Colorado y Centenario-La Rigueña, se extraigan un gran número de temazates como ocurre en Calakmul ([Reyna-Hurtado y Tanner 2010](#)); en comunidades del este de Campeche y Quintana Roo ([Santos-Fita et al. 2012](#)) y en el sur de Yucatán ([Hernández y Segovia 2010](#)). En el sur de México, una parte importante de la cacería de subsistencia se localiza en áreas cercanas a cultivos ([Santos-Fita et al. 2012](#)). Basado en este hecho, es posible que la ausencia de terrenos de cultivo en los grandes parches de bosque conservado, reduzca el efecto de la cacería de subsistencia. Pese a esto, en el área existen caminos madereros en uso o abandonados que permiten el libre acceso a cazadores de las comunidades cercanas con fines de comercialización local (F. Contreras obs. pers.).

La constante deforestación y pérdida del hábitat en toda la región oeste de Campeche ([Soto-Galera et al. 2010](#)) apunta a una situación crítica para los temazates en la región. Estudios sobre deforestación en la región que rodea Laguna de Términos indican que de 1974 a 2001 se perdió aproximadamente el 41 % de la vegetación original, de la cual 62,000 ha correspondieron a selvas tropicales ([Soto-Galera et al. 2010](#)), lo que podría haber reducido en gran medida la presencia y abundancia de las poblaciones en el área. Es necesario considerar este hecho al momento de otorgar autorizaciones de cacería deportiva en la región, exigiendo a los proponentes estudios específicos para el cálculo de densidades y tasas de cosecha de ejemplares que impliquen un muestreo sistemático y robusto de las poblaciones de los temazate en las UMA. Si bien los planes de manejo actuales exigen estimaciones poblacionales, en muchos casos estas son realizadas por personas sin experiencia ([Contreras-Moreno y Hidalgo-Mihart 2015](#)), por lo que debe garantizarse que las estimaciones sean rigurosas y combinando métodos que garanticen la detección de la especie como el uso de cámaras trampa. Así mismo, es necesario que se generen alternativas de manejo comunitario que auto-regulen la cacería de subsistencia, para alcanzar un aprovechamiento sustentable de los recursos.

Es necesario determinar el efecto que tienen las áreas inundables costeras sobre los temazates. La escasa presencia en este tipo de ambientes, sumado a la ausencia de registros de la especie en estudios previos en ambientes costeros inundables de Campeche, indicaría que este tipo de ambientes son poco utilizados. Este hecho es importante desde el punto de vista de conservación y manejo regional de las especies, pues es posible que una importante sección de hábitats conservados de la costa del Golfo de México no tenga aptitud para sostener poblaciones importantes de estas especies.

Agradecimientos

El Área de Protección de Flora y Fauna Silvestre Laguna de Términos – Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas financió parcialmente el proyecto a través de PROMOB 2011 a 2014 "Monitoreo de jaguar en el corredor biológico Calakmul-

Laguna de Términos con énfasis en la región prioritaria de Chenkan". Wildlife Conservation Society apoyo el trabajo de campo a través del proyecto "Jaguars of Tabasco, northern Chiapas and western Campeche, Mexico". La División Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Pro Natura Península de Yucatán A. C. y la UMA Nohan, otorgó apoyo logístico para el proyecto. Autoridades y habitantes de Chekubul, Cristalina, Manantiales, Pixoyal, Miguel Colorado, Centenario, Felipe Carrillo Puerto, San Pablo Pixtun, Reforma Agraria, Ignacio Gutiérrez, Chicbul, Km-74, José María Morelos y 5 de Febrero, permitieron el acceso a sus terrenos en la región de estudio. A los estudiantes de la DACBiol UJAT por su apoyo en el trabajo de campo. FMCM recibió apoyo de CONACYT a través de la Beca No: 221889 para cursar la Maestría en Ciencias Ambientales en la DACBiol-UJAT.

Literatura citada

- ANGELI, T., M. L. DE OLIVEIRA, Y J. M. B. DUARTE.** 2014. Differentiation of deer species of the genus *Mazama* by track morphometry. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 49:199-203.
- ARANDA, M.** 2000. Huellas y otros rastros de mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México.
- BELLO-GUTIÉRREZ, J., R. REYNA-HURTADO, Y H. JORGE.** 2010. Central american red brocket deer: *Mazama temama* (Kerr 1782). Pp. 166-170 en *Neotropical Cervidology: Biology and medicine of Latin American Deer* (Barbanti, M., y S. González, eds.). Funep/IUCN. Jaboticabal, Brasil.
- BELLO, J., R. REYNA, Y J. SCHIPPER.** 2008. *Mazama temama*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. URL www.iucnredlist.org. Consultado el 07 Septiembre 2015.
- BODMER, R. E.** 1990. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology* 6:191.
- BODMER, R. E., T. G. FANG, P. E. PUERTAS, M. ANTÚNEZ, K. CHOTA, Y W. E. BODMER.** 2014. Cambio climático y fauna silvestre en la Amazonia peruana: Impacto de la sequía e inundaciones intensas en la Reserva Nacional Pacaya Samiria. Iquitos: Fundación Latinoamericana para el Trópico Amazonico-Fundamazonia. Iquitos, Perú.
- BURNHAM, K., Y D. ANDERSON.** 2002. *Model Selection and Multimodal Inference: A Practical Information-theoretic Approach*. Springer. London, Reino Unido.
- CONROY, M. J.** 1996. Abundance indices. Pp. 179–192 en *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals* (Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, y M. S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press. Washington, EE. UU.
- CONTRERAS-MORENO, F. M., A. JESÚS-DE LA CRUZ, R. JUÁREZ-LÓPEZ, Y M. HIDALGO-MIHART.** 2015. Primer registro de la comadreja (*mustela frenata*) en el estado de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 31:488-490.
- CONTRERAS-MORENO, F., Y M. G. HIDALGO-MIHART.** 2015. El dilema de la cacería. *Crónica Ambiental* 12:9-11.
- CRAWLEY, M.** 2007. *The R book*. Wiley. Chichester, Reino Unido.
- DI RIENZO J. A., F. CASANOVES, M. G. BALZARINI, L. GONZALEZ, M. TABLADA, C. W. ROBLEDO.** 2008. InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- EROS (EARTH RESOURCES OBSERVATION AND SCIENCE).** 2008. Global 30 Arc-Second Elevation Dataset (GTOPO30). URL http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30_info. Consultado 15/12/2015

- ESCALANTE, T., Y E. MARTÍNEZ-MEYER.** 2013. Ecological niche modeling and wildlife management units (UMA): an application to deer in Campeche, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystem* 16:183-191.
- EXELIS VISUAL INFORMATION SOLUTIONS.** 2008. ENVI User's guide. Exelis Geospatial Systems. Rochester, Nueva York, EE. UU.
- FORTIN, M. J., Y M. DALE.** 2005. *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge. Reino Unido.
- GALLINA, S., S. MANDUJANO, Y C. DELFIN-ALFONSO.** 2007. Importancia de las Áreas Naturales Protegidas para conservar y generar conocimiento biológico de las especies de venados en México. Pp. 187-196 in *Hacia una Cultura de Conservación de la Biodiversidad Biológica* (Halffter, G., S. Guevara, y A. Melic, Coords.). Monografías Tercer Milenio Vol. 6. Zaragoza, España.
- GALLINA, S., Y S. MANDUJANO.** 2009. Investigaciones sobre ecología, conservación y manejo de ungulados silvestres en México. *Tropical Conservation Science* 2:128-139.
- GARCÍA-MARMOLEJO, G., G. ESCALONA-SEGURA, Y H. VAN DER WAL.** 2008. Multicriteria Evaluation of Wildlife Management Units in Campeche, México. *Journal of Wildlife Management* 72:1194-1202.
- GARCÍA-MARMOLEJO, G., L. CHAPA-VARGAS, E. HUBER-SANNWALD, M. WEBER, O. ROSAS-ROSAS, Y J. MARTÍNEZ-CALDERAS.** 2013. Potential distributional patterns of three wild ungulate species in a fragmented tropical region of northeastern Mexico. *Tropical Conservation Science* 6:539-557.
- GARCÍA-MARMOLEJO, G., L. CHAPA-VARGAS, M. WEBER, Y E. HUBER-SANNWALD.** 2015. Landscape composition influences abundance patterns and habitat use of three ungulate species in fragmented secondary deciduous tropical forests, Mexico. *Global Ecology and Conservation* 3:744-755.
- GARMENDIA, A., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, A. ESTRADA, E. J. NARANJO, Y K. E. STONER.** 2013. Landscape and patch attributes impacting medium-and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 29:331-344.
- GUISAN, A., S. B. WEISS, Y A. D. WEISS.** 1999. GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143:107-122.
- HERNÁNDEZ, S., Y A. H. SEGOVIA.** 2010. Cacería de subsistencia en el sur del estado de Yucatán. Pp. 79-114 in *Uso y manejo de fauna silvestre en el norte de Mesoamérica* (Guerra, M. M., S. Calmé, S. Gallina, y E. Naranjo, eds.). Secretaría de Educación de Veracruz. Xalapa, México.
- HERNÁNDEZ-PÉREZ, E. L., R. A. REYNA-HURTADO, G. VELA, M. S. LÓPEZ, Y J. MOREIRA-RAMÍREZ.** 2015. Fototrampeo de Mamíferos terrestres medianos y grandes asociados a Petenes del Noroeste de la Península de Yucatán, México. *Therya* 6:559-574.
- HIDALGO-MIHART, M. G., F. M. CONTRERAS-MORENO, A. JESÚS DE LA CRUZ, R. JUÁREZ-LÓPEZ, D. VALERA-AGUILAR, L. A. PÉREZ-SOLANO, Y C. HERNÁNDEZ-LARA.** 2015. Registros recientes de jaguar en Tabasco, norte de Chiapas y oeste de Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:469-477.
- HIDALGO-MIHART, M. G., F. CONTRERAS-MORENO, L. PÉREZ-SOLANO, Y A. JESÚS.** 2014. New white-lipped peccary (*tayassu pecari*) records for the coast of Campeche, Mexico. *Western North American Naturalist* 74:472-477.
- HOFMANN, G. S., I. P. COELHO, V. BASTAZINI, J. CORDEIRO, Y L. F. DE OLIVEIRA.** 2015. Implications of climatic seasonality on activity patterns and resource use by sympatric peccaries in northern Pantanal. *International Journal of Biometeorology* 1-13.
- HUSSON, A. M.** 1978. *The mammals of Suriname*. E. J. Brill, Leiden, The Netherlands.

- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA).** 2013. Anuario estadístico de los Estados Unidos Mexicanos 2012. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- JAPAN SPACE SYSTEMS.** 2012. GDS ASTER/PALSAR Unified Search website. URL <http://gds.ersdac.jspacesystems.or.jp/?lang=en>. Última consulta 19/12/2015.
- JUÁREZ-LÓPEZ, R.** 2015. Riqueza de mamíferos terrestres medianos y grandes en el corredor biológico Laguna de Términos-Calakmul, Campeche, México. Tesis. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. México.
- KINDT, R., y R. COE.** 2005. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF), Kenia.
- LAMBIN, E. F., y P. MEYFROIDT.** 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:3465-3472.
- LEÓN, P., y S. MONTIEL.** 2008. Wild Meat Use and Traditional Hunting Practices in a Rural Mayan Community of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Human Ecology* 36:249-257.
- LEVIN, S. A.** 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73:1943-1976.
- LÓPEZ, R.** 1995. Tipos de vegetación en el estado de Tabasco y norte de Chiapas. Dirección de Difusión Cultural México. Universidad Autónoma Chapingo, Centro Regional Tropical Puyacatengo. Dirección de Difusión Cultural México. Ciudad de México, México.
- MANDUJANO, S.** 2005. Calibration of tracks counts to estimate population density of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a Mexican tropical forest. *Southwestern Naturalist* 50:223-229.
- MANDUJANO, S.** 2011. Bibliografía estudios de venados en México. Instituto de Ecología A.C., Colección: Manejo de Fauna Silvestre Volumen:2. Xalapa, México.
- MCGARIGAL, K., S. CUSHMAN, y S. STAFFORD.** 2000. Multivariate statistics for wildlife and ecology research. Springer-New York, Inc. New York, EE. UU.
- MEDELLÍN, R. A., y M. EQUIHUA.** 1998. Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. *Journal of Applied Ecology* 35:13-23.
- MIRANDA, F., y E. HERNÁNDEZ.** 1951. Tipos de vegetación de México y su clasificación. Instituto de Biología, Universidad nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MONTGOMERY, D. C.** 2012. Design and Analysis of Experiments. 8 ed. John Wiley and Sons. New York, EE. UU.
- NARANJO, E. J., y R. E. BODMER.** 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138:412-420.
- ORTÍZ-GARCÍA, A. I., M. I. RAMOS-ROBLES, L. A. PÉREZ-SOLANO, y S. MANDUJANO.** 2012. Distribución potencial de los ungulados silvestres en la Reserva de Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Therya* 3:333-348.
- PÉREZ-SOLANO, L. A., y S. MANDUJANO.** 2013. Distribution and loss of potential habitat of the Central American red brocket deer (*Mazama temama*) in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Deer Specialist Group* 25:1-17.
- RANGEL-NEGRÍN, A., A. COYOHUA-FUENTES, D. CANALES-ESPINOSA, y P. DIAS.** 2014. Mammal assemblages in forest fragments and landscapes occupied by black howler monkeys. *Primates* 55:345-352.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM.** 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- REYNA-HURTADO, R., y G. TANNER.** 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 34:676-685.

- REYNA-HURTADO, R., y G. TANNER.** 2010. Efecto de la perturbación humana en la abundancia relativa de ungulados en tres comunidades de la región de Calakmul, Campeche, México. Pp. 115-135 en *Uso y manejo de fauna silvestre en el norte de Mesoamérica* (Guerra, M. M., S. Calmé, S. Gallina, y E. Naranjo, eds.). Secretaría de Educación de Veracruz. Xalapa, México.
- ROBINSON, T. P., G. R. W. WINT, G. CONCHEDDA, T. P. VAN BOECKEL, V. ERCOLI V, E. PALAMARA, G. CINARDI, L. D'AIETTI, S. I. HAY, y M. GILBERT.** 2014. Mapping the Global Distribution of Livestock. *PLoS ONE* 9:e96084.
- RZEDOWSKI, J.** 2006. *Vegetación de México*. Comisión nacional para el Conocimiento y Uso de Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- SANTOS-FITA, D., E. J. NARANJO, y J. L. RANGEL-SALAZAR.** 2012. Wildlife uses and hunting patterns in rural communities of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 8:1-17.
- SCHMOOK, B., N. VAN VLIET, C. RADEL, M. DE JESÚS MANZÓN-CHE, y S. McCANDLESS.** 2013. Persistence of swidden cultivation in the face of globalization: a case study from communities in Calakmul, Mexico. *Human Ecology* 41:93-107
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2010a. 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. 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección. Ciudad de México, México.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2010b. Análisis de las unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento de la fauna silvestre con tasa de aprovechamiento autorizada 2009-2010. <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestion-ambiental/vida-silvestre/aprovechamientos>. Consultado 1 de octubre de 2015.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2014. Acuerdo por el que se da a conocer la lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación. DOF: 05/03/2014. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos. Ciudad de México, México.
- SERNA-LAGUNES, R., L. LÓPEZ-MATA, L. J. CERVANTES-SERNA, J. GALLEGOS-SÁNCHEZ, C. CORTEZ-ROMERO, E. ZALAZAR-MARCIAL, y J. SALAZAR-ORTIZ.** 2014. Nicho ecológico de *Mazama temama* en el centro de Veracruz, México: implicaciones para su manejo. *Agroproductividad* 7:51-57.
- SOTO-GALERA, E., J. PIERA, y P. LÓPEZ.** 2010. Spatial and temporal land cover changes in Terminos Lagoon Reserve, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 58:565-575.
- TEJEDA-CRUZ, C., E. J. NARANJO, A. D. CUARON, H. PERALES, y J. L. CRUZ-BURGUETE.** 2009. Habitat use of wild ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon Forest, Southern Mexico. *Mammalia* 73:211-219.
- THORNTON, D. H., L. C. BRANCH, y M. E. SUNQUIST.** 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications* 21:2324-2333.
- URQUIZA-HAAS, T., P. M. DOLMAN, y C. A. PERES.** 2007. Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: effects of forest disturbance. *Forest Ecology and Management* 247:80-90.
- URQUIZA-HAAS, T., C. A. PERES, y P. M. DOLMAN.** 2009. Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. *Biological Conservation* 142:134-148.
- URQUIZA-HAAS, T., C. A. PERES, y P. M. DOLMAN.** 2011. Large vertebrate responses to forest

cover and hunting pressure in communal landholdings and protected areas of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Animal Conservation* 14:271-282.

- VILLARREAL-E. B., O., H. THUMMLER, J. E. HERNÁNDEZ, F. J. FRANCO, L. E. CAMPOS, R. RESÉNDIZ, T. BARRERA, Y L. CARREÓN.** 2008. Premio Thummler: El Súper Slam de los Venados de México. Pp. 31-48 en *Conservación y Manejo de Fauna Cinegética de México* (Villarreal, O.A., F. J. Franco, J. E. Hernández y S. Romero, eds.). Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México.
- WEBER, M.** 2008. Un especialista, un generalista y un oportunista: uso de tipos de vegetación por tres especies de venados en Calakmul, Campeche. Pp. 146-164 in *Mamíferos terrestres de la frontera Sur de México* (Lorenzo, C., E. Espinoza, y J. Ortega, eds.). AMMAC. México.
- WEBER, M.** 2014. Temazates y venados cola blanca tropicales. Pp. 421-452 en *Ecología y manejo de fauna silvestre en México* (Valdéz, R., y J. Alfonso Ortega-S. eds.). Colegio de Posgraduados. Texcoco, México.
- WEBER, M., P. C. DE GRAMMONT, Y A. D. CUARÓN.** 2008. *Mazama pandora*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T29622A9506829. <http://www.iucnredlist.org/details/29622/0> Consultado 1 de Octubre de 2015.
- WEBER, M., Y S. GONZÁLEZ.** 2003. Latin America deer diversity and conservation: A review of status and distribution. *Ecoscience* 10:443-454.
- ZAR, J. H.** 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th edition Prentice Hall of Australia. Sydney, Australia.

Summited: October 15, 2015

Review: December 3, 2015

Accepted: January 10, 2016

Associated editor: Rafael Reyna

Ecología espacial de una manada de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en Belice, usando collares con GPS: desafíos y resultados preliminares

Spatial ecology of a herd of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Belize using GPS telemetry: challenges and preliminary results

Maarten P. G. Hofman^{1,2*}, Johannes Signer¹, Matthew W. Hayward² and Niko Balkenhol¹

¹Department of Wildlife Sciences, University of Göttingen. Büsgenweg 3, 37073 Göttingen, Germany. Email: mhofman1@gwdg.de (MPGH), jsigner@gwdg.de (JS) niko.balkenhol@forst.uni-goettingen.de (NB).

²School of the Environment, Natural Resources and Geography, Bangor University. Thoday Building, Deiniol Road, Gwynedd LL57 2UW, UK. Email: m.hayward@bangor.ac.uk (MWH).

* Corresponding author

The Maya Mountains are a heavily forested mountain range in Belize and Guatemala supporting high levels of biodiversity. Due to environmental degradation around the range, it is in danger of becoming isolated from the largest contiguous forest in Central America. Forest connectivity in the area is vital for white-lipped peccaries. These social ungulates roam in herds of up to 300 individuals and need large forested areas to sustain populations. The species has not previously been studied in Belize and its distribution, population size, herd dynamics and movement patterns are unknown for the country. We aimed to estimate home range size and investigate movement patterns of the species in southern Belize. We present a preliminary 4-month data set from a herd of ca. 60 animals tracked by an individual fitted with a GPS satellite collar. We evaluated collar performance, habitat preference and movement characteristics, and estimated home range size using a semi-variogram approach, suited for sparse and irregular data. Collar performance was poor, with 38 % of the data not reaching the satellite, and a GPS fix success rate of 11.6 % for the data that did reach the satellite. The semi-variogram home range size was 55.2 km². We observed a maximum daily movement distance of 3.8 km, and a preferential use of forest habitat over shrubland, savannah and cropland. We calculated a density of 1.09 ind/km² and make an informed guess of close to 100 herds in the broad-leaf forests of the Maya Mountains. Our study highlights some of the challenges faced when collaring white-lipped peccaries, as well as the performance of GPS-collars in tropical forests. It also provides a first glimpse of the home range and movement behaviour of white-lipped peccaries in Belize.

Las Montañas Maya son una cadena montañosa densamente forestada situada entre Belice y Guatemala que presenta altos niveles de biodiversidad. La degradación medioambiental amenaza con dejarla aislada del gran bosque Centro Americano contiguo. El pecarí de labios blancos es un ungulado social que viaja en manadas de hasta 300 individuos y que necesita grandes extensiones forestales para mantener sus poblaciones, por lo que la conectividad entre bosques es esencial para la especie. No existen estudios sobre esta especie en Belice, de manera que su distribución, tamaño de población y patrones de movimiento son desconocidos para este país. El objetivo del estudio fue de estimar el ámbito hogareño y de investigar patrones de movimiento de esta especie en el sur de Belice. Este estudio presenta datos preliminares de una manada de aproximadamente 60 individuos obtenidos a partir de un individuo que fue marcado con un collar equipado con GPS. Se investigó el rendimiento del collar, uso preferencial de hábitat y patrones de movimiento, y se estimó el ámbito hogareño usando un análisis de semivariograma. El rendimiento del collar fue pobre puesto que un 38 % de los datos no alcanzaron el satélite, mientras que la tasa de éxito de adquisición de localizaciones de las que si alcanzaron el satélite fue del 11.6 %. El ámbito hogareño fue de 55.2 km². La distancia máxima de movimiento diario observada fue de 3.8 km y se constató un uso preferencial de hábitat forestal contra el matorral, sabana o tierras de cultivo. Se calculó una densidad de 1.09 individuos/km² y se conjetura que hay, aproximadamente, unas cien manadas habitando los bosques caducifolios de las Montañas Maya. Nuestro estudio detalla las dificultades que entraña marcar con collares al pecarí de labios blancos así como el rendimiento de los collares en los bosques tropicales. Asimismo, también proporciona una información preliminar sobre el ámbito hogareño y el comportamiento del movimiento del pecarí de labios blancos en Belice.

Key words: Bladen Nature Reserve; fix success rate; fragmentation; GPS-collar; habitat preference; Maya Mountains; sedation; semi-variogram; trapping; tropical forest.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introduction

The Maya Mountains are a heavily forested mountain range in Belize and Guatemala, and form the southernmost part of La Selva Maya, the largest tropical forest block in the Americas after the Amazon ([Radachowsky et al. 2012](#); [Briggs et al. 2013](#)). The diverse geology accounts for a range of different soil types and a dramatic topography, which result in a multitude of microhabitats. These characteristics, combined with tropical rainfall regimes, yield some of the highest levels of biodiversity in the region ([Brewer and Webb 2002](#); [Dourson 2012](#)). The Maya Mountains are also part of the Mesoamerican Biological Corridor, a regional initiative to conserve connectivity among forests in Central America ([Herrera 2003](#)). On a national level, the Maya Mountains cover 22.2 % of Belize's land mass, forming the largest contiguous forest in the country, and are regarded as a Key Biodiversity Area ([Meerman 2007](#)). They are estimated to provide up to 1 billion USD worth of ecosystem services to the people of Belize ([Hammond et al. 2011](#)), and constitute one of the biggest resources in the country for local livelihoods, forestry and eco/agritourism ([Briggs et al. 2013](#)). Despite the fact that most of the Belizean side of the mountain range consists of protected areas of various legal categories (Figure 1), increasing industrial and small scale clear-cutting have severed the connections between the Maya Mountains and the forests to the north in both Guatemala and Belize. Consequently, the Maya Mountains are becoming increasingly isolated ([Briggs et al. 2013](#)).

The white-lipped peccary *Tayassu pecari* (Link 1795) is often one of the first mammals to disappear with increasing forest fragmentation ([Sowls 1997](#); [Moreno and Meyer 2014](#)). White-lipped peccaries are gregarious ungulates travelling in herds of 10 to 300 individuals ([Sowls 1997](#); [Altrichter et al. 2012](#)), and although they are known to occur in mosaic landscapes, they are regarded as typical forest dwellers ([Fragoso 1999](#); [Reyna-Hurtado and Tanner 2005](#); [Keuroghlian and Eaton 2008](#); [Desbiez et al. 2009](#); [Tobler et al. 2009](#); [Reyna-Hurtado et al. 2009](#)). Due to the large herd size, they need to move frequently among different feeding spots, and in the process cover large distances through the forest. Home range sizes throughout the species' range vary substantially, ranging from 20 to 200 km² ([Fragoso 2004](#); [Keuroghlian et al. 2004](#); [Reyna-Hurtado et al. 2009](#); [de Almeida Jácomo et al. 2013](#)). This variation reflects the environmental variability over the range of the species and illustrates its ability to cope with different conditions. Nevertheless, this flexibility seems to consist mainly of varying herd size ([Fragoso 2004](#)) or splitting up in sub-herds (e.g. [Keuroghlian et al. 2004](#)), rather than of changing habitat preferences. Thus, despite their ability to deal with different environmental conditions, white-lipped peccaries always depend on intact forest habitats of sufficient size and connectivity, rendering them highly susceptible to forest conversion and fragmentation. The Maya Mountains are assumed to offer continuous habitat and are expected to be home to several herds of white-lipped peccaries. However, no studies have been conducted on this species in Belize; their distribution, population size, herd dynamics and movement patterns are unknown for the country. The rugged topography of the Maya Mountains might render some parts of the forest unsuitable, and species-specific connectivity among suitable forest areas remains unstudied.

Here, we provide a preliminary report on data gathered from a herd of ca. 60 by tracking a single white-lipped peccary that was GPS-collared to investigate its home range and movement patterns in the Bladen Nature Reserve, southern Belize. We assume that the location of the GPS-collared individual adequately represents the area used by its herd at the same point in time, because in many gregarious species the tendency of individuals to always move with the herd is very strong. In fact, this tendency has been used for management purposes in conservation. For example, [Taylor and Katahira \(1988\)](#) used the 'Judas goat' approach to help eradicate feral goats (*Capra hircus*) on the Hawaiian Islands, and [Campbell et al. \(2004\)](#) and [Cruz et al. \(2009\)](#) used it for similar reasons on the Galápagos Islands. That is, goats fitted with a radio-collars (the

Judas goats) were used to get information about the location of an entire herd of feral goats. All members of the discovered herds were killed, with the exception of the Judas goats, which would go on to find another herd, where the same scenario was repeated. A similarly strong herding tendency was described by [Byers and Bekoff \(1981\)](#) for collared peccaries (*Pecari tajacu*), and we can confirm such cohesiveness for white-lipped peccaries too based on camera trap footage from within our study area (M. Hofman, unpublished data) and evidence from several earlier studies on the species elsewhere ([Keuroghlian et al. 2004](#); [Reyna-Hurtado et al. 2009](#)). For example, in neighbouring Calakmul, Mexico, collared animals were always seen with their respective herds for more than 700 observations (Reyna-Hurtado pers. comm.). Hence, the collaring of additional individuals from the same herd would not necessarily yield additional information on home range and movement patterns of that herd.

Methods

Study area. The Bladen Nature Reserve (BNR; 16.48, -88.88) is a strictly protected area (IUCN Cat. Ia) gazetted in 1990, covering about 40.5 km² of the southern Maya Mountains, and centred around the watershed of the Bladen branch of the Monkey River. Since 2008, the reserve has been managed by a local conservation NGO, the Ya'axché Conservation Trust, under mandate of the Belize Forest Department. Vegetation is almost exclusively lowland and submontane broad-leaf wet forest with relatively open understorey and a canopy height of 20-30 m ([Iremonger et al. 1995](#)). Lowland areas are

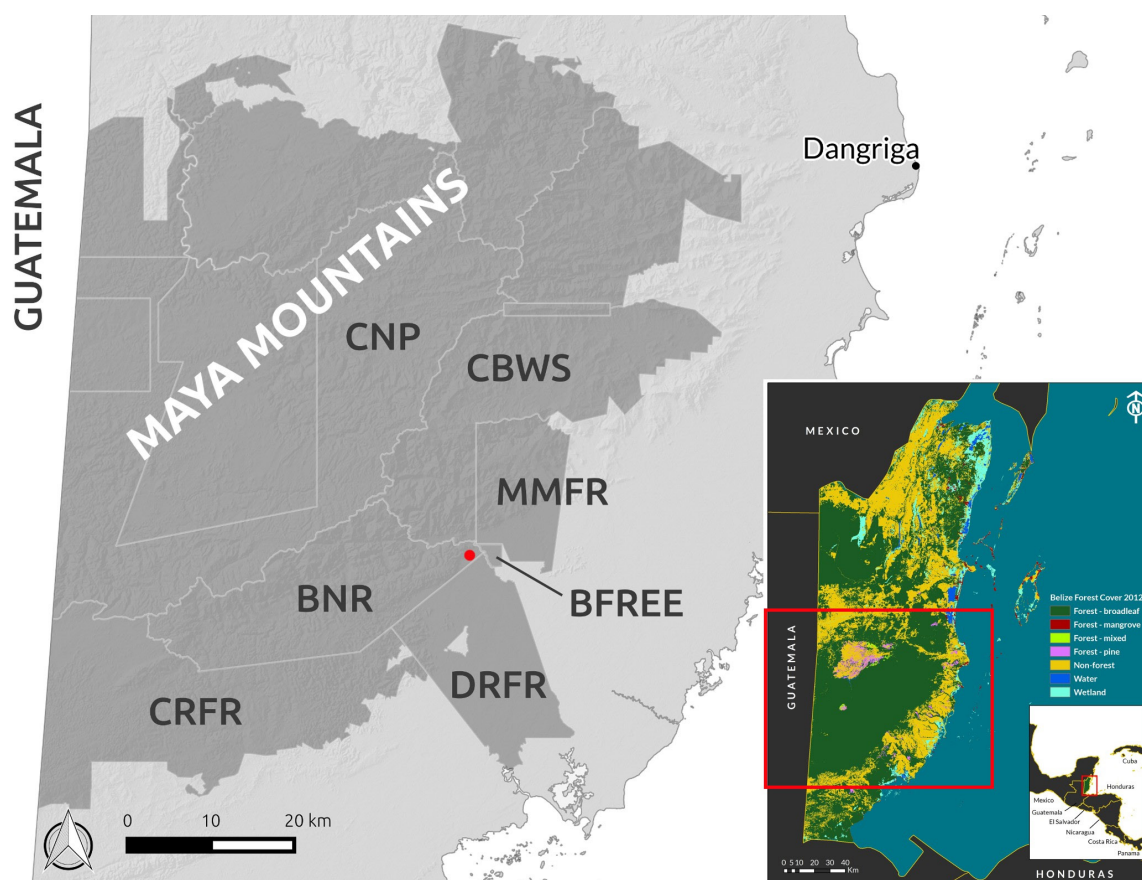


Figure 1. Location of Belize and the Maya Mountains. The protected areas of the Maya Mountains (as delineated by Briggs et al. 2013) are shaded grey and the trapping area is indicated by a red dot. Protected areas that are directly relevant to the study area are annotated. BFREE: Belize Foundation for Research and Environmental Education; BNR: Bladen Nature Reserve; CNP: Chiquibul National Park; CBWS: Cockscomb Basin Wildlife Sanctuary; CRFR: Columbia River Forest Reserve; DRFR: Deep River Forest Reserve; MMFR: Maya Mountain Forest Reserve.

characterised by abundant *Astrocaryum mexicanum* and *Attalea cohune* palms, while tree diversity is dominated by the Fabaceae, Rubiaceae, Sapotaceae and Lauraceae families ([Iremonger et al. 1995](#); [Brewer and Webb 2002](#); [Stott 2014](#)). The protected area also contains a sliver of seasonally inundated lowland savannah in its far eastern tip, and a pocket of pine forest. Due to its inaccessible terrain with steep slopes and extremely narrow valleys, the area holds some of the most undisturbed forests of Belize and is very high in biodiversity ([Brewer and Webb 2002](#); [Dourson 2012](#); [Dourson 2012](#)), with ongoing species discoveries ([Polhemus and Carrie, 2013](#); [Thompson and Dourson 2013](#)). Its elevation spans from 30 to 1050m, some of the highest areas in Belize. It is one of the wettest areas in Belize receiving an average annual rainfall between 2,500 and > 3,000 mm, with 85 % falling between mid-May and the end of November ([Brewer and Webb 2002](#)), and an annual average temperature of around 26 °C. The area has a distinct dry season from March to mid-May. It is bordered by six other protected areas with a lower protection status, which are equally likely to be used by white-lipped peccaries, given the contiguous habitat type and expected ranging behaviour of the species (Figure 1, 3). The nearest human settlements are Medina Bank (~ 300 inhabitants, mostly Q'eqch'i Maya) and Trio Village (~ 3,000 inhabitants, mostly Q'eqch'i Maya and Mestizos from Guatemalan origin), and their agricultural areas border the Maya Mountain Forest Reserve and Belize Foundation for Research and Environmental Education. BNR is separated from a two-lane highway to the south-east by a five km wide stretch of savannah and lowland broadleaf forest, mostly within the Columbia and Deep River Forest Reserves.

White-lipped peccaries are occasionally spotted by Ya'axché field staff throughout the reserve, with estimated herd sizes between 60 and 100 individuals, but it has been unclear how many herds roam the area and whether or not they interact. Anecdotal reports from farmers and hunters suggest a declining population over the last 10 years in southern Belize. There are no reports about crop raiding by white-lipped peccaries in southern Belize and we assume that the animals in the research area have little or no contact with humans, with the exception of enforcement personnel and visiting researchers. Hunting pressure in eastern BNR is expected to be low due to long-term intensive enforcement activities in the area. In other parts of the reserve and in the surrounding areas, hunting pressure is expected to be higher (M. Hofman, pers. obs.).

Trapping. White-lipped peccaries have been trapped either by tracking or ambushing free-range animals ([Fragoso 1998](#); [Fuller et al. 2002](#); [Reyna-Hurtado et al. 2009](#)), or by using baited box and/or corral traps ([Sowls 1997](#); [Carrillo et al. 2002](#); [Keuroghlian et al. 2004](#); de Almeida Jácomo et al. 2013; C. Richard-Hansen, pers. comm.). We used one box trap (1 x 1 x 2m) and one corral trap (Ø ca. 6 m, 1.5 m high, with handling compartment), spaced about 2.5 km apart, each in the proximity of a creek showing signs of peccary activity. The traps were deployed in July and August 2014, during the peak rainy season in southern Belize. Camera traps had indicated previous occasional presence at the corral trap site during two previous years. The traps were baited with various fruits; as well as cassava (*Manihot esculenta*) and cocoyam (*Xanthosoma spp.*) roots. Because only one collar was available, one adult female of appropriate size (estimated > 25 kg) was selected and isolated from the captured individuals, using recommended pig handling tools, including a confined restraining compartment, board and snare ([Defra 2003](#); [Grandin 2013](#)). With the aim of minimizing the duration of the process, we did not use sedation. All animal trapping and handling followed the guidelines of the American Society of Mammalogists ([Sikes and Gannon 2011](#)), and was permitted by the Belize Forest Department [Permit no. CD/60/3/14(37)]. The individual was fitted with a Telonics TGW-4570-3 GEN4 GPS/Iridium collar (Telonics, Mesa AZ, USA). The collar was programmed to start a fix attempt every three hours, theoretically yielding eight locations per day. If no GPS fix was obtained after 180 seconds, the fix attempt was aborted and classified as unsuccessful. Data were scheduled to transfer to the satellite every two days. Data remained on the sending list for 10 days, then would remain stored on-board but would not be sent.

Home range size and movements. We used the semi-variance approach developed by [Fleming et al. \(2014\)](#) to detect whether the herd displayed home ranging behaviour, and to estimate the home range size. The approach makes use of the auto-correlated nature of tracking data to investigate processes that occur over different time scales (*e. g.* foraging vs. migration or dispersal). The semi-variogram measures the distance between two relocations as a function of the time lag between them, and calculates the variability of distances among all relocation pairs with the same time lag. When an animal displays home ranging behaviour, increasing the time lag between relocations leads to an asymptote in distance covered, because animals would not usually travel further than their home range diameter, even when given more time. Hence, the approach can be used both to detect home range behaviour and to estimate home range size. Since movement distances are averaged within time lags, the approach is robust in the face of irregular and sparse relocation data, *i.e.* varying fix intervals and long data gaps ([Fleming et al. \(2014\)](#)).

We used the `ctmm` package ([Fleming and Calabrese 2015](#)) for the *R* statistical environment ([R Development Core Team 2010](#)) for all semi-variance calculations. Following [Fleming et al. \(2014\)](#), we calculated the empirical variogram, and selected the best fitting Semi-Variance Function (SVF) from a set comprised of i) a null-model (Brownian motion, *i. e.* random, undirected movement), ii) an Ornstein-Uhlenbeck motion model (OU – Brownian Motion within a home range), and iii) an Ornstein-Uhlenbeck motion model with foraging included (OUF), *i. e.* assuming regular Brownian motion (while foraging) on a very short time scale, and Ornstein-Uhlenbeck motion on longer time scales. We used the Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AICc) to select the best model.

Additionally, to allow comparisons with previous home range estimates for the species, we used the `rhr` package ([rSigner and Balkenhol 2015](#)) in *R* to estimate 50, 95, 99 and 100 % Minimum Convex Polygon (MCP) home ranges, as well as 50, 95, 99 and 100 % isopleths from a kernel density home range estimate (KDE) with bandwidth set to the reference bandwidth. From the latter calculations, a core home range area was estimated using the method of [Seaman and Powell \(1990\)](#) as provided in the `rhr` package (Supporting Information 1). To investigate movement rates, we calculated step characteristics using the `rhr` package and summarized step lengths to indicate movement distances over three time spans: 6, 12, and 24 hours.

Habitat preference. To investigate habitat selection within home ranges (*i. e.* third-order habitat selection; [Johnson 1980](#)), we used the most recent land use/land cover map available in vector format based on 30m-resolution Landsat data, specifically for Belize from the Belize Environmental Resource Data System of Belize ([BERDS 2005](#)), representing the 2011 situation with 18 land use/land cover classes. We considered the proportion of each land use/land cover class within the 100% MCP as available, and the proportion of relocations in each class as the proportion of habitat used. We tested for differences between available and used with a χ^2 -test. Additionally, we calculated the Jacobs index ([Jacobs 1974](#)) to detect which specific classes were used more often than expected from their availability in the landscape. The Jacobs index is a modified version of Ivlev's electivity index ([Ivlev 1961](#)) that takes into account the relative abundance of a resource when identifying an organism's resource preferences ([Jacobs 1974](#)). It is calculated as $D = (r - p) / (r + p - 2rp)$, where r is the proportion of habitat used and p is the proportional habitat availability. D varies from -1 under strong avoidance to +1 under strong habitat preference. Values close to 0 indicate that the habitat is used in proportion to its availability.

Results

Trapping success. On April 22nd, 2015, we trapped 12 individuals from a herd of an estimated 60 in the corral trap. The individual selected for collar deployment was an adult female, estimated to weigh just over 25 kg. Fitting the collar took *ca.* five minutes, after which the animal was released from the handling compartment to join the others in the corral. Camera trap footage showed the collared female among the rest of the herd less than four hours after the trapping event, and with its young, both in good health, two weeks later.

GPS fix rate and data transfer. We report here on data collected between 22 April and 22 August 2015, *i. e.* 121 days of collar deployment. Data for *ca.* 47 days did not transfer to the satellite, meaning that 38.7 % of the time we did not know whether a fix attempt had been successful, and where the animal was located. The average length of such data gaps was 6.7 (\pm 3.0 SD) days, with a maximum of 12 days. From all the fix attempts that were transmitted to the satellite ($n = 593$), only 11.6 % were successful, thus yielding a total of 69 GPS fixes over the study period.

Home range. The empirical semi-variogram was best approximated by the semi-variance function representing Ornstein-Uhlenbeck motion including foraging (OUF; 2221.51 AICc), and thus showed evidence for home ranging behaviour over the four-month monitoring period (Figure 2). Only on very short time scales did the animal display random, undirected movement (2.53 hours, CI 0.92, 6.91) indicative of foraging. The OU and BM models followed with Δ AICc 8.11 and 1760.48 respectively.

The estimated home range size was 55.2 km² (CI 34.09, 81.32) which the animals could cover in 3.66 days (CI 1.70, 7.89; Figure 3). The 95 % MCP home range estimate was less than half that of the 95 % KDE isopleth, while the core area estimate based on the KDE was closer to the 95 % MCP (Table 1).

Movement. Mean distances covered during fix intervals of six, 12 and 24 hours were 190, 910 and 1181 m respectively, while daily distances covered between subsequent fixes with multi-day fix intervals averaged around 900 m (Table 2). The maximum distance covered during fix intervals of up to one day was 2,380 m. For fix intervals longer than one day, the maximum observed speed was 3,788 m/day. Over all fix intervals, the maximum movement speed calculated was 270 m/h.

Habitat preference. Comparing the proportion of land use/land cover types for the relocations with the proportion of these classes in the 100 % MCP area, a χ^2 -test showed significant difference between use and availability ($\chi^2 = 15.133$ and $P < 0.001$ based on 2000 Monte Carlo replicates).

Jacobs D indicated a preference for broadleaf forest and a slight avoidance of shrubland (Table 3). Since no relocations were recorded in savannah and agricultural lands, the D index indicates total avoidance (-1.00). Note that we could not calculate significance levels for preferences of individual land cover classes, because our sample size of one does not allow us to calculate the relevant test statistics.

Discussion

Home range, density and population size. Even though white-lipped peccaries have been considered nomadic or migratory in early studies ([Kiltie and Terborgh 1983](#); [Bodmer 1990](#)), the current consensus is that they use well-defined home ranges that are large enough to encompass seasonal or multiannual movements ([Fragoso 2004](#);

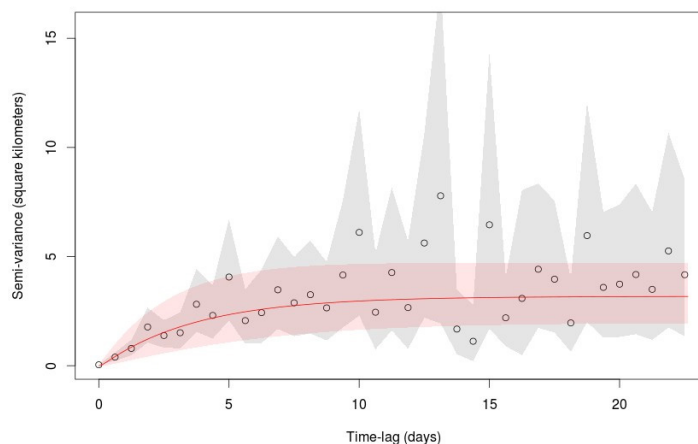


Figure 2. Semi-variogram of all GPS fixes of a single white-lipped peccary in southern Belize ($n = 69$). Circles represent the estimated semi-variance for each time-lag, with 95 % confidence intervals estimated from the standard error of the mean semi-variance shaded light grey. The fitted OUF model (see text) is shown as a red solid line with its 95 % confidence intervals estimated from the standard error of the best fit shaded light red.

[Keuroghlian et al. 2004](#); [Reyna-Hurtado et al. 2009](#); [de Almeida Jácomo et al. 2013](#)). All our home range estimates fall within the range sizes reported for white-lipped peccaries from areas under various disturbance and rainfall regimes in Brazil, Costa Rica, and Mexico ([Fragoso 1998, 2004](#); [Carrillo et al. 2002](#); [Keuroghlian et al. 2004](#); [Reyna-Hurtado et al. 2009](#); [de Almeida Jácomo et al. 2013](#)). However, the time span covered by our estimates is four months for a single herd, whereas the other estimates cover multiple herds, each of which was tracked for a period of three months to more than one year. Despite the short time span, our data covers the end of the 2015 dry season and the beginning and peak of the wet season of the same year, and it remains to be seen whether our home range estimates will shift or expand during the transition into the 2016 dry season, until the collar drops off in May 2016. However, although the semi-variogram indicated home ranging behaviour, it is impossible to say whether our location data adequately represent the entire home range, given the numerous gaps in the data. For example, we suspect that the dense canopy in rugged terrain may more severely affect GPS fix success rate and satellite data transfer than relatively flat terrain, which would cause an underestimate of space-use in the more rugged areas.

Table 1. Home range size estimates for a single white-lipped peccary herd in southern Belize across different levels.

	Level (%)	Area (km ²)
MCP*	50.00	7.13
	95.00	33.48
	99.00	33.58
	100.00	33.59
KDE**	50.00	17.67
	95.00	69.38
	99.00	96.71
Core area	79.80	41.01
Semi-variogram	NA	55.20

*Minimum Convex Polygon

** Kernel Density Estimate

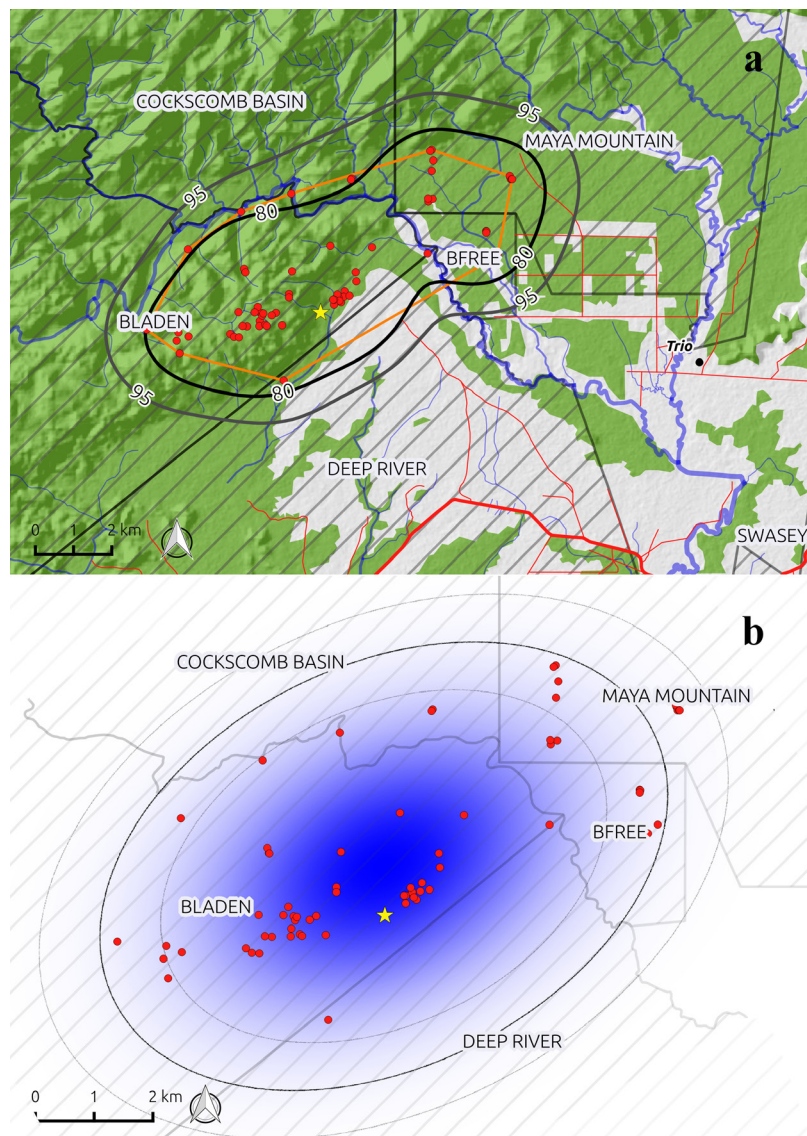


Figure 3. Spatial representation of the home range estimates for a single white-lipped peccary herd in southern Belize. a) 95 % Kernel Density Estimate home range (dark grey line), Core area (80 % KDE - black line) and 100 % MCP home range (orange line) over the relocations (red dots), rivers (blue) and roads (red lines). Black dots represent villages, the yellow star is the corral trap location. Forest cover is shaded green, grey shaded areas are non-forest (savannah, shrubs and agricultural lands), and grey diagonally line-filled areas with straight black boundaries are protected areas. b) Semi-variogram home range estimate (black ellipse) with 95 % confidence interval (grey ellipses) and utilisation density (blue shading).

Nonetheless, within the home range estimated thus far, our habitat preference results agree with the preference for forested areas that is well-known for the species. Given the low availability of agricultural lands inside the MCP area and the limited number of relocations, the total avoidance of agricultural lands remains uncertain. With about 12.5 % of the home range covered by savannah, it is remarkable that no relocations were observed there, while almost 5 % of the relocations were located in shrubland, which was available at half the rate as savannah. This could be explained by i) shrubland providing better cover or food and ii) the patchy spatial configuration of shrubland throughout the forest making movement through these patches more likely than through the one continuous patch of savannah south of the forested areas. However, we emphasize that due to a sample size of one herd, significance testing of preference for specific habitats was not possible.

Table 2. White-lipped peccary step length statistics for different time intervals between GPS fixes

	n	Mean (SD)	Median	Maximum
$\Delta t < 6$ hrs	17	190 (± 208)	119	802
6 hrs $\geq \Delta t < 12$ hrs	11	910 (± 814)	882	2380
12 hrs $\geq \Delta t < 24$ hrs	13	1181 (± 786)	1074	2260
$\Delta t \geq 24$ hrs*	27	900 (± 806)	792	3788

*statistics per day

Due to its robustness with sparse data, we consider the semi-variogram estimate the most accurate for our data set. Using the home range size estimate (and confidence intervals) of this approach and our estimated number of individuals in the herd ($n = 60$), we would obtain a density of 1.09 (CI 0.74, 1.76) ind/km². If we i) extrapolate these home range and density estimates to other herds in the Maya Mountains (as delineated by [Briggs et al. 2013](#)), and ii) assume that all the broad-leaf forest habitats in the Maya Mountains are suitable for white-lipped peccaries, we estimate 99 (CI 67, 160) herds roaming the area, and a population size of 5,917 individuals (CI 4017, 9582). Clearly, the assumptions for these estimates are untested and the estimates are therefore associated with very high uncertainty; we include them here in the discussion for indicative purposes only. Our density estimate of 1.09 ind/km² is in the lower half of the range of estimates from the Argentinian Gran Chaco (1.02 ind/km² [Altrichter 2005](#)), the Brazilian Cerrado (2.99 ind/km² [Desbiez et al. 2010](#)) and southern Brazil (4.5 ind/km² [Keuroghlian et al. 2004](#)), but still considerably higher than in the Calakmul Biosphere Reserve in Mexico (0.43 ind/km² [Reyna-Hurtado et al. 2009](#)), which is geographically closest to our study area. However, all of these areas are drier and/or less forested than our study area, which is expected to influence group size and density. For example, the high density in southern Brazil might be due to a crowding effect in the fragmented forests. We expect to have overestimated population size, because not all broad-leaf forests in the Maya Mountains are expected to be used by the species, and hunting pressure in the herd's home range is expected to be lower than in most other parts of the area. Nevertheless, the estimates suggest that the Maya Mountains can potentially harbour a large number of white-lipped peccaries, warranting greater research emphasis and conservation incentives on the species in this region.

Collar performance. The numerous reports of successfully deployed GPS collars in different environmental settings convincingly illustrate the potential that this equipment holds for obtaining large quantities of high quality data in wildlife research ([Edenius 1996](#); [Eriksen et al. 2011](#); [Martins et al. 2011](#); [Harju et al. 2013](#); [Krofel et al. 2013](#)). However, the use of GPS collars often comes with unforeseen technical or data quality issues ([Sager-Fradkin et al. 2007](#); [Matthews et al. 2013](#)). In particular, studies from tropical forests report imprecise locations or low GPS fix success rate ([Phillips et al. 1998](#); [Blake et al. 2001](#); [Lizcano and Cavelier 2004](#); [Coelho et al. 2007](#); [Barlow 2009](#); [Hwang et al. 2010](#)). While we anticipated that the dense forest and steep terrain in our study area would pose a challenge for any telemetry-based research, we opted for GPS collars because i) we wanted to obtain detailed information on movement patterns to parametrize a mathematical model for simulating potential movement paths of peccaries in Belize, and ii) the cost of obtaining a limited number of GPS collars was estimated less than the personnel and equipment costs for running a large camera trap grid or transect network in the inaccessible area. Unfortunately, the fix success rate of 11.6 % was much lower than expected from the literature, even for the

given environmental conditions. However, collar malfunction cannot be excluded as a possible explanation. For logistical reasons, we could not perform collar tests in the field prior to deployment, but we stress that this should in fact be standard practice. The poor performance of one collar cannot be used to draw general conclusions about the viability of GPS collars in rugged tropical environments, but we suggest that a review on the usefulness of GPS collars specifically in such environments is needed to help researchers determine *a priori* the potential in their area. Nonetheless, we are confident that the data gathered during this study outperforms data collection using regular VHF collars in our area and for our highly mobile target species, both in terms of quantity and quality of locations obtained.

Movement. Movement data of high temporal resolution has been, and remains, difficult to obtain for white-lipped peccaries, and hence movement distances of white-lipped peccaries have mostly been described qualitatively in terms of home range behaviour, migration and/or nomadism (Sowls 1997). In this study, the herd of the tagged white-lipped peccary seemed to move about 1 km per day on average, but did at times travel at 270 m/h and covered up to 3,788 m per day, which enabled the herd to traverse its home range in two to eight days. Due to our frequent sampling gaps however, our estimates likely underestimate the mobility of the species in our study area. For comparison, Fragoso (1998) reported distances from 1200 to 2600 m between VHF relocations of unknown time intervals, while Reyna-Hurtado *et al.* (2009) mentioned a travel speed of up to 3,000 m/h, traversing seasonal home ranges in one-day time intervals.

Based on observations elsewhere in Central and South America (Carrillo *et al.* 2002; Tobler *et al.* 2009; Moreira-Ramírez *et al.* 2015), we expected white-lipped peccary activity to peak during mid-morning and mid-afternoon. However, from our movement data (*i. e.* speed and distance measures), we were unable to detect any clear diurnal activity patterns (see Appendix 1). We attribute this to the poor fix success rate of the collar. The fix success rate is lowest during the most active periods of the day (Figure 4), leading to a lack of information on movement distance and speed during these periods. This suggests that the behaviour of the animal is potentially an important factor influencing the success of our GPS collar, in line with previous findings (D'Eon and Delparte 2005). The downward trend in fix success rate from the onset of the high activity period also suggests that time since the last successful fix is inversely correlated to the probability of obtaining a successful subsequent fix. The time lag between fix attempts has been found to negatively affect fix success rate in previous studies (Moen *et al.* 2001; Cain *et al.* 2005).

Notes on behaviour. During the first six months, the animals visited the trap sites a total of five times with an average of 44.4 (\pm 51.9 SD) days in between. In the next two months, visit frequency increased, with an average of 11 (\pm 11.9 SD) days between subsequent visits. Note that the coefficient of variation in both cases is greater than one, indicating the unpredictability in time of the trap site visits. This visit frequency was generally lower than in Manu National Park in the upper Amazon basin in Peru, where white-lipped peccaries passed by the same observation site every 4.25 days in the dry season, and every 14.5 days in the wet season (Kiltie and Terborgh 1983). It is unclear whether this difference in visit frequency would be due to differences in food availability, wariness of human presence, or other factors. Other researchers have found similar time spans for the animals to increase trap visit frequency (three months to one year; C. Richard-Hansen pers. comm.).

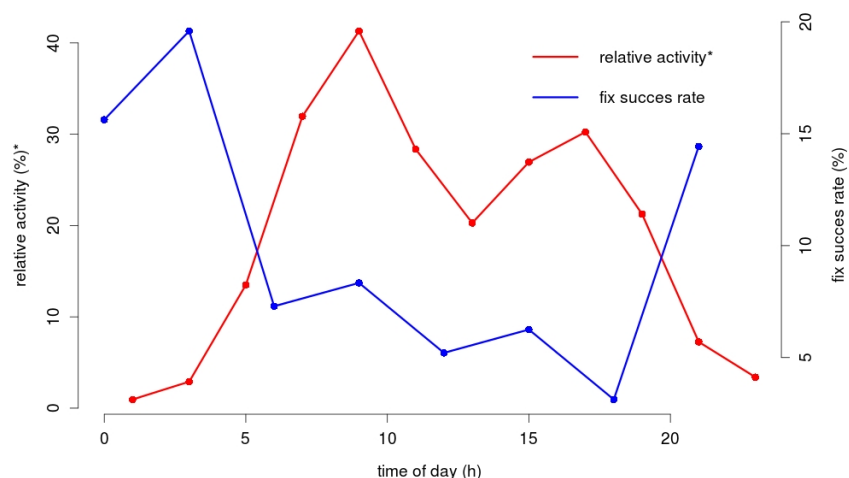


Figure 4. Fix success rate (%) was very low in general, but especially so during expected high activity peaks. * relative activity was calculated as the mean relative activity from the datasets presented in Carrillo et al. (2002), Tobler et al. (2009) and Moreira-Ramírez et al. (2015).

White-lipped peccaries have been reported in some cases to engage in aggressive behaviour towards a threat (Sowls 1997), but we observed no direct attacks from the animals inside or outside the corral. Four of the trapped animals escaped upon our arrival as they managed to jump the fence using each other's backs as steps, while the remaining eight animals stood their ground and displayed a circular defence formation in the centre of the corral, in agreement with observations by Nietschmann (1972). Once the selected animal was isolated in the handling compartment out of view of the others, it was secured in place and let itself be handled without resistance.

Conclusions and recommendations

To our knowledge, white-lipped peccaries have so far been fitted with VHF-based radio-telemetry collars only, and no studies using GPS-collared white-lipped peccaries have been published. However such studies are being conducted in French Guyana, the Brazilian Pantanal and Mexico (C. Richard-Hansen pers. comm., A. Keuroghlian and R. Reyna-Hurtado, pers. comm.).

Our study illustrates some important challenges faced in trapping white-lipped peccaries and the use of GPS collars in dense tropical forests on rugged terrain. First, the time between the installation of the traps and the trapping success was considerably longer than anticipated. Second, collar performance was very poor in

Table 3. Habitat preference of a single white-lipped peccary herd in southern Belize

	Available*	Used**	D†
Agriculture	0.69 %	0.00 %	-1.00
Broad-leaf forest	80.03 %	95.65 %	0.69
Savannah	12.54 %	0.00 %	-1.00
Shrubs	6.74 %	4.35 %	-0.23

* Proportion of land use/land cover classes available within the 100 % MCP home range

** Proportion of the relocations in each class

† Jacobs index

our area, presumably due to animal behaviour, canopy cover and terrain conditions. Recent implementations of the quick fix pseudo-ranging (QFP) system in terrestrial applications could improve the performance ([Tomkiewicz et al. 2010](#)). Third, even though we found that collaring without sedation is possible, we have no information on the animal's stress levels while being handled other than the observation that the animal let itself be handled easily once isolated. [Nogueira et al. \(2015\)](#) simulated a hunting situation on captive white-lipped peccaries using a similar trapping set-up as was used in this study. They found that the psychological negative effect (i.e. increased wariness) of the trapping event lasted no longer than eight days. However, the approach also has the disadvantage of not allowing for collecting body measurements or blood samples. For these reasons, we recommend using sedation when possible.

Despite the challenges, the preliminary results provide a much-needed glimpse of the spatial ecology of white-lipped peccaries in Belize. We present notes on behaviour, measurements of maximum and mean daily movement distances, habitat preference and home range estimates. We cautiously provide density and population size estimates, but future studies should focus on estimating peccary densities directly (e. g. via camera-trapping or genetic mark-recapture), assess variability of herd size in Belize, and collar a greater number of individuals. We note that the relocations of our herd are spread over BNR and all five surrounding protected areas, highlighting the necessity to coordinate management of these areas so as to avoid spill-over effects of disturbances from one area to the other. Improving the management of, and knowledge about, the white-lipped peccary populations in the Maya Mountains is crucial for their survival in Belize as well as for monitoring and maintaining the connectivity of the area to neighbouring forests of La Selva Maya and the Calakmul area ([Reyna-Hurtado et al. 2009](#); [Moreira-Ramírez et al. 2015](#)).

Acknowledgements

M. Hofman was funded by the Erasmus Mundus Joint Doctoral Programme 'Forest and Nature for Society' (FONASO). The protected area management team at the Ya'axché Conservation Trust have been instrumental for the entire field work component, as were the contribution of field equipment and advice from R. Foster and B. Harmsen from Panthera (Belizean chapter) and the Environmental Research Institute of the University of Belize, and the assistance from the Toledo Institute for Development and Environment for the transportation of trapping materials.

Supporting Information 1. Output of the home range calculations using rhrc ([Signer and Balkenhol 2015](#)).

Cited literature

- AEBISCHER, N., P. ROBERTSON, AND R. KENWARD.** 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74:1313–1325.
- DE ALMEIDA JÁCOMO, A. T., M. M. FURTADO, C. K. KASHIVAKURA, J. MARINHO-FILHO, R. SOLLMANN, N. M. TÓRRES, AND L. SILVEIRA.** 2013. White-lipped peccary home-range size in a protected area and farmland in the central Brazilian grasslands. *Journal of Mammalogy* 94:137–145.

- ALTRICHTER, M.** 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation* 126:351–362.
- ALTRICHTER, M., A. TABER, H. BECK, R. REYNA-HURTADO, L. LIZARRAGA, A. KEUROGHLIAN, AND E. W. SANDERSON.** 2012. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx* 46:87–98.
- BARLOW, A. C. D.** 2009. The Sundarbans tiger adaptation, population status, and conflict management. University of Minnesota, MN, USA.
- BERDS.** 2005. Biodiversity and Environmental Resource Data System. Belize Tropical Forest Studies. <http://www.biodiversity.bz/>.
- BLAKE, S., I. DOUGLAS-HAMILTON, AND W. B. KARESH.** 2001. GPS telemetry of forest elephants in Central Africa: Results of a preliminary study. *African Journal of Ecology* 39:178–186.
- BODMER, R. E.** 1990. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology* 6:191–201.
- BREWER, S. W. S. AND M. M. A. H. WEBB.** 2002. A seasonal evergreen forest in Belize: unusually high tree species richness for northern Central America. *Botanical Journal of the Linnean Society* 138:275–296.
- BRIGGS, V. S., F. J. MAZZOTTI, R. G. HARVEY, T. K. BARNES, R. MANZANERO, J. C. MEERMAN, ET AL.** 2013. Conceptual Ecological Model of the Chiquibul/Maya Mountain Massif, Belize. *Human and Ecological Risk Assessment* 19:317–340.
- BYERS, J. A., AND M. BEKOFF.** 1981. Social, Spacing, and Cooperative Behavior of the Collared Peccary, *Tayassu tajacu*. *Journal of Mammalogy* 62:767–785.
- CAIN, J. W., P. R. KRAUSMAN, B. D. JANSEN, AND J. R. MORGART.** 2005. Influence of topography and GPS fix interval on GPS collar performance. *Wildlife Society Bulletin* 33:926–934.
- CAMPBELL, K., J. DONLAN, F. CRUZ, AND V. CARRION.** 2004. Eradication of feral goats *Capra hircus* from Pinta Island, Galápagos, Ecuador. *Oryx* 38: 328-333.
- CARRILLO, E., J. C. J. SAENZ, AND T. K. FULLER.** 2002. Movements and activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. *Biological Conservation* 108:317–324.
- COELHO, C. M., L. F. B. DE MELO, M. A L. SÁBATO, D. N. RIZEL, AND R. J. YOUNG.** 2007. A note on the use of GPS collars to monitor wild maned wolves *Chrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) (Mammalia, Canidae). *Applied Animal Behaviour Science* 105:259–264.
- CRUZ, F., V. CARRION, K. J. CAMPBELL, C. LAVOIE, C. J. DONLAN.** 2009. Bio-economics of large scale eradication of feral goats from Santiago Island, Galápagos. *Journal of Wildlife Management* 73:191-200
- D’EON, R.G. AND D. DELPARTE.** 2005. Effects of radio-collar position and orientation on GPS radio-collar performance, and the implications of PDOP in data screening. *Journal of Applied Ecology* 42:383–388.
- DEFRA.** 2003. Code of Recommendations for the Welfare of Livestock : Pigs. In Code of recommendations for the Welfare of Livestock. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK.
- DESBIEZ, A.L.J., R.E. BODMER, AND S. A. SANTOS.** 2009. Wildlife habitat selection and sustainable resources management in a Neotropical wetland. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 1:11–20.
- DESBIEZ, A. L. J., R. E. BODMER, AND W. M. TOMAS.** 2010. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biotropica* 42:372–378.
- DOURSON, D. C.** 2012. Biodiversity of the Maya Mountains, a focus on the Bladen Nature Reserve. Goatslug Publications, Bakersville, NC, USA.

- EDENIUS, L.** 1996. Field test of a GPS location system for moose *Alces alces* under Scandinavian boreal conditions. *Wildlife Biology* 3:39–43.
- ERIKSEN, A., P. WABAKKEN, B. ZIMMERMANN, H. P. ANDREASSEN, J. M. ARNEMO, H. GUNDERSEN, ET AL.** 2011. Activity patterns of predator and prey: A simultaneous study of GPS-collared wolves and moose. *Animal Behaviour* 81:423–431 Elsevier Ltd.
- FLEMING, C. H. AND J. M. CALABRESE.** 2015. *ctmm: Continuous-Time Movement Modeling*. R package version 0.2.8.
- FLEMING, C. H., J. M. CALABRESE, T. MUELLER, K. A OLSON, P. LEIMGRUBER, AND W. F. FAGAN.** 2014. From fine-scale foraging to home ranges: a semivariance approach to identifying movement modes across spatiotemporal scales. *The American Naturalist* 183:E154–E167.
- FRAGOSO, J. M. V.** 1998. Home Range and Movement Patterns of White-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) Herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30:458–469
- FRAGOSO, J. M. V.** 2004. A long-term study of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) population fluctuations in northern Amazonia - anthropogenic versus 'natural' causes. Pp. 286–296 in *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. (eds K. Silvius, R. E. Bodmer & J. M. V. Fragoso), Columbia University Press, New York, USA.
- FRAGOSO, J. M. V.** 1999. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral causes and ecological implications. *Journal of Mammalogy* 80:993–1003.
- FULLER, T., E. CARRILLO, AND J. SAENZ.** 2002. Survival of protected white-lipped peccaries in Costa Rica. *Canadian Journal of Zoology* 80:586–589.
- GRANDIN, T.** 2013. *Recommended Animal Handling Guidelines & Audit Guide: A Systematic Approach to Animal Welfare*. American Meat Institute Foundation, Washington DC, USA.
- HAMMOND, D., G. BUSBY, AND R. HARTWELL.** 2011. *Economic Valuation of the Environmental Goods and Services of the Maya Mountain Massif and the Maya Mountain Marine Corridor (Terrestrial Area)*. Ecosystem Economics, Bend, OR, USA.
- HARJU, S. M., C. V. OLSON, M. R. DZIALAK, J. P. MUDD, AND J. B. WINSTEAD.** 2013. A flexible approach for assessing functional landscape connectivity, with application to greater sage-grouse (*Centrocercus urophasianus*). *PLoS ONE* 8.
- HERRERA, J. C. G.** 2003. Mesoamerican Biological Corridor: regional initiative for the promotion of forest conservation. In *Proceedings of the 12th World Forestry Congress*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Quebec City, Canada.
- HWANG, M.-H., D. L. GARSHELIS, Y.-H. WU, AND Y. WANG.** 2010. Home ranges of Asiatic black bears in the Central Mountains of Taiwan: Gauging whether a reserve is big enough. *Ursus* 21:81–96.
- IREMONGER, S., R. LIESNER, AND R. SAYRE.** 1995. Plant records from natural forest communities in the Bladen Nature Reserve, Maya Mountains, Belize. *Caribbean Journal of Science* 31:30–48.
- IVLEV, V. S.** 1961. *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven, CT, USA.
- JACOBS, J.** 1974. Quantitative measurement of food selection. *Oecologia* 14:413–417.
- JOHNSON, D.** 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65–71.
- KAUHALA, K. AND M. AUTTILA.** 2010. Estimating habitat selection of badgers - A test between different methods. *Folia Zoologica* 59:16–25.
- KEUROGHLIAN, A., AND D. P. EATON.** 2008. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. *Journal of Zoology* 275:283–293.

- KEUROGHLIAN, A., D.P. EATON, AND W.S. LONGLAND.** 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120:411–425.
- KILTIE, R.A. AND J. TERBORGH.** 1983. Observations on the Behavior of Rain Forest Peccaries in Perú: Why do White-lipped Peccaries Form Herds? *Zeitschrift für Tierpsychologie* 62:241–255.
- KROFEL, M., T. SKRBINŠEK, AND I. KOS.** 2013. Use of GPS location clusters analysis to study predation, feeding, and maternal behavior of the Eurasian lynx. *Ecological Research* 28:103–116.
- LIZCANO, D. J. AND J. CAVELIER.** 2004. Using GPS Collars to Study Mountain Tapirs (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. *Tapir Conservation* 13:18–23.
- MARTINS, Q., W. G. C. HORSNELL, W. TITUS, T. RAUTENBACH, AND S. HARRIS.** 2011. Diet determination of the Cape Mountain leopards using global positioning system location clusters and scat analysis. *Journal of Zoology* 283:81–87.
- MATTHEWS, A., L. RUYKYS, B. ELLIS, S. FITZGIBBON, D. LUNNEY, M. S. CROWTHER, ET AL.** 2013. The success of GPS collar deployments on mammals in Australia. *Australian Mammalogy* 35:65–83.
- MEERMAN, J. C.** 2007. Establishing a Baseline to Monitor Species and Key Biodiversity Areas in Belize. *Belize Tropical Forest Studies*, Belize, Central America.
- MOEN, R., J. PASTOR, AND Y. COHEN.** 2001. Effects of animal activity on GPS telemetry location attempts. *Alces* 37:207–216.
- MOREIRA-RAMÍREZ, J. F., J. E. LÓPEZ, R. GARCÍA-ANLEU, F. CÓRDOVA, AND T. DUBÓN.** 2015. Tamaño, composición y patrones diarios de actividad de grupos de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, Guatemala. *Therya* 6:469–482.
- MORENO, R. AND N. MEYER.** 2014. Distribution and conservation status of the White-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in Panama. *Suiform Soundings* 13:32–35.
- NIETSCHMANN, B.** 1972. Hunting and fishing focus among the Miskito Indians, eastern Nicaragua. *Human Ecology* 1:41–67.
- NOGUEIRA, S. S. D. C., I.K. FERNANDES, T. S. O. COSTA, S. L. G. NOGUEIRA-FILHO, AND M. MENDEL.** 2015. Does Trapping Influence Decision-Making under Ambiguity in White-Lipped Peccary (*Tayassu pecari*)? *Plos One* 10:e0127868.
- PHILLIPS, K. A., C. R. ELVEY, AND C. L. ABERCROMBIE.** 1998. Applying GPS to the study of primate ecology: A useful tool? *American Journal of Primatology* 46:167–172.
- POLHEMUS, D.A. AND R. H. CARRIE.** 2013. A new species of *Potamocoris* (*Heteroptera: Potamocoridae*) from Belize, and synonymy of the genus *Coleopterocoris*. *Tijdschrift voor Entomologie* 156:141–149.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM.** 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RADACHOWSKY, J., V. H. RAMOS, R. McNAB, E. H. BAUR, AND N. KAZAKOV.** 2012. Forest concessions in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala: A decade later. *Forest Ecology and Management* 268:18–28
- REYNA-HURTADO, R.** 2009. Conservation status of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) outside the Calakmul Biosphere Reserve in Campeche, Mexico: a synthesis. *Tropical Conservation Science* 2:159–172.
- REYNA-HURTADO, R., E. ROJAS-FLORES, AND G. W. TANNER.** 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90:1199–1209.
- REYNA-HURTADO, R. AND G. W. TANNER.** 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37:676–685.

- SAGER-FRADKIN, K. A., K. J. JENKINS, R. A. HOFFMAN, P. J. HAPPE, J. J. BEECHAM, AND R. G. WRIGHT.** 2007. Fix Success and Accuracy of Global Positioning System Collars in Old-Growth Temperate Coniferous Forests. *Journal of Wildlife Management* 71:1298–1308.
- SEAMAN, D. E. AND R. A. POWELL.** 1990. Identifying patterns and intensity of home range use. *Bears: Their Biology and Management* 8:243–249.
- SIGNER, J. AND N. BALKENHOL.** 2015. Reproducible Home Ranges (rhr): A New, User-Friendly R Package for Analyses of Wildlife Telemetry Data. *Wildlife Society Bulletin* 39:358–363.
- SIKES, R. S. AND W. L. GANNON.** 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92:235–253.
- SOWLS, L. K.** 1997. *Javelinas and Other Peccaries: Their Biology, Management, and Use.* Texas A&M University Press.
- STOTT, G.** 2014. Vegetation monitoring in the Bladen Nature Reserve. Ya'axché Conservation Trust, Punta Gorda, Belize, Central America.
- TAYLOR, D. AND L. KATAHIRA.** 1988. Radio telemetry as an aid in eradicating remnant feral goats. *Wildlife Society Bulletin* 16:297–299
- THOMPSON, F. G. AND D. C. DOURSON.** 2013. A new land snail of the genus *Eucalodium* from Belize (Gastropoda: Pulmonata: Urocoptoidea: Eucalodiidae). *The Nautilus* 127:153–155.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, AND G. POWELL.** 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology* 25:261–270.
- TOMKIEWICZ, S. M., M. R. FULLER, J. G. KIE, AND K. K. BATES.** 2010. Global positioning system and associated technologies in animal behaviour and ecological research. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365:2163–2176.

Summited: October 1, 2015

Review: November 25, 2015

Accepted: January 15, 2016

Associated editor: Rafael Reyna

Appendix 1: activity patterns

Methods. From studies in Costa Rica, Peru and Guatemala, white-lipped peccaries are known to be diurnal animals with peak activity during mid-morning and mid-afternoon ([Carrillo et al. 2002](#); [Tobler et al. 2009](#); [Moreira-Ramírez et al. 2015](#)). We expected that white-lipped peccary activity patterns in Belize are similar to those observed elsewhere. We calculated step characteristics using the rhr package and compared movement rates (speed and distance) for different time periods during the day, using only time lags shorter than six hours.

Results. Speed and distance during different time periods during the day did not show the expected pattern of increased mobility during mid-morning and mid-afternoon activity peaks. However, no steps shorter than 6 hrs were available for points with fix time of 9 am or 15 pm, while between two and seven were available for low-activity periods (Table A). This suggests that during the most active periods

Table A. Diurnal variation in step length and speed.

Time of day (h)*	n	Max. speed (km/h)	Mean speed (km/h)	SD speed (km/h)	Median speed (km/h)	Max. distance (m)	Mean distance (m)	SD distance (m)	Median distance (m)
00:00	2	0.08	0.06	0.03	0.06	224.97	172.19	74.64	172.19
03:00	7	0.27	0.06	0.09	0.03	802.11	209.43	279.31	101.76
06:00	3	0.09	0.05	0.04	0.03	277.85	138.00	123.03	89.72
09:00	0	-	-	-	-	-	-	-	-
12:00	1	0.07	0.07	NA	0.07	224.23	224.23	NA	224.23
15:00	0	-	-	-	-	-	-	-	-
18:00	1	0.04	0.04	NA	0.04	119.49	119.49	NA	119.49
21:00	3	0.09	0.04	0.05	0.03	552.09	218.36	291.55	89.76

*Time of day reflects the fix schedule programmed in the GPS-collar. Only steps with $\Delta t < 6$ hours were included.

no successful fixes were obtained, and thus no information on speed or distance is available for these critical times of the day. Therefore, we could not detect any significant signs of increased mobility during the expected activity peaks.

Uso de aguadas y abundancia relativa de *Tapirus bairdii*
en la región de Calakmul, Campeche, México

Pond use and relative abundance of *Tapirus bairdii* in the Calakmul region, Campeche, Mexico

Elisa Sandoval-Serés¹, Rafael Reyna-Hurtado^{*2}, Marcos Briceño-Méndez² y Ruth de la Cerda-Vega¹

¹ Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Km 15.5 Carretera a Nogales Las Agujas, Zapopan 45110, Jalisco, México. E-mail: elisandoval4@hotmail.com (ESS), kokorohime_16@hotmail.com (RCV).

² El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. Av. Rancho, Polígono 2ª Lerma 24500, Ciudad de Campeche, Campeche, México. E-mail: rreyna@ecosur.mx (RRH), mbriceno@ecosur.edu.mx (MBM).

*Corresponding author

Water holes formed by precipitation in Calakmul region southern Mexico are of high importance for the conservation of many endangered species, such is the case of the Central American Tapir (*Tapirus bairdii*). These water holes locally named "aguadas" are the only source of water for wildlife in the dry season. The purpose of this study was to estimate the relative abundance and the use of these "aguadas" by *Tapirus bairdii* in two sites with different conditions: the Calakmul Biosphere Reserve (RBC) a protected area, and the ejido Nuevo Becal (NB) a perturbed site where hunting and other non-timber resources extraction take place. It is expected that in RBC the relative abundance of tapirs and the use of the water holes are higher than in NB. Camera traps were set in nine water holes in NB and nine in RBC in 2014. In addition, in RBC six water holes were monitored since December 2012 until 2013. The relative abundance was calculated as the number of independent photographs divided by the sampling effort per 1,000 traps / night. For the use of water holes analysis, the variables evaluated were: latency (the lapse of time for the tapirs to return to a water hole) and the visit frequency per month. We compare the use of the water holes between seasons and between sites. Relative abundance of tapirs in 2014 was of 37.0 and 6.2 registers/1,000 camera-traps in NB and RBC, respectively (sampling effort: 2,268 days per site). The water holes in NB were significantly more visited than the ones in the RBC ($P < 0.05$). The latency time was of 9.6 days in NB, and 10.8 days in RBC during the dry season, and 39.0 days in NB and 38.5 days in RBC during the wet season. The water holes were visited 1.8 times in NB and 0.3 times in RBC per month in the dry season, and 0.37 times in NB and 0.16 times in RBC in the rainy season. The fact of finding a higher abundance of tapirs in a place where antropogenic perturbation exists and with a higher abundance of water, indicated that water bodies are one of the most important attribute for the conservation of tapirs' population in the region of Calakmul. Moreover, the high index of relative abundance found in an area where human perturbation exists, means that human activities in places where tapir is not hunted, does not have a significant detrimental effect in the tapir's populations. Therefore, the ejido NB is highlighted as a priority area for the conservation of the Centroamerican tapir in Mexico.

En la región de Calakmul en el sur de México, las aguadas (cuerpos de agua formados por la precipitación) son de gran importancia para la conservación de muchas especies que se encuentran en peligro de extinción, como el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*). Estos reservorios constituyen la única fuente de agua para la fauna silvestre durante la estación seca. Los objetivos de este estudio fueron: estimar la abundancia relativa del tapir y la intensidad de uso de las aguadas por *Tapirus bairdii* en en dos sitios contrastantes en cuanto a su disponibilidad de agua, la Reserva de la Biosfera Calakmul (RBC) y el Ejido Nuevo Becal (NB). Al ser un sitio protegido se espera que en la RBC exista una mayor abundancia relativa (AR) de tapires y que el uso de las aguadas sea mayor en la RBC que en el ejido NB. Durante 2014 se monitorearon nueve aguadas en NB y nueve en la RBC. Además, en la RBC se monitorearon seis aguadas con foto-trampeo desde diciembre 2012 y todo el 2013. La AR se calculó como el número de registros fotográficos independientes dividido por el esfuerzo de muestreo por 1,000 trampas/noche. Para el análisis del uso de aguadas se tomó en cuenta la latencia (tiempo que tardan los tapires en regresar a la aguada) y la frecuencia de visitas al mes. Comparamos el uso de aguadas entre temporadas y entre sitios. La abundancia relativa (AR) del tapir en el año 2014 fue de 37.0 y 6.2 registros / 1,000 trampas-noche (esfuerzo de muestreo: 2,268 días en cada sitio de estudio) en NB y RBC, respectivamente. Las aguadas en NB fueron significativamente más visitadas que las de la RBC ($P < 0.05$). La latencia fue de 9.6 y 10.8 días en época seca, y de 39.0 y 38.5 días en época de lluvia, en el ejido NB y en la RBC, respectivamente. Las aguadas fueron visitadas con mayor frecuencia en la época seca que en lluvias en ambos sitios. El hecho de encontrar mayor abundancia de tapires en el sitio donde existe perturbación humana, pero mayor abundancia de agua, señala que las aguadas son el factor fundamental que determina la presencia y abundancia de tapires para la región de Calakmul y el mantenimiento de poblaciones de tapires. Además, los índices de AR altos encontrados pudieran ser un indicio de que las actividades antropogénicas cotidianas (pero donde no existe presión significativa de caza para el tapir, como ocurre en el ejido NB), no están repercutiendo en las poblaciones de tapires. Se identifica al ejido NB como un sitio prioritario para la conservación del tapir centroamericano en México.

Key words: camera-traps; latency; relative abundance; visit frequency.

Introducción

En la región de Calakmul, localizada en la Península de Yucatán en el estado de Campeche al sur de México. Las aguadas (cuerpos de agua formados por la precipitación que retienen el agua debido a las características edáficas calcáreas) son de gran importancia para la conservación de muchas especies de vida silvestre, entre las que se encuentran las que están en peligro de extinción, como el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y para la población humana en la región durante la época seca (Reyna Hurtado *et al.* 2010). Es por ello que las aguadas han sido consideradas como una de las prioridades de conservación del ecosistema, lo que ocasionó que se iniciara su monitoreo en la región de Calakmul desde el año 2008 (Reyna Hurtado *et al.* 2010; Pérez-Cortez *et al.* 2012; Carrillo-Reyna *et al.* 2015).

El tapir centroamericano, tapir de Bairdi, o danta (*T. bairdii*) es una de las cuatro especies vivientes que conforman la Familia Tapiridae (Naranjo 2009). Su alimentación consiste en hojas, frutos, flores y corteza de cientos de especies de plantas (*e. g.* *Brosimum alicastrum*, *Manilkara zapota*, *Cecropia obtusifolia* y *Gramia sp.*), por lo que es un importante dispersor y depredador de muchas de ellas (Pérez-Cortez y Matus-Pérez 2010). Habita en bosques extensos poco perturbados (más de 1,000 ha) y con cuerpos de agua permanentes, son solitarios y principalmente nocturnos (Naranjo 2009). Su ámbito hogareño se ha estimado entre 1 a 4 km² (Foerster y Vaughan 2002; Naranjo 2009) y su densidad poblacional ha sido estimada en 0.12 ind/km² en la Reserva del Triunfo, Chiapas, México (Carbajal-Borges *et al.* 2014). Con base en una extrapolación utilizando densidades obtenidas por distintos autores en diferentes áreas naturales de México, para Calakmul se predice una densidad de 0.10 ind/km² (Naranjo 2009). En el caso específico del tapir, se sabe que la presencia de agua en las aguadas es determinante para su presencia, abundancia y distribución (Reyna Hurtado *et al.* 2010; Pérez-Cortez *et al.* 2012).

Las características biológicas de *T. bairdii*, tales como su baja tasa reproductiva (una cría cada dos o cinco años en condiciones ideales, dado que su gestación dura 13 meses; Emmons y Feer 1997), y su baja densidad de población (menos de un individuo por kilómetro cuadrado; Naranjo 2009), favorecen que factores como la cacería sin control, la transmisión de enfermedades a través del contacto con el ganado y sobre todo la acelerada tasa de deforestación y fragmentación del hábitat afecten severamente a sus poblaciones (Castellanos *et al.* 2008; Naranjo 2009; Naranjo *et al.* 2013), colocándolo como en peligro de extinción en las listas rojas de la UICN (2015) desde el 2002, en el Apéndice I de CITES (2015), en especies prioritarias en la CONABIO (2015), y en peligro de extinción por la NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT 2010). Históricamente esta especie tenía una distribución continua, desde el sureste de México hasta el noroeste de Colombia. En México actualmente sobrevive solamente en grandes áreas boscosas del sureste en los estados de Campeche, Chiapas, Oaxaca, Quintana Roo y Veracruz y ha sido extirpado de los estados de Yucatán y Tabasco (Lira-Torres *et al.* 2005; Naranjo 2009).

Se estima que sobreviven menos de 5,500 individuos adultos en estado silvestre de *T. bairdii* en el mundo (Castellanos *et al.* 2008). Una revisión reciente revela que el tamaño de la población estimada para México es de menos de 2,605 individuos distribuidos de manera aislada en reservas de los estados de Campeche, Quintana Roo, Chiapas, Oaxaca y Veracruz; donde con base en estimaciones de densidad y abundancia, las mayores poblaciones de tapires estarían en Calakmul-Balam-Ku-Balam Kin (Campeche), La Fraylescana y la Selva Lacandona (Chiapas), Uxpanapa (Veracruz), y Los Chimalapas (Oaxaca; Naranjo 2009; Naranjo *et al.* 2015). Para la región de Calakmul, las amenazas para la conservación del tapir son la sequía, la construcción de carreteras, la fragmentación del hábitat y en menor medida la cacería (Tobler *et al.* 2006; Naranjo 2009; Pérez-Cortez y Matus-Pérez 2010; Naranjo *et al.* 2015).

El uso de los recursos naturales disponibles en el ambiente (como es el caso del agua) es un aspecto importante en la ecología de las especies; ya que su abundancia y disponibilidad

determinan la presencia, el tamaño y la distribución de las poblaciones de algunas especies ([Mandujano y Gallina 1995](#); [Foerster y Vaughan 2002](#); [Reyna-Hurtado y Tanner 2007](#); [Pérez-Cortez et al. 2012](#); [Briceño-Méndez et al. 2014](#)). Los tapires no solamente utilizan los cuerpos de agua para beber, sino también para bañarse y refrescarse durante el día, así como para protegerse contra depredadores como el jaguar ([Naranjo 2009](#)).

En la región de Calakmul existe el área protegida de bosque tropical más grande de México: La Reserva de la Biosfera Calakmul (RBC). Ésta Reserva no solamente protege la mayor extensión de bosque tropical caducifolio en el país, sino que también forma parte del Corredor Biológico Mesoamericano. Asimismo, existen bosques comunales (ejidos) que conservan las partes contiguas a la RBC, como es el caso del ejido Nuevo Becal (NB). Estas áreas son igualmente importantes para la conservación de la biodiversidad, ya que mantienen la conectividad entre las diferentes áreas naturales en la península de Yucatán ([Vester et al. 2007](#)). En este estudio comparamos el uso de aguadas y la abundancia relativa del tapir entre la RBC y el ejido NB.

Con el fin de proponer recomendaciones de conservación y de manejo se necesita obtener información del comportamiento de los tapires respecto al uso que hacen de las aguadas, generando a su vez información básica para avanzar en el conocimiento elemental de la especie. Los objetivos de este estudio fueron: 1) estimar la abundancia relativa de *T. bairdii* en el ejido NB y en la RBC a través del uso de aguadas y 2) evaluar la intensidad de uso de las aguadas por *T. bairdii* en el ejido NB y la RBC. Debido a que en el ejido NB existe perturbación humana incluida la cacería (aunque el tapir no es la especie preferida; [Reyna-Hurtado y Tanner 2007](#)), se espera que las abundancias relativas de tapires y que el uso de aguadas sea menor comparado con la RBC. Además, se presume que los tapires visitarán con mayor frecuencia las aguadas en época seca, debido a que hay menos disponibilidad de agua.

Materiales y métodos

Área de estudio. El municipio de Calakmul se ubica en el sureste del estado de Campeche, México. Las elevaciones varían entre 100 y 380 m ([García-Gil 2003](#)). Predomina el clima cálido sub-húmedo con lluvias en verano y con menos de 60 mm de precipitación en el mes más seco. La temperatura media anual es de 24.6 °C ([García et al. 1988](#)) y la precipitación anual varía de 500 a 2,500 mm. En esta región se encuentran numerosos cuerpos de agua llamados localmente “aguadas” que son reservorios importantes de agua debido a la ausencia de una red hidrológica superficial permanente ([García-Gil 2003](#)). Dentro del municipio de Calakmul se encuentran los dos sitios de estudio, la porción sur de la Reserva de la Biosfera de Calakmul y el ejido Nuevo Becal (Figura 1).

La Reserva de la Biosfera de Calakmul (RBC) fue establecida en 1989 y tiene una extensión de 7,231 km² ([Morales-Rosas y Rueda 2001](#); [CONANP 2015](#)) y se ubica en las coordenadas siguientes 18.321998 N, -89.860564 W. El ejido Nuevo Becal (NB) se ubica adyacente a la porción noreste de la RBC en las coordenadas 18.692099 N, -89.251191 W. El ejido tiene una extensión de 520 km² de los cuales 250 km² están destinados como área forestal permanente, donde solo se permite el aprovechamiento forestal y la cacería; se estima que aproximadamente 80 % del ejido aún conserva cobertura forestal en buen estado de conservación ([Reyna-Hurtado 2009](#)). La vegetación que existe en la RBC y en ejido NB incluye selvas medianas sub-perennifolias, selvas bajas inundables sub-perennifolias, selvas bajas secas y vegetación secundaria ([Pennington y Sarukhán 1998](#)). Se estima que en los ejidos que rodean a la RBC existe una mayor proporción de selvas medianas sub-perennifolia y altas que en la propia Reserva donde hay abundancia de selvas medianas y bajas sub-caducifolias ([Vester et al. 2007](#)).

Trabajo en campo. De febrero a diciembre de 2014 se monitorearon con foto-trampeo nueve cuerpos de agua (siete aguadas y dos corrientes de agua) en el ejido NB y nueve aguadas en la

RBC. Adicionalmente, de diciembre de 2012 a diciembre del 2013 se monitorearon seis aguadas en la RBC. Se utilizaron cámaras-trampa RECONYX (Hyperfire HC600 y HC800) Inc. Las aguadas monitoreadas en la RBC fueron: "Calakmul" (CA), "Aguadaverde" (AV), "Atrás Baños" (AB), Bonfil (BO), "Km46", "Ficus Grande" (FG), "Dos Aguadas" (DA), "Griselda" (GR), y "Km20"; y en ejido NB: "Zopilote Rey" (ZR), "Corriente Tres Reyes" (CTR), "el Naranjal" (NA), "Potrero Tres Reyes" (PTR), "Dos Lagartos" (DL), "el Tintal" (TI), "Lechugal" (LE), "Puerto Veracruz" (PV) y "Chumaquil" (CH). Las cámaras se colocaron al borde de la aguada a 50 cm del suelo en un árbol situado en el que se juzgó en ese momento el lugar con la mayor probabilidad de capturar fotográficamente el tapir. Cabe aclarar que debido a la disponibilidad limitada de cámaras y con el fin de que en todas las aguadas existiera el mismo esfuerzo de muestreo, solo se colocó una cámara trampa por aguada. Las aguadas monitoreadas tienen un diámetro de 5 a 400 m, y se localizan al menos a 1 km de distancia una de la otra. Sin embargo, observaciones preliminares de individuos y huellas en el sitio indican que los tapires utilizan caminos preestablecidos para entrar a las aguadas (N. Arias y R. Reyna-Hurtado pers. obs.) y la densidad de estos caminos no aumenta proporcionalmente con el tamaño de las aguadas, existiendo generalmente uno o dos caminos por aguada y fue en estos caminos preestablecidos donde se colocaron las cámaras. Debido a lo anterior, consideramos que nuestro sistema de muestreo es adecuado para diferentes tamaños de aguadas.

Trabajo de gabinete. Para estimar la abundancia relativa (AR) del tapir en el ejido NB y en la RBC se tomó en cuenta solamente el año 2014 (de febrero a diciembre), donde se realizó un esfuerzo de muestreo de 2,268 días por región (252 días por aguada: 9 aguadas en el ejido NB y 9 en la RBC). El criterio de registro fotográfico independiente (RF) fue de un registro por individuo fotografiado por aguada, cada 24 horas. Sin embargo, cuando en la misma aguada se fotografiaron individuos claramente diferentes en el mismo día (e. g. diferente sexo, edad, o cicatrices distintivas), cada individuo identificado se consideró como un registro por separado. El índice de abundancia de registros fotográficos o AR se calculó como el número de registros fotográficos independientes

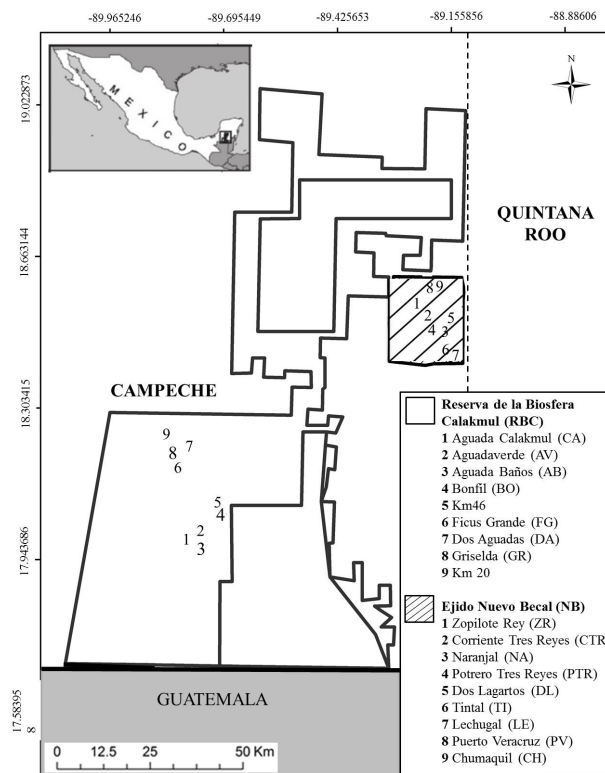


Figura 1. Ubicación de la Reserva de la Biosfera Calakmul y del ejido Nuevo Becal, y localización de las aguadas monitoreadas en ambos sitios de estudio.

dividido por el esfuerzo de muestreo por 1,000 trampas/noche (Trolle et al. 2008). Además, se realizó una prueba no paramétrica de Mann-Whitney para comparar la AR de NB con la de la RBC.

Se ha demostrado que el uso de cámaras trampa permite estimar el tiempo y la frecuencia de visita de algunas especies en un lugar en específico (Claridge et al. 2004). Respecto al estudio del uso de las aguadas por *T. bairdii*, este es el primer trabajo que analiza el uso de éstos cuerpos de agua tomando en cuenta las siguientes variables: 1) la latencia, definida como el tiempo que tardan los tapires en regresar a las aguadas; 2) la frecuencia de visita, que se define como el número promedio de veces que los tapires visitan la aguada en un mes. Para analizar la latencia en la RBC se tomaron en cuenta todos los datos desde diciembre 2012 hasta diciembre 2014. Sin embargo, para analizar la frecuencia de visita y estimar la AR solo se tomaron en cuenta los meses del año 2014. Es importante mencionar que la determinación del uso de los cuerpos de agua por los tapires, sólo se basó en el sitio específico de la estación de foto-trampeo de cada aguada, y no en el monitoreo completo de la aguada en toda su extensión, esto debido a que sólo se colocó una cámara trampa por aguada, existiendo la posibilidad de ignorar otros individuos que pueden haber visitado la aguada en su otro extremo. Consideramos que esta probabilidad es similar en todas las aguadas debido al comportamiento observado de los tapires de visitar las aguadas a través de caminos específicos (N. Arias y R. Reyna-Hurtado obs. pers.).

Se obtuvo el promedio de latencia y frecuencia de visita por tapires en las aguadas de la RBC y el ejido NB. Además, se realizaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis seguidas por una prueba *post-hoc* usando el Método de Dunn para comparar la latencia y frecuencia de visita entre las aguadas de cada sitio. Cabe mencionar que para los análisis de la latencia solo se compararon aquellas aguadas con más de dos registros independientes. También se realizaron pruebas no paramétricas de Mann-Whitney para comparar la latencia y frecuencia de visita entre temporadas – lluvias (junio a noviembre) y secas (diciembre a mayo) y entre sitios (la RBC y ejido NB).

Resultados

Abundancia relativa. La AR estimada en todas las aguadas evaluadas fue mayor en el ejido Nuevo Becal que en la RBC. En las aguadas del ejido NB se estimó un índice de 37 registros independientes por 1,000 días cámara-trampa (total de 2,268 días / trampa) contra 6.2 registros independientes por 1,000 días-cámara trampa (total de 2,268 días/trampa) en la RBC. Estos resultados fueron estadísticamente distintos ($T = 113.500$, $P = 0.014$, $g. l. = 8$).

Uso de aguadas: Latencia. Los tapires visitaron los cuerpos de agua en NB cada 9.60 (± 18.49) días en la época seca, mientras que en la época lluviosa la visita de los tapires a las aguadas fue de cada 39.25 (± 53.52) días. En las aguadas de la RBC, los tapires regresaron cada 10.86 (± 14.47) días en seca y cada 38.56 (± 54.2) días en lluvia (Tabla 1).

En la RBC no hubo diferencias significativas en el uso de aguadas. Es decir, todas las aguadas fueron visitadas con la misma frecuencia y con periodos de ausencia similares (latencia: $H = 1.83$; frecuencia: $H = 11.6$, los dos factores con una $P > 0.05$); e indistintamente utilizadas entre temporadas (latencia: $T = 256$; frecuencia: $T = 1,741$, los dos factores con una $P > 0.05$).

En la comparación entre aguadas en NB, se encontró que sí hubo diferencias significativas entre las latencias de las aguadas ($H = 30.88$; $P < 0.001$); siendo la aguada

“NA” el cuerpo de agua en donde los tapires tardaron significativamente ($P < 0.05$) menos tiempo en regresar (latencia promedio de dos días; Figura 2). Respecto a la comparación entre temporadas, en NB los tapires tardaron significativamente menos tiempo en regresar a las aguadas en época de secas que en lluvias ($T = 1109$; $P = 0.002$; Tabla 1). Al comparar el uso de aguadas entre la RBC y el ejido NB, los resultados mostraron que no hubo diferencias significativas respecto a la latencia ($T = 3,074$; $P > 0.05$).

Frecuencia de visita. Los tapires visitaron las aguadas del ejido NB 1.8 (± 3.22) veces al mes en secas y 0.37 (± 0.90) veces en lluvias; y visitaron las aguadas en la RBC 0.3 (± 0.68) veces y 0.17 (± 0.50) veces al mes en secas y lluvias respectivamente (Tabla 1). En la comparación de la frecuencia de visita entre las aguadas sí hubo diferencias significativas ($H = 20.85$; $P < 0.05$); la aguada “NA” fue la más visitada (3.8 veces al mes en promedio), pero no fue estadísticamente distinta a las demás, en cambio la aguada “TI” (visitada 2.5 veces al mes) fue estadísticamente diferente a las aguadas menos visitadas que fueron “CH” y “DL” (0.1 y 0.2 veces al mes, respectivamente; $P < 0.05$; Tabla 2). Respecto a la comparación entre temporadas, tuvieron significativamente una mayor frecuencia de visita en los meses de la época de secas que en los meses de lluvia ($T = 2365$; $P < 0.001$; Tabla 1).

Por último, al comparar el uso de aguadas entre la RBC y el ejido NB en la frecuencia de visita, sí hubo diferencias significativas entre sitios ($T = 7326$; $P = 0.001$), siendo más visitadas las aguadas de NB que las aguadas de la RBC (Figura 3). Es importante mencionar que algunas aguadas fueron visitadas de manera diferente entre temporadas. Por ejemplo, en la RBC la aguada “DA” fue visitada solamente en lluvias, mientras que la aguada “Km46” fue visitada solo en secas; en cuanto a las aguadas de NB se pudo observar que la aguada “NA” tuvo una frecuencia de visita muy alta en la época de secas pero no fue visitada en lluvias; sin embargo, la “TI” fue una aguada muy visitada tanto en época lluviosa como en secas (Tabla 2).

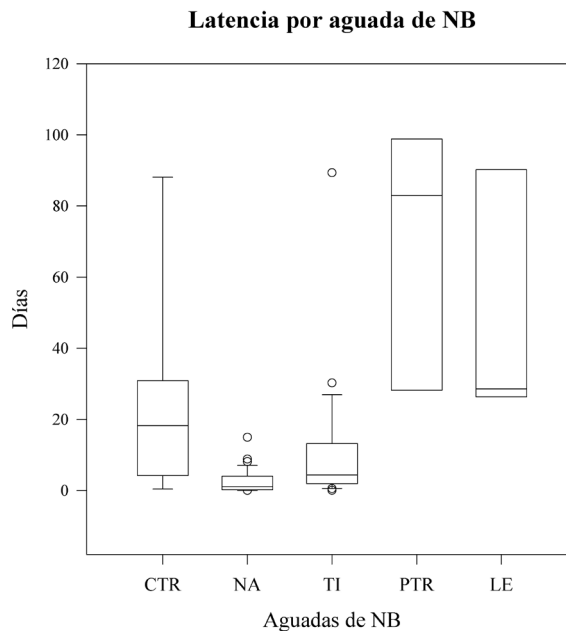


Figura 2. Latencia por aguada en el ejido Nuevo Becal. Las aguadas analizadas estadísticamente fueron: la Corriente Tres Reyes = CTR, el Naranjal = NA, el Tintal = TI, el Potrero Tres Reyes = PTR, y el Lechugal = LE. Solamente el Naranjal fue la aguada estadísticamente diferente a las demás, siendo ésta donde los tapires tardaban menos días en regresar ($P < 0.05$). En la figura se muestra la posición de la mediana (línea central al interior del cuadro) y la distribución alrededor de la misma (con el 50 % de los datos representados dentro del cuadro y el resto en la línea vertical). Los círculos representan los puntos externos (“outliers”).

Tabla 1. Uso de las aguadas por *Tapirus bairdii* en el ejido Nuevo Becal (NB) y en la Reserva de la Biósfera Calakmul (RBC). En la tabla se muestra el promedio y la desviación estándar de la latencia y frecuencia de visita por los tapires en las aguadas de NB y RBC en dos épocas distintas: lluviosa y seca. * Indica que hubo diferencias significativas ($P < 0.05$).

Uso de las aguadas por <i>Tapirus bairdii</i>	Latencia (días)	Frecuencia de visita al mes
Ejido Nuevo Becal		
Seca	9.60 (\pm 18.49)* $P = 0.002$	1.8 (\pm 3.22)* $P < 0.001$
Lluviosa	39.25 (\pm 53.52)*	0.37 (\pm 0.90)*
Reserva de la Biósfera Calakmul		
Seca	10.86 (\pm 14.47) $P = 0.169$	0.31 (\pm 0.68) $P = 0.178$
Lluviosa	38.56 (\pm 54.2)	0.17 (\pm 0.50)

Discusión

Abundancia relativa. Contrario a lo esperado la AR del tapir en el año 2014 fue mucho mayor en el ejido NB que en la RBC. Estos resultados obtenidos con fototrampeo coinciden con los resultados obtenidos con transectos de rastros y huellas en el estudio de [Reyna-Hurtado y Tanner 2007](#). Además, la AR de tapires en NB (37 registros independientes / 1,000 trampas-noche), el cual es un sitio donde existe aprovechamiento forestal, no solo resultó ser mucho mayor a la RBC, sino también fue mayor a la de otras áreas naturales protegidas de México como son: la Reserva de la Biósfera de El Triunfo, Chiapas (13 registros / 1,000 trampas-noche; [Carbajal-Borges et al. 2014](#)) y los Chimalapas, Oaxaca (8.23 registros / 1,000 trampas-noche; [Lira-Torres y Briones-Salas 2012](#); [Lira-Torres et al. 2014](#)). Cabe aclarar que en este estudio se utilizaron las aguadas para estimar la AR del tapir, mientras que en los otros estudios la AR no se estimó utilizando cuerpos de agua, lo cual quizás pueda explicar las diferencias.

En general, se ha encontrado una menor abundancia relativa de tapires en sectores con un mayor impacto humano, como senderos ecoturísticos o áreas de cultivo ([Tobler et al. 2006](#)). Sin embargo, los tapires no evitan completamente las áreas con actividades antropogénicas, ya que también pueden hacer uso de caminos y cultivos o zonas de vegetación secundaria ([Tobler 2002](#); [Lira-Torres et al. 2004](#); [Reyna-Hurtado y Tanner 2005](#); [Tobler et al. 2006](#)). Esto puede deberse a que aunque exista aprovechamiento forestal, los tapires pueden retraerse por un tiempo en áreas no perturbadas, y posteriormente, pasado el disturbio regresar al área donde hubo el aprovechamiento forestal ([Tobler et al. 2006](#)). Se piensa que el tapir puede habitar zonas perturbadas, mientras no sea una presa preferida de cacería, y existan selvas en

Tabla 2. Frecuencia de visita promedio al mes en el año 2014. Las aguadas monitoreadas en Nuevo Becal (NB) fueron: "Zopilote Rey" (ZR), "Corriente Tres Reyes" (CTR), "el Naranja" (NA), "Potrero Tres Reyes" (PTR), "Dos Lagartos" (DL), "el Tintal" (TI), "Lechugal" (LE), "Puerto Veracruz" (PV), y "Chumaquil" (CH); y en la Reserva de la Biósfera Calakmul (RBC): "Calakmul" (CA), "Aguadaverde" (AV), "Atrás Baños" (AB), Bonfil (BO), "Km46", "Ficus Grande" (FG), "Dos Aguadas" (DA), "Griselda" (GR) y "Km20".

Aguadas de NB	Frecuencia de visitas al mes	Aguadas de RBC	Frecuencia de visitas al mes
ZR	0.3	CA	0.1
CTR	0.9	AV	0.5
NA	3.8	AB	0.1
PTR	0.5	BO	0.2
DL	0.2	Km46	0.3
TI	2.5	FG	0.0
LE	0.5	DA	0.7
PV	0.3	GR	0.1
CH	0.1	Km20	0.0

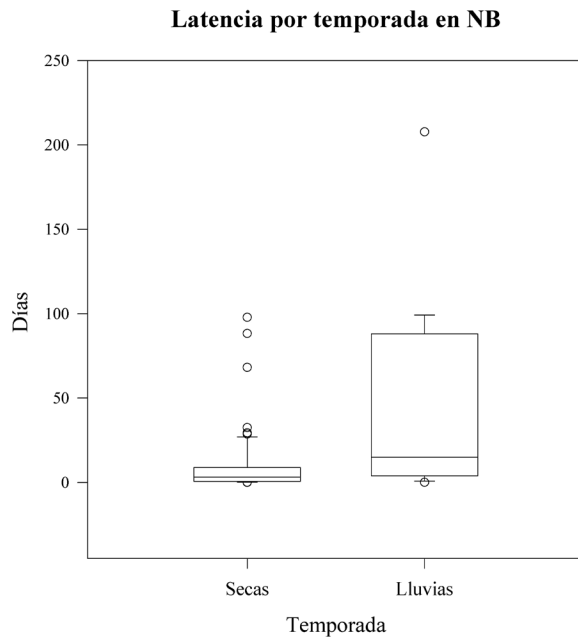


Figura 3. Frecuencia de visita de aguadas en la Reserva de la Biosfera de Calakmul (RBC) y del ejido Nuevo Becal (NB). Hubo significativamente una mayor frecuencia de visita por los tapires en las aguadas del ejido Nuevo Becal que en las aguadas de la Reserva ($P < 0.05$). En la figura se muestra la posición de la mediana (línea central al interior del cuadro) y la distribución alrededor de la misma (con el 50 % de los datos representados dentro del cuadro y el resto en la línea vertical). Los círculos representan los puntos externos ("outliers").

buen estado de conservación adyacentes a las zonas de cultivo o de aprovechamiento forestal selectivo (Foerster y Vaughan 2002; Tobler *et al.* 2006; Reyna-Hurtado y Tanner 2007; Carrillo-Reyna *et al.* 2015).

Por otro lado, en este estudio los resultados de la AR de tapires en la RBC (6.2 individuos / 1,000 trampas-noche) son menores a lo encontrado por otros autores en la misma reserva, donde Carrillo-Reyna *et al.* 2015 encontró 17 registros / 1,000 trampas-noche, y Pérez-Cortez *et al.* 2012 encontraron 38 registros / 1,000 trampas-noche. Esta discrepancia puede ser debida a que su muestreo se basó solamente en los meses de marzo a julio, que comprende la época seca principalmente.

Uso de aguadas. Los patrones de actividad, el desplazamiento y el uso del hábitat en varios mamíferos son influenciados por la variación espacial y temporal de la disponibilidad del agua (Rautenstrauch y Krausman 1989; Mandujano y Gallina 1995, Morgart *et al.* 2005; Marshal *et al.* 2006; Briceño-Méndez *et al.* 2014). A veces, es posible encontrar que distintas poblaciones de ungulados tienen patrones generales de uso del agua (Pérez-Cortez *et al.* 2012, Marshal *et al.* 2006, Larsen *et al.* 2012).

La importancia del agua como recurso para la selección del hábitat ha sido documentada anteriormente en ungulados (Reyna-Hurtado y Tanner 2005; Reyna-Hurtado y Tanner 2007; Simpson *et al.* 2011; Pérez-Cortez *et al.* 2012; Briceño-Méndez *et al.* 2014). En la RBC no se detectaron diferencias significativas en la preferencia de aguadas por los tapires, mientras que en el ejido NB un par de aguadas sobresalieron en cuanto a su uso por parte de los tapires.

La preferencia del uso de aguadas en NB, puede ser explicada por diversas características propias de las aguadas como: su tamaño, su vegetación circundante, su ubicación y su proximidad a otros cuerpos de agua; también ésta preferencia podría deberse a la influencia de los seres humanos en las mismas, o a factores ecológicos como interacciones con otras especies. Se sabe que aquellos cuerpos de agua que tienen

más antigüedad y que son permanentes, tienden a ser más utilizados que aquellos más recientes y temporales (Marshall et al. 2006; Mckee 2012), esto ocurre principalmente para los animales que son adultos (Marshall et al. 2006), como los aquí estudiados. Además, la disponibilidad del agua está influenciada por el tipo de vegetación que rodea el cuerpo de agua (Larsen et al. 2012). Específicamente algunas de las razones para explicar la preferencia del uso de las aguadas NA y TI por los tapires son principalmente, que se encuentran en selvas bajas inundables, uno de los tipos de vegetación preferido por los tapires (Reyna-Hurtado y Tanner 2005), y además son cuerpos de agua permanentes. Para poder responder qué factores específicos determinan la preferencia de los tapires por ciertas aguadas se necesitarían más estudios al respecto.

Los estudios que involucran el uso de cuerpos de agua por las poblaciones animales, deben considerar que la demanda de agua fisiológica cambia entre temporadas (Larsen et al. 2012). En la época lluviosa los cuerpos de agua pueden no ser un factor tan influyente y relevante en el comportamiento de los animales, pero en la época seca generalmente sí lo es (Mandujano y Gallina 1995, Marshall et al. 2006). En la región de Calakmul se encontró, justo como se esperaba, que los tapires hacen un mayor uso de las aguadas en la estación seca. Esto se debe básicamente a que en época de secas existe menos precipitación, por lo tanto existe una mayor escasez de agua en el ambiente (Reyna Hurtado et al. 2010) y la necesidad de los tapires para encontrar agua es mayor.

Es interesante observar que la comparación de dos sitios distintos en la región de Calakmul, demuestra que en general existe el mismo comportamiento del uso de aguadas por los tapires entre ambos sitios (RBC y NB), a pesar de que la RBC es menos húmeda y tiene una menor AR de tapires que el ejido NB. Esto quiere decir que los tapires tienen el mismo comportamiento de uso y visita de cuerpos de agua en la región de Calakmul, sin importar diferencias ambientales y ecológicas del lugar.

Perspectivas de conservación. Las problemas de conservación, específicamente para el tapir, en la RBC son la reducción del tamaño del ecosistema debido a la constante pérdida del hábitat y la pérdida de la conectividad entre áreas naturales (Vester et al. 2007; Naranjo 2009). Es por ello que uno de los aspectos importantes para la conservación del tapir es que se conserve un bosque continuo entre las áreas naturales protegidas, como la RBC, con sus ejidos contiguos, como es NB.

Los mecanismos que influyen en la dinámica de las poblaciones densodependientes están fuertemente ligados a la disponibilidad de los recursos (como es el agua) en el ecosistema. Es por ello cualquier estrategia de conservación del tapir debe incluir la protección de cuerpos de agua (Foerster y Vaughan 2002; Naranjo 2009), como son las aguadas de la región de Calakmul (Reyna-Hurtado y Tanner 2007; Reyna Hurtado et al. 2010; Pérez-Cortez et al. 2012; Carrillo-Reyna et al. 2015).

Específicamente para la región de Calakmul, se debe de dar prioridad en la conservación de las aguadas el NA y el TI en el ejido NB, y en las aguadas de AV y DA en la RBC, ya que éstas fueron las más visitadas en época seca y lluviosa, respectivamente. Es importante promover la conservación de las aguadas a través de programas de manejo y ecoturismo que involucren la participación y protección de parte de los habitantes locales. Mientras exista el agua como recurso y se asegure libre acceso a la fauna, la población de tapires se conservará en las zonas ejidales.

El hecho de encontrar mayor abundancia de tapires en el sitio donde existe perturbación humana pero mayor abundancia de agua, señala que las aguadas

pueden ser el factor fundamental para el mantenimiento de poblaciones de tapires en la región de Calakmul, además los índices de AR altos encontrados pudieran ser un indicio de que las actividades humanas cotidianas en el ejido, que incluyen cacería, si bien no de tapires, no están repercutiendo en sus poblaciones. En este sentido se identifica a NB como un sitio prioritario para la conservación del tapir centroamericano en México y como un ejemplo de la importancia de los bosques comunitarios en la conservación de especies en peligro de extinción.

Agradecimientos

Agradecemos a la Dirección de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche y autoridades del ejido Nuevo Becal por la disposición para el desarrollo de este trabajo. A El Colegio de la Frontera Sur por apoyo logístico, financiero y de gabinete. A la Universidad McGill (Montreal, Canadá) por apoyo en equipo fotográfico. A los colaboradores en el trabajo de campo: N. Arias-Domínguez, R. Escalante, G. Castillo-Vela, W. Martínez, J. F. Moreira, y N. Carrillo-Reyna. A C. Chapman por apoyo con equipo y asesoría académica. A CONACyT proyecto 182336 Ciencia Básica 2012 apoyado a RRH por su apoyo financiero para trabajo de campo. Agradecemos a dos revisores anónimos y a C. Lorenzo por su gran ayuda en la revisión de este manuscrito.

Literatura citada

- BRICEÑO-MÉNDEZ, M. A., R. REYNA-HURTADO, S. CALME, Y G. GARCÍA-GIL.** 2014. Preferencias de hábitat y abundancia relativa de *Tayassu pecari* en un área con cacería en la región de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:242–250.
- CARBAJAL-BORGES, J. P., O. GODÍNEZ-GÓMEZ, Y E. MENDOZA.** 2014. Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science* 7:100–114.
- CARRILLO-REYNA, N. L., R. REYNA-HURTADO, Y B. SCHMOOK.** 2015. Abundancia relativa y selección de hábitat de *Tapirus bairdii* en las reservas de Calakmul y Balam Ku, Campeche. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:202–207.
- CASTELLANOS, A., C. FOERSTER, D. J. LIZCANO, E. NARANJO, E. CRUZ-ALDAN, I. LIRA-TORRES, R. SAMUDIO, S. MATOLA, J. SCHIPPER Y J. GONZALEZ-MAYA.** 2008. *Tapirus bairdii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T21471A9284327. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21471A9284327.en>. Downloaded on 24 January 2016.
- CITES (CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE ESPECIES AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES).** 2015. Disponible en: <http://www.cites.org/esp/index.shtml> Fecha de consulta: 31 de marzo de 2015.
- CLARIDGE, A. W., G. MIFSUD, J. DAWSON, Y M. J. SAXON.** 2004. Use of infrared digital cameras to investigate the behavior of cryptic species. *Wildlife Research* 31:645–650.
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD).** 2015. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/> Fecha de consulta: 20 Junio de 2015.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS).** 2015. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible en: <http://www.conanp.gob.mx/> Fecha de consulta: 20 Junio de 2015.
- EMMONS, L. H., Y E. FEER.** 1997. Neotropical rainforest mammals: A field guide. 2nd edition. University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- FOERSTER, C. R., Y C. VAUGHAN.** 2002. Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423–437.

- GARCÍA, E.** 1988. Adaptación del sistema climatológico de Köppen a la República Mexicana. D. F. México.
- GARCÍA-GIL, G.** 2003. Colonización humana reciente y formación del paisaje agrario en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México. Tesis de Doctorado. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- LARSEN, R. T., J. A. BISSONETTE, J. T. FLINDERS, Y J. C. WHITING.** 2012. Framework for understanding the influences of wildlife water developments in the western United States. *California Fish and Game* 98:148–163.
- LIRA-TORRES, I., E. J. NARANJO-PIÑERA, D. M. GÜIRIS-ANDRADE, Y E. CRUZ-ALDÁN.** 2004. Ecología de *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) en la Reserva de la Biosfera el Triunfo (polígono I), Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 20:1–21.
- LIRA-TORRES, I., E. J. NARANJO-PIÑERA, M: A. REYES-CHARGOY.** 2005. Ampliación del área de distribución de *Tapirus bairdii*, Gill 1865. Perissodactyla, Tapiridae, en Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 21:107-110.
- LIRA-TORRES, I., Y M. BRIONES-SALAS.** 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28:566–585.
- LIRA-TORRES, I, M. BRIONES-SALAS Y G. SANCHEZ-ROJAS.** 2014. Abundancia relativa, estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del tapir centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la Selva de Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62:1407–1419.
- MANDUJANO, S., Y S. GALLINA.** 1995. Disponibilidad de agua para el venado cola blanca en un bosque tropical caducifolio de México. *Vida Silvestre Neotropical* 4: 107-118.
- MARSHAL, J. P., V. C. BLEICH, P. R. KRAUSMAN, M. L. REED, Y N. G. ANDREW.** 2006. Factors affecting habitat use and distribution of mule deer in an arid environment. *Wildlife Society Bulletin* 34:609–619.
- MCKEE, C. J.** 2012. Spatial patterns and population performance of mule deer: Responses to water provisioning in Mojave National Preserve, California. M. S. thesis. University of Nevada-Reno. Reno, EE.UU.
- MORALES-ROSAS, J., Y S. M. RUEDA.** 2001. Fuentes de impacto, Necesidades de Investigación Científica y Monitoreo en Calakmul, Campeche. Pronatura Península de Yuca-tan, AC and The Nature Conservancy, Merida, Mexico.
- MORGART, J. R., J. J. HERVERT, P. R. KRAUSMAN, J. L. BRIGHT, Y R. S. HENRY.** 2005. Sonoran pronghorn use of anthropogenic and natural water sources. *Wildlife Society Bulletin* 33:51–60.
- NARANJO, E. J.** 2009. Ecology and Conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:140–158.
- NARANJO, E. J., S. A. AMADOR, F. A. FALCONI, Y R. REYNA-HURTADO.** 2013. Conocimiento integral del tapir (*Tapirus bairdii*) y el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. Reporte para Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.
- NARANJO, E. J., S. A. AMADOR-ALCALÁ, F. A. FALCONI-BRIONES, Y R. REYNA-HURTADO.** 2015. Distribución , abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6:227–249.
- PENNINGTON, T., Y J. SARUKHÁN.** 1998. Árboles Tropicales de México. UNAM-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- PÉREZ-CORTEZ, S., Y E. S. MATUS-PÉREZ.** 2010. El tapir *Tapirus bairdii* en la región sureste del Área de Protección de Flora y Fauna Bala'an Ka'ax, Quintana Roo, México. *Therya* 1:137–144.
- PÉREZ-CORTEZ, S., P. L. ENRÍQUEZ, D. E. SIMA-PANTI, R. REYNA-HURTADO, Y E. J. NARANJO.** 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii*

- en la selva de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:753–761.
- RAUTENSTRAUCH, K., y P. KRAUSMANN.** 1989. Influence of water availability on rainfall and movements of desert mule deer. *Journal of Mammalogy* 70:197–201.
- REYNA-HURTADO, R.** 2009. Conservation status of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) outside the Calakmul Biosphere Reserve in Campeche, Mexico: a synthesis. *Tropical Conservation Science* 2:159–172.
- REYNA-HURTADO R., y G. W. TANNER.** 2005. Habitat Preferences of Ungulates in Hunted and Nonhunted Areas in the Calakmul. *Biotropica* 37:676–685.
- REYNA-HURTADO R., y G. W. TANNER.** 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16:743–756.
- REYNA-HURTADO R. Á., G. O'FARRILL, D. SIMA, M. ANDRADE, A. PADILLA, y L. SOSA.** 2010. Las aguadas de Calakmul. *CONABIO/Biodiversitas* 93:1–5.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-Ecol-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, 30 diciembre 2010.
- SIMPSON, N. O., K. M. STEWART, y V. C. BLEICH.** 2011. What have we learned about water developments for wildlife? Not enough! *California Fish and Game* 97:190–209.
- TOBLER, M. W.** 2002. Habitat Use and Diet of Baird's Tapirs (*Tapirus bairdii*) in a Montane Cloud Forest of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Biotropica* 34:468–474.
- TOBLER, M. W., E. J. NARANJO, y I. LIRA-TORRES.** 2006. Habitat Preference, Feeding Habits and Conservation of Baird's Tapir in Neotropical Montane Oak Forests. Pp. 347–359 en *Ecological Studies* (Kappelle, M., ed.). Vol. 185. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Berlin, Alemania.
- TROLLE, M., A. J. NOSS, L. J. CORDEIRO, y L. F. OLIVEIRA.** 2008. Brazilian Tapir Density in the Pantanal: A Comparison of Systematic Camera-Trapping and Line-Transect Surveys. *Biotropica* 40:211–217.
- UICN (UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA).** Disponible en: www.iucnredlists.org. Fecha de consulta: 10 de junio de 2015.
- VESTER, H. F. M., D. LAWRENCE, J. R. EASTMAN, B. L. TURNER, S. CALMÉ, R. DICKSON, C. POZO, y F. SANGERMANO.** 2007. Land change in the southern Yucatán and Calakmul Biosphere Reserve: Effects on habitat and biodiversity. *Ecological Applications* 17:989–1003.

Submitted: October 20, 2015

Reviewed: December 10, 2015

Accepted: January 11, 2016

Associated editor: Consuelo Lorenzo

**Importancia de las aguadas para el pecarí de labios blancos
(*Tayassu pecari*) en la Selva Maya, Guatemala**

Importance of waterholes for white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the Selva Maya, Guatemala

José Fernando Moreira-Ramírez^{1,4*}, Rafael Reyna-Hurtado¹, Mircea Hidalgo-Mihart², Eduardo Naranjo¹, Milton C. Ribeiro³, Rony García-Anleu⁴, Melvin Mérida⁴ y Gabriela Ponce-Santizo⁴

¹ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. Avenida Rancho Polígono 2A, Ciudad Industrial, Lerma 24500. Ciudad de Campeche, Campeche, México. E-mail: jfmoreira@ecosur.edu.mx (JFMR), reyna@ecosur.mx (RRH), enaranjo@ecosur.mx (EN) Tel. 9811051708 Fax: 9811273720

² División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, km 0.5, Carretera Villahermosa-Cárdenas, 86039. Villahermosa, Tabasco, México. E-mail: mirceahidalgo1@hotmail.com (MHM)

³ Departamento de Ecología, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo, 13506-900, Brasil. E-mail: mcr@rc.unesp.br (MR)

⁴ Wildlife Conservation Society, programa para Guatemala. Avenida 15 de marzo casa 3, Flores. Petén, Guatemala. E-mail: rgarcia@wcs.org (RGA), mmerida@wcs.org (MM), gponce@wcs.org (GPS)

*Corresponding author

Water is considered an essential nutrient for wildlife and, when not in the proper proportion, can be a limiting factor to populations. Differences in water dependency among ungulate species can arise through a variety of physiological, morphological and behavioral mechanisms employed in maintaining the balance of temperature and water. The white-lipped peccary forms large and cohesive groups of 10 to over 300 individuals inhabiting dense tropical forests. Our objectives were to describe the use of waterholes by white-lipped peccaries groups in a humid site of the Selva Maya and evaluate the effect of humidity may have on the visit frequency, group size and activity patterns. From June to August 2014 and February to April 2015 seven waterholes were monitored using digital camera traps. The visit frequency was estimated by dividing the number of events between 1,000 sampling effort traps night. The minimum group size and age structure were estimated for each separate event. Activity patterns were estimated at one-hour intervals for the dry and rainy seasons. Forty-seven and 185 separate events for the rainy and dry season respectively were obtained. The sampling effort in each period was 630 traps night. For the rainy and dry season we obtained a visit frequency of 74.6 and 293.7 respectively. For the rainy and dry season an average group size of 17 (± 9.5) and 25.5 (± 12.6) were estimated respectively. The groups are mainly composed of adults. The presence of newborns was mainly in August and April. Activity patterns were mainly recorded between 10:00 h and 16:00 h. The visit frequency estimated is higher compared to other protected areas in the Selva Maya. The minimum group size estimated is similar to those reported in dry areas within the Selva Maya. The presence of newborns was reported during all months of the study, existing peaks during August, March and April. The white-lipped peccary visited the waterholes mainly during the day between 10:00 h and 16:00 h. Waterholes in the Laguna del Tigre National Park can be called "sanctuaries" for white-lipped peccaries because are extremely important in the ecology of this social ungulate.

El agua es considerada un nutriente esencial para la vida silvestre siendo un factor de bienestar y cuando no está en la proporción adecuada, puede ser un factor limitante para las poblaciones silvestres. Las diferencias en la dependencia del agua entre las especies de ungulados pueden surgir a través de la variedad de mecanismos fisiológicos, morfológicos y conductuales empleadas en el mantenimiento del equilibrio de la temperatura y el agua. El pecarí de labios blancos es un ungulado social que forma grupos grandes y cohesivos entre 10 a más de 300 individuos habitando en selvas tropicales densas. Nuestros objetivos fueron describir el uso de las aguadas por los grupos de pecarí de labios blancos en un sitio húmedo de la Selva Maya y evaluar el efecto que la humedad puede ejercer sobre la frecuencia de visita, tamaño de grupo y patrones de actividad. De junio a agosto del 2014 y de febrero a abril del 2015 fueron monitoreadas siete aguadas con trampas cámara digitales. La frecuencia de visita fue estimada dividiendo el número de eventos entre el esfuerzo de muestreo por 1,000 trampas noche. El tamaño mínimo de grupo se estimó por cada evento independiente registrando adultos, subadultos y crías. Los patrones de actividad se estimaron en intervalos de una hora, para la época seca y lluviosa. Se obtuvieron 47 y 185 eventos independientes para la época lluviosa y seca, respectivamente. El esfuerzo de muestreo en cada época fue de 630 trampas noche. Para la época lluviosa y seca obtuvimos una frecuencia de visita de 74.6 y 293.7 respectivamente. Para la época lluviosa y seca se estimó un tamaño promedio de grupo de 17 (± 9.5) y 25.5 (± 12.6) respectivamente. Los grupos están compuestos principalmente por adultos. La presencia de crías se registró principalmente en agosto, marzo y abril. Los patrones de actividad se registraron principalmente entre las 10:00 h y 16:00 h. La frecuencia de visita estimada es más alta comparada con otras áreas protegidas de la Selva Maya. El tamaño mínimo de grupo estimado es similar a los reportados en áreas secas dentro de la Selva Maya. La presencia de crías fue reportada durante todos los meses del estudio, existiendo picos en los

meses de agosto, marzo y abril. El pecarí de labios blancos visitó las aguadas principalmente durante el día entre las 10:00 y 16:00 h. Las aguadas dentro del Parque Nacional Laguna del Tigre pueden ser denominadas "santuarios" para el pecarí de labios blancos ya que son sumamente importantes en la ecología de este ungulado social.

Key words: Births season; Camera traps; conservation; Guatemala; Selva Maya; ungulate.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

El agua es considerada un nutriente esencial para la vida silvestre siendo un factor de bienestar ([Leopold 1933](#); [Krausman y Etchberger 1995](#); [Cain et al. 2006](#)) y cuando no está en la proporción adecuada, puede ser un factor limitante para las poblaciones silvestres ([Krausman et al. 2006](#)). Existen tres formas generales en que el agua puede estar disponible para la vida silvestre: 1) agua pre-formada que está disponible en los alimentos, 2) agua metabólica que se crea como un sub-producto de procesos bioquímicos (e. g. metabolismo de la grasa o descomposición de los carbohidratos) y 3) el agua libre que se encuentra disponible para beber ([Robbins 2001](#)). Las diferencias en la dependencia del agua entre las especies de ungulados pueden surgir a través de la variedad de mecanismos fisiológicos, morfológicos y conductuales empleadas en el mantenimiento del equilibrio de la temperatura y el agua ([Cain et al. 2006](#)). El pecarí de labios blancos, es un ungulado altamente frugívoro de amplia distribución que forma grupos grandes y cohesivos desde 10 a más de 300 individuos adaptado a una gran variedad de ambientes, pero principalmente en selvas tropicales densas ([Sowls 1997](#); [Fragoso 1998](#); [Beck 2006](#); [Moreira-Ramírez et al. 2015](#)). En general, la ingesta diaria de agua en pecaríes es principalmente derivada de sus alimentos, pero se complementa con agua libre obtenida en el ambiente ([Sowls 1997](#)). Esta necesidad ha hecho que el pecarí de labios blancos modifique notablemente su comportamiento, especialmente en sitios donde el agua no se encuentra homogéneamente distribuida en el tiempo y el espacio.

Los mamíferos neotropicales varían en su tendencia a seguir o cruzar senderos y esto tiene implicaciones en la probabilidad de detección de las especies utilizando métodos como trampas cámara ([Harmsen et al. 2009](#)). En Amapá, Brasil, utilizando trampas cámara en senderos en un área de 25 km² con un esfuerzo de 1,800 trampas noche no fue detectada ninguna fotocaptura de pecarí de labios blancos ([Michalski et al. 2015](#)). Este patrón también ha sido observado en el Parque Nacional Laguna del Tigre, donde solamente se obtuvieron siete fotocalturas utilizando trampas cámara en senderos ([Moreira-Ramírez et al. 2009](#)). Esto puede deberse a que esta especie presenta baja detección en caminos y porque tienen ámbitos de hogar grandes por lo que se requiere de mayores esfuerzos de muestreo ([Tobler et al. 2008](#); [Michalski et al. 2015](#)). Sin embargo, estudios previos muestran que esta especie presenta alta detección en cuerpos de agua favoreciendo el monitoreo de esta especie en sitios clave como las aguadas ([Reyna-Hurtado et al. 2010a](#); [Moreira-Ramírez y García 2011](#); [Pérez-Cortez et al. 2012](#)).

La distribución histórica del pecarí de labios blancos en Guatemala hasta el 2005 se ha reducido en un 84 % ([Altrichter et al. 2012](#)). La Reserva de la Biosfera Maya es la única área protegida en donde aún permanece una población viable ([Altrichter et al. 2012](#)). En áreas donde esta especie tiene una mayor presión de caza, son comunes los grupos pequeños de 10 individuos ([Emmons y Feer 1990](#); [March 1993](#)). Debido a los impactos que tiene sobre sus poblaciones, a la pérdida de hábitat, cacería y transmisión de enfermedades la especie se encuentra registrada en el apéndice II del Convenio sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre ([CITES 2006](#)) y como "Vulnerable" por la Lista Roja de la Unión Mundial para la Naturaleza en todo su ámbito de distribución ([Fragoso 1997](#); [Altrichter et al. 2012](#); [Keuroghlian et al. 2013](#)).

En la Selva Maya los suelos son de origen calcáreo, lo que ocasiona que el agua de las lluvias se filtre rápidamente al subsuelo por lo que no existen cuerpos de agua permanentes (Reyna-Hurtado et al. 2010a). Sin embargo, hay zonas donde las características del suelo permiten la acumulación de la precipitación, lo que forma cuerpos de agua conocidos localmente como aguadas (Reyna-Hurtado et al. 2010a). Las aguadas son sumamente importantes para la vida silvestre, ya que proveen de agua superficial a diferentes especies, entre ellas al pecarí de labios blancos (Moreira-Ramírez y García 2011) y al tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*; Pérez-Cortez et al. 2012). En la región de Calakmul, se registró que las aguadas representan el elemento del paisaje más importante para los movimientos del pecarí de labios blancos (Reyna-Hurtado et al. 2009). Debido a la necesidad que presenta el pecarí de labios blancos por obtener agua y a la heterogeneidad espacial de la disponibilidad de este recurso, se ha encontrado que los grupos de esta especie recorrieron distancias de hasta 17 km en dos días para acceder a cuerpos de agua (Reyna-Hurtado et al. 2009). Además, las variables ambientales que más influyeron en la abundancia del tapir en Calakmul fueron el porcentaje de agua presente en las aguadas y la disponibilidad de frutos alrededor de estos cuerpos de agua (Pérez-Cortez et al. 2012). Investigaciones previas documentaron el tamaño de grupo, composición y patrones de actividad del pecarí de labios blancos en áreas secas de la Selva Maya con precipitación promedio menor a los 1,300 mm (Moreira-Ramírez y García 2011; Moreira-Ramírez et al. 2015; Naranjo et al. 2015). Sin embargo estas variables no han sido medidas en lugares húmedos de la Selva Maya.

Para cuantificar el uso de las aguadas por el pecarí de labios blancos, utilizamos trampas cámara digitales para registrar la frecuencia de visita, tamaño de grupo, temporada de crías y patrones de actividad. Nuestros objetivos fueron: describir el uso de las aguadas por los grupos de pecarí de labios blancos en un sitio húmedo de la Selva Maya y evaluar el efecto que este factor puede ejercer sobre la frecuencia de visita, tamaño de grupo y patrones de actividad durante la época seca y lluviosa.

Materiales y Métodos

Área de estudio. El Parque Nacional Laguna del Tigre (PNLT) se localiza al oeste de la Reserva de la Biosfera Maya (RBM; Figura 1). El PNLT se encuentra ubicado entre las coordenadas 17° 10' 30" N, -90° 02' 44" W y 17° 19' 49" N, -90° 25' 22" W. El área fue declarada como Parque Nacional en 1990 con el establecimiento de la Reserva de la Biosfera Maya, cubriendo 337,899 hectáreas. La temperatura promedio en la época seca y época lluviosa es de 35 °C y 25 °C respectivamente. La precipitación promedio anual se encuentra entre 1,400 a 1,796 mm y la altitud varía entre los 40 a 200 m (CONAP 2007). Existen dos épocas climáticas marcadas. La época seca abarca de febrero a mayo y la lluviosa, de junio a enero (CONAP 2007). Los tipos de vegetación predominantes en la parte este del parque son selva mediana subperennifolia (árboles entre 15-25 m de altura), selva mediana y baja semidecídua (árboles entre 8-25 m de altura) y selva baja subperennifolia inundable (árboles entre 5-15 m de altura, CONAP 2007). Las especies de árboles más importantes que se ubican en el área de estudio son ramón (*Brosimum alicastrum*), en asociación con zapotillo (*Pouteria reticulata*), silión (*P. amygdalina*), canisté (*P. campechiana*) y chicozapote (*Manilkara zapota*). El PNLT está dividido en tres subcuencas principales: río Candelaria, río San Pedro y río Escondido (CONAP 2007). Se estima que existen al menos 680 cuerpos de agua, lo que equivale al 70 % de todos los cuerpos de agua de la Reserva de la Biosfera Maya (CONAP 2007).

Las amenazas principales para el PNLT son la deforestación, los incendios forestales causados principalmente por los asentamientos humanos no planificados y las actividades petroleras sin mitigación. El aumento en la red vial ligada a la actividad petrolera ha sido un factor fundamental para el ingreso de nuevas familias originando nuevos asentamientos. La mayor parte de los

asentamientos están distribuidos en la zona central, aledañas a la carretera principal construida por la petrolera (CONAP 2007; CONAP-WCS 2015).

Monitoreo de aguadas. Durante los meses de junio a agosto del 2014 (época lluviosa) y de febrero a abril del 2015 (época seca) fueron monitoreadas siete aguadas (Figura 1). Los criterios para seleccionar las aguadas fueron presencia de agua, presencia de caminos hechos por el pecarí de labios blancos, y presencia de lodo. La distancia promedio entre las aguadas fue de 2.2 km (0.7 – 3.7 km). Alrededor de las aguadas se encuentran principalmente árboles de pucté (*Bucida buceras*), zapote bobo (*Pachira aquatica*), escobo (*Chrysophila argentea*) y guano (*Sabal morrisiana*). Las siete aguadas siempre presentaron presencia de lodo y agua durante los meses que duró el muestreo, abarcando la época lluviosa y seca. En cada aguada fue colocada una trampa cámara digital. Utilizamos trampas cámara digitales marca Reconyx (RapidFire HC800, www.reconyx.com) y Bushnell (www.bushnell.com/hunting/trail-cameras) las cuales toman imágenes de alta calidad, no poseen flash o luz blanca que podría interferir en el comportamiento de algunas especies y además poseen el retraso de disparo más corto que cualquier otro equipo similar (0.2 s para las Reconyx y 0.8 s para las Bushnell). Las trampas cámara fueron ubicadas en la orilla de la aguada, en lugares con presencia de caminos y/o bañaderos para aumentar la probabilidad de fotografiar a los pecaríes de labios blancos que ingresaban al cuerpo de agua, para estimar de mejor manera el tamaño mínimo de los grupos, composición, frecuencia de visita y patrones de actividad. Las trampas cámara fueron colocadas a una altura entre 40 a 50 cm amarradas a un árbol. Se programaron para tomar series de tres fotografías por detección de evento, estando activas durante las 24 h del día. Cada trampa cámara fue referenciada con un GPS marca Garmin® modelo 62s y revisada una vez al mes para constatar que el funcionamiento de la cámara y baterías fueran los adecuados y a su vez para almacenar la información capturada y vaciar la memoria de la misma.

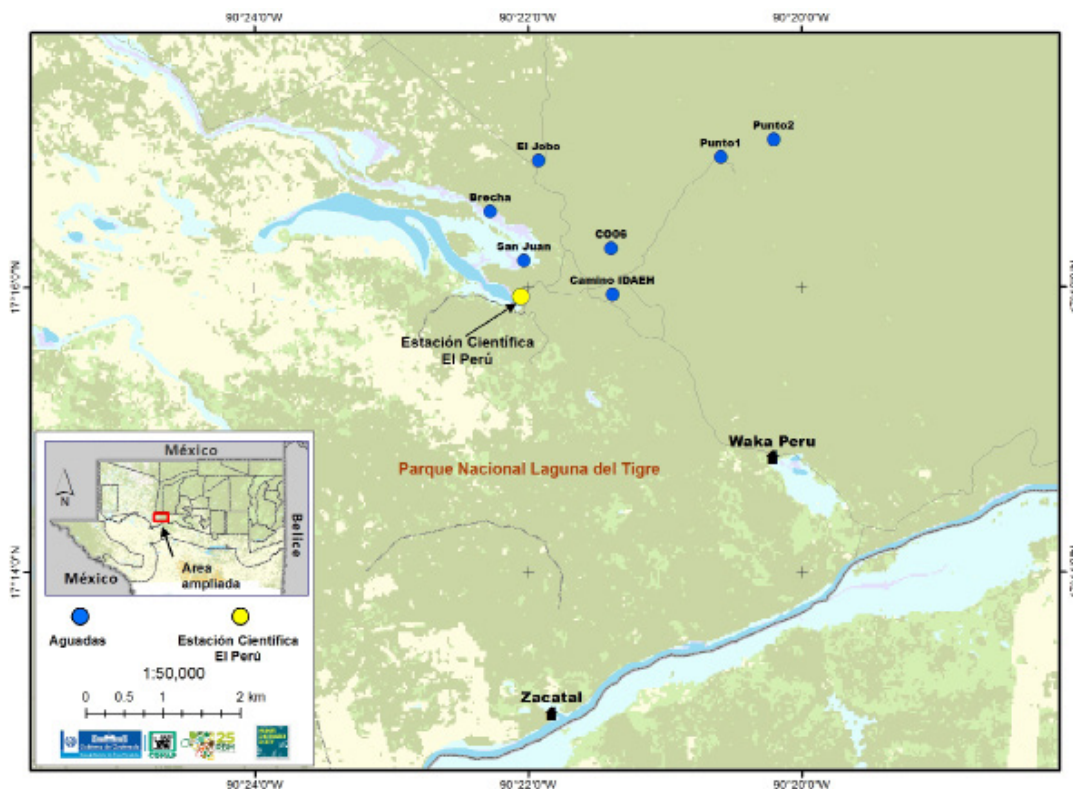


Figura 1. Mapa de ubicación geográfica del Parque Nacional Laguna del Tigre y ubicación de las trampas cámaras en siete aguadas (color azul), Guatemala.

Índice de *frecuencia de visita*. Para obtener el índice de frecuencia de visita (IFV) del pecarí de labios blancos en el área se utilizó la siguiente fórmula (Maffei et al. 2002; Lira-Torres et al. 2014): $IFV = (C/EM) \times 1,000$ trampas noche. Donde: C es el número de capturas o eventos fotográficos independientes; EM es el esfuerzo de muestreo (medido como número de trampas cámara multiplicado por las noches de monitoreo, por época y por mes de muestreo) y 1,000 noches trampa (unidad estándar). Utilizamos este índice para comparar las frecuencias de visita de los grupos durante cada mes y época del año. Para la época lluviosa y seca se detectaron grupos de pecarí de labios blancos en 33 y 55 días respectivamente. Para considerar un registro como fotocaptura independiente, se seleccionaron los grupos de imágenes de pecarí de labios blancos que presentaban como mínimo 30 minutos entre cada registro en la misma aguada (O'Brein et al. 2003; Bowkett et al. 2007; Michalski 2010). Por medio de las fotocapturas obtenidas de dos individuos marcados con collares en un grupo de pecaríes se ha observado que este grupo visita las aguadas en promedio una vez por día. Esta información ha servido para separar los registros independientes de las visitas de los grupos de pecaríes a las aguadas cada 30 minutos.

Tamaño de grupo, composición y temporada de crías. Por medio de las secuencias de fotografías obtenidas con las trampas cámara se estimó el tamaño mínimo de cada grupo que visitó las aguadas. Al momento de observar cada secuencia de fotografías se registró en la base de datos la fecha, número de fotografía, hora de entrada y de salida del grupo de pecaríes a la aguada, número de crías, subadultos, adultos y el total de individuos para la época seca y lluviosa (Figura 2). Al registrar la hora de entrada y de salida de cada grupo a la aguada estimamos el tiempo promedio de visita para la época seca y lluviosa. Para identificar crías, subadultos y adultos se utilizaron los siguientes criterios: las crías son de tamaño pequeño comparado con los subadultos y adultos, son de color café claro y se desplazan junto a sus madres. Los subadultos presentan tamaños intermedios y son de color café claro negruzco. Los adultos son de color negro y presentan el mentón de color blanco (Sowls 1984, 1997; Moreira-Ramírez et al. 2015).

Patrones de actividad. Los eventos fotográficos de pecarí de labios blancos fueron agrupados en una hoja de cálculo y se estimó la frecuencia de visitas a lo largo de 24 horas divididas en lapsos de una hora para la época seca y lluviosa (Cuellar y Noss 2003). El tiempo promedio de duración de la visita a las aguadas por los grupos de pecaríes de labios blancos fue estimado por medio de la hora registrada durante el ingreso y salida de cada evento fotográfico independiente.

Análisis de datos. Se utilizó una prueba de *U* de Mann-Whitney para comparar la frecuencia de visita y el tamaño de grupo entre la época lluviosa y seca. Se utilizó la frecuencia de visita por mes para evaluar la variación temporal mensual de visita a las aguadas por el pecarí de labios blancos. Para esta evaluación se usó la prueba no paramétrica de χ^2 de Pearson. Para todas las pruebas estadísticas se usó un nivel de significancia de $P < 0.05$. Las variables que se midieron fueron: frecuencia de visita por época y por mes, número de individuos (adultos, subadultos y crías) por grupo y número total tanto para la época seca y lluviosa. Los descriptores de la composición de los grupos se expresaron como: porcentaje de adultos, subadultos y crías. Las variables de la temporada de crías se expresaron como porcentaje de fotografías independientes por mes. Los descriptores de organización social fueron: tamaño de los grupos, la media del tamaño y composición (\pm desviación estándar) de grupos. Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el programa R 2.13.1 (R Development Core Team 2011).



Figura 2. Individuos de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) ingresando a una aguada. Cada fotografía presenta la fecha, hora, número de la secuencia. Parque Nacional Laguna del Tigre, Guatemala.

Resultados

El esfuerzo de muestreo en cada época fue de 630 trampas noche (210 trampas noche por mes) obteniéndose 47 y 185 fotografías independientes para la época lluviosa y seca respectivamente.

Frecuencia de visita. Para la época lluviosa y seca obtuvimos un índice de frecuencia de visita de 74.6 y 293.7, respectivamente. La frecuencia de visita estimada para la época seca fue mayor comparada con la época lluviosa ($U = 410.5, P < 0.01$). La visita a las aguadas por el pecarí de labios blancos, medida por la frecuencia de visita mensual, varió entre cada mes ($\chi^2 = 33, d. f. = 5, P < 0.001$; Figura 3). La frecuencia de visita más alta estimada en la época lluviosa y en la época seca se dio en los meses de agosto y abril respectivamente (Figura 3).

Tamaño de grupo, composición y temporada de crías. Para la época lluviosa y seca se estimaron tamaños promedio de grupo de $17 (\pm 9.5, n = 47)$ y $25.5 (\pm 12.6, n = 185)$ respectivamente. El tamaño de los grupos fue mayor en la época seca en comparación con la época lluviosa ($U = 2566, P = 0.001$).

Los grupos de pecarí de labios blancos están compuestos principalmente por adultos. Para la época lluviosa se encontró que los adultos componen el 69 % ($n = 536$), los subadultos componen el 10 % ($n = 81$) y las crías componen el 21 % ($n = 160$). Para la época seca se encontró que los adultos componen el 83 % ($n = 3,881$), los subadultos componen el 7 % ($n = 327$) y las crías componen el 10 % ($n = 477$). Para la época lluviosa y seca se observaron 24 y 7 grupos respectivamente compuestos solamente por adultos. Tanto para la época lluviosa como seca se observó mayor proporción de crías comparado con los subadultos.

La presencia de crías durante la época lluviosa se da principalmente en agosto representando el 61 % (eventos con crías = 22), seguido por julio con el 22 % (eventos con crías = 8) y junio con el 17 % (eventos con crías = 6). En la época seca la presencia de crías se registró principalmente en abril representando el 63 % (eventos con crías = 93), seguido por marzo con el 31 % (eventos con crías = 45) y febrero con el 6 % (eventos con crías = 9; Figura 4).

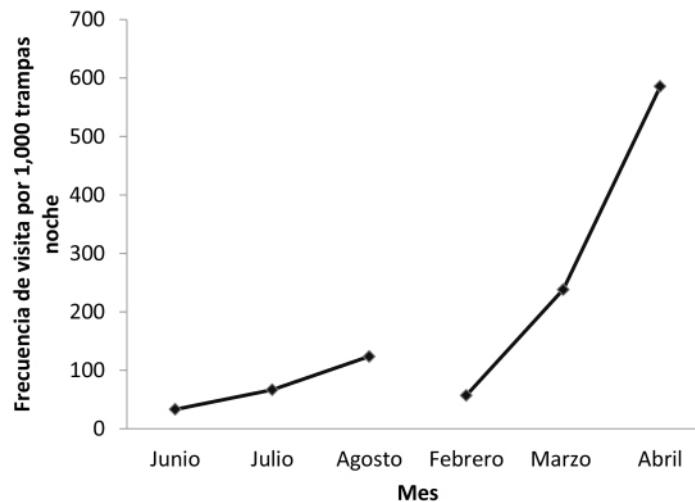


Figura 3. Frecuencia de visita por mes del pecarí de labios blancos en aguadas estimada por trampas cámara.

Patrones de actividad. Los patrones de actividad del pecarí de labios blancos en las aguadas fueron principalmente diurnos. Para la época lluviosa el 42.5 % (28) de las fotografías independientes se registraron entre las 10:00 h y 14:00 h. Para la época seca el 54.6 % (101) de las fotografías independientes se registraron entre las 10:00 h y 16:00 h. Además para esta época se registró una leve actividad en las aguadas durante la noche, entre las 20:00 h y 22:00 h (7; Figura 5).

Los grupos de pecarí de labios blancos pasaron más tiempo en las aguadas durante la época seca en comparación con la lluviosa. El tiempo promedio de visita a las aguadas fue de 19 min y 54 segundos para la época seca y de 14 min y 56 segundos para la época lluviosa.

Discusión

Las aguadas situadas en el interior del bosque tropical al este del Parque Nacional Laguna del Tigre son un recurso importante para el pecarí de labios blancos como se muestra por el número de fotografías independientes obtenidas en siete cuerpos de agua diferentes estudiados en los meses de junio a agosto de 2014 y febrero a abril del 2015. Estudios previos utilizando trampas cámara en senderos dentro del bosque muestran bajas frecuencias de captura del pecarí de labios blancos ([Moreira-Ramírez et al. 2007](#)), incluso en algunos sitios bien conservados del noreste de la Amazonia brasileña, con esfuerzos de muestreo de 1,800 trampas noche, no se registraron grupos de esta especie ([Michalski et al. 2015](#)).

La frecuencia de visita estimada para la época seca fue mayor comparada con la época lluviosa. Este patrón también ha sido observado para el Parque Nacional Mirador-Río Azul (PNMRA; [Moreira-Ramírez 2009](#)). Esto puede deberse a que durante la época seca el pecarí de labios blancos visita las aguadas con mayor frecuencia. La frecuencia de visita más alta estimada en la época lluviosa y en la época seca se dio en los meses de agosto y abril respectivamente. Una mayor frecuencia de visita en estos dos meses puede deberse a la alta temperatura promedio registrada. El promedio de temperatura máxima para el mes de agosto fue de 36.5 °C y para el mes de abril de 39.5 °C (Estación Meteorológica Mactún, San Andrés, Petén). En la Reserva de la Biosfera

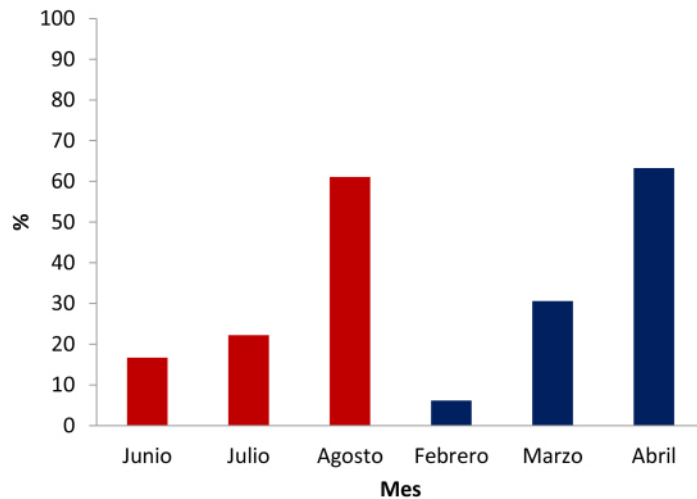


Figura 4. Presencia de crías de pecarí de labios blancos en tres meses de la época lluviosa (año 2014, color rojo) y tres meses de la época seca (año 2015, color azul) en el Parque Nacional Laguna del Tigre, Guatemala.

Calakmul (RBC), los pecaríes de labios blancos aumentaron sustancialmente sus ámbitos de hogar cuando la época de lluvias llegó, lo que sugiere que la disponibilidad de agua juega un papel importante en la determinación de los movimientos de esta especie (Reyna-Hurtado *et al.* 2009). Las frecuencias de visita estimadas en nuestro estudio (74.6 - 293.7) fueron mayores comparadas con las registradas en aguadas en la RBC (14.2; Naranjo *et al.* 2015) y en senderos y/o caminos en los Chimalapas (37.6; Lira-Torres y Briones-Salas 2012), Selva Lacandona (4.2) y Balam-Kin (13.3; Naranjo *et al.* 2015), similares a las estimadas en el sureste de Perú (66 - 82.5; Tobler *et al.* 2009) y menores a las estimadas en el Parque Nacional Madidi, Bolivia (488.9; Gomez *et al.* 2005). Las frecuencias de visita estimadas en aguadas del PNLT se encuentran dentro de los intervalos reportados para otras áreas protegidas de Mesoamérica. Debido a esto es importante mantener las brigadas de protección conformadas por personal del Consejo Nacional de Áreas Protegidas y de organizaciones no gubernamentales para continuar con los patrullajes dentro del parque para evitar la cacería, incursión de asentamientos humanos ilegales e incendios forestales, sobre todo en años muy calurosos por el efecto de El Niño (INSIVUMEH 2015).

El tamaño promedio de los grupos presentó una tendencia a ser mayor en la época seca comparada con la lluviosa. Esta diferencia puede deberse a que los grupos visitan con mayor frecuencia las aguadas durante la época seca, limitando los ámbitos hogareños de los grupos a estos cuerpos de agua (Reyna-Hurtado *et al.* 2009). Durante la época lluviosa los grupos tienden a ser más móviles y a desplazarse largas distancias (Fragoso 1998; Reyna-Hurtado *et al.* 2009). Otra posibilidad es que esta diferencia se deba a intercambios entre individuos lo cual ha sido reportado en estudios realizados en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica (Carrillo *et al.* 2002) y en el bosque Atlántico en Brasil (Keuroghlian *et al.* 2004). Estos autores sugieren que las manadas forman una "súper-manada" la cual a la vez está integrada por varias "sub-manadas". Esta característica en la biología de las manadas de jabalí dentro del PNLT solamente puede ser evaluada por medio de estudios con radiotelemetría, lo cual podrá dar información acerca de la existencia o no de intercambios de individuos.

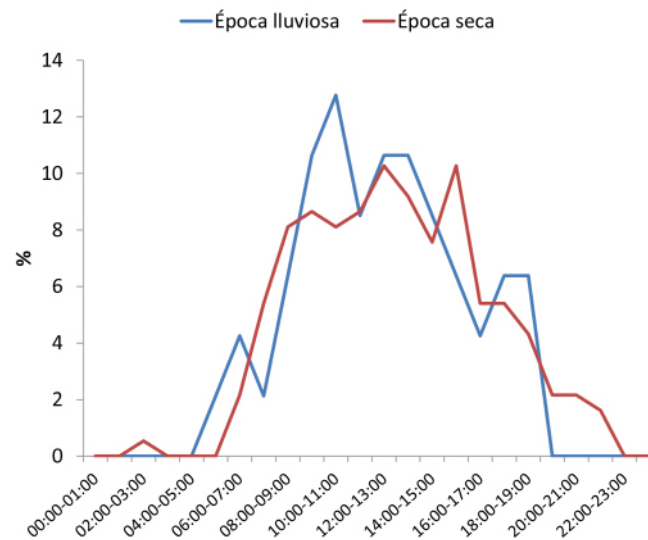


Figura 5. Patrones de actividad de pecarí de labios blancos en las aguadas registrados por medio de trampas cámara durante la época lluviosa ($n = 47$) y época seca ($n = 185$).

Los tamaños promedio de los grupos del PNLT fueron similares a los estimados con trampas cámara en el Biotopo Protegido Dos Lagunas (BPDL; 27; [Moreira-Ramírez y García 2011](#)) y a los estimados por observaciones directas en la RBC (25; [Reyna-Hurtado et al. 2010b](#)), Parque Nacional Mirador-Rio Azul (31; [Moreira-Ramírez et al. 2015](#)), el Chaco en Argentina (23, Altrichter 2005). Los tamaños de grupo fueron menores a estimaciones realizadas en la Isla de Maracá, Brasil (114; [Fragoso 1998](#)) y en el Parque Nacional Manú, Perú (106; [Kiltie y Terborgh 1983](#)). El tamaño de grupo del pecarí de labios blancos en el PNLT se encuentra dentro de los intervalos estimados para Mesoamérica, en áreas donde no existe cacería ([Reyna-Hurtado et al. 2015](#)). Esto demuestra que la población de pecarí de labios blancos en el este del PNLT no se encuentra afectada por esta actividad humana. Durante las revisiones de las trampas cámara en las aguadas no encontramos indicios de presencia de cazadores en esta parte del Parque. Sin embargo será importante continuar con los patrullajes conjuntos liderados por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas para evitar incursiones de cazadores y de nuevos asentamientos humanos. Además, se debe de continuar con el trabajo social y de concientización en la aldea de Paso Caballos para que los habitantes controlen las quemadas utilizadas para preparar la tierra para cultivar, sobre todo durante la época seca.

La composición de los grupos de pecarí de labios blancos reportada para el PNLT fue similar a la registrada en otras partes de la Selva Maya ([Reyna-Hurtado et al. 2010b](#); [Moreira-Ramírez et al. 2015](#)). Durante la época lluviosa y seca se observó la presencia de las tres clases de edades. El 70 % de los grupos estuvo formado por adultos. Durante la época lluviosa se observó una mayor proporción de subadultos y de crías comparada con la época seca. Los grupos de la época seca tuvieron una mayor proporción de adultos comparada con la época lluviosa.

La presencia de crías en el PNLT fue registrada durante todos los meses que comprendió el estudio, de junio a agosto del 2014 y de febrero a abril del 2015. Durante la época lluviosa y la época seca el mayor porcentaje de eventos con cría se dio en los meses de agosto (61 %, $n = 22$) y abril (63 %, $n = 93$) respectivamente. Si tomamos en cuenta que el período de gestación es en promedio de 158 días (entre 156 y 162 días;

[Sowls 1984](#)). El pecarí de labios blancos se aparea durante los meses de noviembre y marzo en el PNLT. Esta información coincide en parte con lo reportado para la RBC donde la temporada de crías se da principalmente en la época seca, entre los meses de enero y mayo ([Reyna-Hurtado et al. 2010b](#)). Esta variación en la temporada de crías y de apareamiento puede estar influenciada por la disponibilidad de alimento y presencia de agua ([Sowls 1997](#)). En la Guyana Francesa ([Henry 1994](#)) y Texas ([Sowls 1984](#)) la precipitación es un importante factor en la regulación reproductiva del pecarí de collar (*Pecari tajacu*). Dan a luz principalmente durante la época de lluvias debido a las diferencias ambientales drásticas en la disponibilidad de recursos entre los períodos húmedos y secos. La información registrada en el PNLT muestra que el pecarí de labios blancos utiliza las dos épocas del año para reproducirse, por tal motivo la cacería de esta especie no debe de ser permitida durante estos periodos. El normativo de la ley de caza en Guatemala debe de ser discutido para que las cuotas de cacería autorizadas para el pecarí de labios blancos no afecten la sobrevivencia de la especie. Esto permitirá que la especie logre recuperarse en áreas que han sido gravemente afectadas por la cacería en la zona de usos múltiples de la RBM, en los límites de parque nacionales y concesiones comunitarias. Instituciones de gobierno como el Consejo Nacional de Áreas Protegidas, investigadores, organizaciones no gubernamentales y comunitarias, deben de tomar esta iniciativa para desarrollar planes de manejo para esta especie ([Moreira-Ramírez et al. 2015](#)).

Los patrones de actividad del pecarí de labios blancos en aguadas dentro del PNLT muestran la misma tendencia entre la época seca y lluviosa. El pecarí de labios blancos visitó las aguadas principalmente durante el día, tanto en la época lluviosa como en la época seca. Los picos de actividad se dieron principalmente entre las 10:00 h y 16:00 h. Este mismo patrón ha sido reportado en el bosque del Chaco y la Chiquitanía, en Bolivia utilizando trampas cámara en salitrales ([Maffei et al. 2002](#); [Cuellar y Noss 2003](#)) y en aguadas en el PNMRA ([Moreira-Ramírez et al. 2015](#)). Además se registró actividad durante la noche en la época seca, entre las 20:00 h y 22:00 h. Durante la época seca la temperatura ambiental diaria puede sobre pasar los 38 °C, incluso en la noche. Esto hace que los grupos de pecaríes visiten las aguadas con mayor frecuencia para darse baños de lodo para protegerse del exceso de calor y de ectoparásitos, tomar agua y tomar siestas en las inmediaciones de las aguadas. En contraste con lo reportado para el PNMRA, los pecaríes de labios blancos visitaron las aguadas durante más tiempo. Para la época seca permanecieron en promedio 19 minutos (máximo 1 h y 30 minutos) y durante la época lluviosa 15 minutos (máximo 1 h).

Implicaciones para la conservación. En Guatemala, el único lugar en donde aún permanece una población viable de pecarí de labios blancos es dentro de la RBM. Se estima que esta reserva contiene una población residente de pecarí de labios blancos suficientemente grande para ser potencialmente auto-sostenible en los próximos 100 años, con hábitat adecuado y una diversa base alimentaria ([Altrichter et al. 2012](#)). Sin embargo el PNLT está considerado como una de las zonas núcleo de la RBM críticas para la conservación debido a las fuertes amenazas que enfrenta. Las amenazas principales para este parque son la deforestación, los incendios forestales causados principalmente por los asentamientos humanos no planificados, la búsqueda de áreas para cultivo, ganadería extensiva y las actividades petroleras sin mitigación ([CONAP 2007](#); [CONAP-WCS 2015](#)). Debido a esto el CONAP y organizaciones no gubernamentales han implementado estrategias de protección, sobre todo en el

este del PNLT, manteniendo presencia interinstitucional en diferentes campamentos reduciendo las amenazas en los últimos ocho años. Estas actividades han permitido que especies altamente amenazadas como el pecarí de labios blancos sobrevivan dentro de esta área protegida. Nuestro estudio demuestra que las frecuencias de visita y tamaños de grupo del pecarí de labios blancos son relativamente altos comparados con otras áreas protegidas de la Selva Maya. Los tamaños de los grupos estimados en nuestro estudio son similares a los observados en áreas protegidas mejor conservadas y más secas de la RBM que no presentan incendios forestales anuales y cambios drásticos en la cobertura forestal, como el PNMRA y el BPD. Además, las aguadas dentro del PNLT podrían ser consideradas “santuarios” para el pecarí de labios blancos siendo sumamente importantes en la ecología de este ungulado social. Se considera necesario continuar con el monitoreo en estos sitios clave para comprender de mejor manera los factores que influyen en el uso de determinadas aguadas y los beneficios obtenidos del suelo y del agua.

Agradecimientos

A Wildlife Conservation Society, Programa para Guatemala, en especial a R. Balas por el apoyo brindado. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México por la beca número 308055 brindada a JFMR. A American Society of Mammalogists, Wildlife Conservation Society, programa para Guatemala, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, Universidad de McGill y a Idea Wild por el soporte financiero y donación de equipo. Al Consejo Nacional de Áreas Protegidas y al Instituto de Antropología e Historia por el apoyo, permisos y las facilidades brindadas. A K. Tut, P. Pérez, C. Umaña, Y. Polanco, A. Xol, R. Chatá y Y. López por la ayuda en campo y a los voluntarios que colaboraron en la instalación y revisión de las trampas cámara. A N. Solís por su ayuda en la elaboración del mapa.

Literatura citada

- ALTRICHTER, M., A. TABER, H. BECK, R. REYNA-HURTADO, L. LIZARRAGA, A. KEUROGLIAN, Y E. SANDERSON.** 2012. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx* 46:87-98.
- BECK, H.** 2006. A review of peccary–palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87:519–530.
- BOWKETT, A. E., F. ROVERO, Y A. R. MARSHALL.** 2007. The use of camera trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forest, Tanzania. *African Journal of Ecology* 46:479-487.
- CAIN III, J. W., P. R. KRAUSMAN, S. S. ROSENSTOCK, Y J. C. TURNER.** 2006. Mechanisms of thermoregulation and water balance in desert ungulates. *Wildlife Society Bulletin* 34:570-581.
- CARRILLO, E., J. C. SAENZ, Y T. K. FULLER.** 2002. Movements and activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. *Biological Conservation* 108:317–324.
- CONSEJO NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (CONAP).** 2007. Plan Maestro Parque Nacional Laguna del Tigre–Biotopo Laguna del Tigre Río Escondido PNLT-BLTRE. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- CONSEJO NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS Y WILDLIFE CONSERVATION SOCIETY (CONAP-WCS).** 2015. Monitoreo de la gobernabilidad en la Reserva de la Biosfera Maya. Actualización a 2014 de la versión de septiembre de 2013. San Benito, Guatemala.

- CONVENTION ON INTERNATIONAL TRADE IN ENDANGERED SPECIES OF WILD FAUNA AND FLORA (CITES).** 2006. Consultada el 14 de enero de 2015. Disponible en: <http://www.cites.org>
- CUELLAR, E., Y A. NOSS.** 2003. Mamíferos del Chaco y de la Chiquitana de Santa Cruz, Bolivia. Editorial Fan. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- DE LA CRUZ, J.** 1982. Clasificación de zonas de vida de Guatemala a nivel de reconocimiento. Instituto Nacional Forestal, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- DESBIEZ, A.L.J., S.A. SANTOS, A. KEUROGHLIAN, Y R. BODMER.** 2009. Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). *Journal of Mammalogy* 90:119–128.
- EMMONS, L. H., Y F. FEER.** 1990. Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. The University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- FRAGOSO, J. M. V.** 1997. Desapariciones locales del baquiro labiado (*Tayassu pecari*) en la Amazonía: migración, sobre-cosecha o epidemia? Pp. 309-312 en Manejo de fauna silvestre en la Amazonía (Fang, T., R. Bodmer, R. Aquino, y M. Valqui, eds.). United Nations Development Program–Global Environmental Facility, Universidad de Florida, Instituto de Ecología. La Paz, Bolivia.
- FRAGOSO, J. M. V.** 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30:458–469.
- GÓMEZ, H., R. WALLACE, G. AYALA Y R. TEJADA.** 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40:91:95.
- HARMSSEN, B., R. J. FOSTER, S. SILVER, L. OSTRO, Y C.P. DONCASTER.** 2009. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica* 42:126–133.
- HENRY, O.** 1994. Saisons de reproduction chez tres Rongeurs et un Ariodactyle en Guyane Française, en fonction des facteurs du milieu et de l'alimentation. *Mammalia* 58:183-200.
- INSTITUTO NACIONAL DE SISMOLOGÍA, VULCANOLOGÍA, METEOROLOGÍA E HIDROLOGÍA (INSIVUMEH).** 2015. Evolución del fenómeno de El Niño y la perspectiva climática. Boletín climático número 10-2015. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- KEUROGHLIAN, A., D. P. EATON, Y W. S. LONGLAND.** 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120:411–425.
- KEUROGHLIAN, A., A. DESBIEZ, R. REYNA-HURTADO, M. ALTRICHTER, H. BECK, A. TABER, Y J. M. FRAGOSO.** 2013. *Tayassu pecari*. IUCN Red List of Threatened Species. Consultada el 10 de marzo de 2015. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org>
- KILTIE, R. A., Y J. TERBORGH.** 1983. Observations on the behavior of rain forest peccaries in Perú: why do white-lipped peccaries form herds? *Zeitschrift fur Tierpsychologie* 62:241–255.
- KRAUSMAN, P., Y R. C. ETCHBERGER.** 1995. Response of desert ungulates to a water project in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 59:292–300.
- KRAUSMAN, P., S. S. ROSENSTOCK, Y J. W. CAIN III.** 2006. Developed Waters for Wildlife: Science, Perception, Values, and Controversy. *Wildlife Society Bulletin* 34:563-569.
- LEOPOLD, A. S.** 1933. Game management. Charles Scribner's Sons. New York, EE. UU.
- LIRA-TORRES, I., Y M. BRIONES-SALAS.** 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28:566-585.
- LIRA-TORRES, I., M. BRIONES-SALAS, Y G. SÁNCHEZ-ROJAS.** 2014. Abundancia relativa, estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del tapir Centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la Selva de Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62:1407-1419.

- MAFFEI, L., E. CUELLAR, Y J. NOSS.** 2002. Uso de trampas cámara para la evaluación demamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 11:55-65.
- MARCH, I.** 1993. The white lipped peccary (*Tayassu pecari*). Pp. 13-22 en *Pigs, peccaries and hippos: status survey and conservation plan*, IUCN (Oliver, W., ed.). UICN Gland, Suiza.
- MICHALSKI, F.** 2010. The bush dog *Speothos venaticus* and short-eared dog *Atelocynus microtis* in a fragmented landscape in southern Amazonia. *Oryx* 44:300–303.
- MICHALSKI, J.L, D. NORRIS, T. OLIVEIRA, Y F. MICHALSKI.** 2015. Ecological Relationships of Meso-Scale Distribution in 25 Neotropical Vertebrate Species. *PLoS ONE* 10(5):e0126114.
- MOREIRA-RAMÍREZ, J.F., R. McNAB, D. THORNTON, R. GARCÍA, G. PONCE-SANTIZO, Y J. RADACHOWSKY.** 2007. Abundancia de Jaguares en La Gloria-El Lechugal, Zona de Usos Múltiples, Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Informe interno. Wildlife Conservation Society. Flores, Guatemala.
- MOREIRA-RAMÍREZ, J. F., R. McNAB, R. GARCÍA, G. PONCE, M. MÉRIDA, V. MÉNDEZ, M. CÓRDOVA, G. RUANO, Y K. TUT.** 2009. Abundancia y densidad de Jaguares en El Parque Nacional Laguna del Tigre- Corredor Biológico Central, Reserva de la Biosfera Maya. Informe interno. Wildlife Conservation Society. Flores, Petén, Guatemala.
- MOREIRA-RAMÍREZ, J.F.** 2009. Patrones diarios de actividad, composición, tamaño y abundancia relativa de manadas de jabalí *Tayassu pecari* (Link, 1795), en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, Petén, Guatemala. Tesis de Licenciatura. Universidad de San Carlos de Guatemala. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- MOREIRA-RAMÍREZ, J.F., Y R. GARCÍA.** 2011. Uso de trampas cámara digitales para estudiar al Jabalí (*Tayassu pecari*) en el Biotopo Protegido Dos Lagunas, Reserva de la Biosfera Maya. *Suiform Soundings* 10:32-37.
- MOREIRA-RAMÍREZ, J.F., J.E. LÓPEZ, R. GARCÍA-ANLEU, F. CÓRDOVA, Y T. DUBÓN.** 2015. Tamaño, composición y patrones diarios de actividad de grupos de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, Guatemala. *Therya* 6:469-482.
- NARANJO, E., S. AMADOR-ALCALÁ, F. FALCONI-BRIONES, Y R. REYNA-HURTADO.** 2015. Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6:227-249.
- O'BREIN, T., M.F. GKINARID, Y H.T. WIBISONO.** 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6:131–139.
- PÉREZ-CORTEZ, S., P. ENRÍQUEZ, D. SIMA-PANTI, R. REYNA-HURTADO, Y E. NARANJO.** 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii* en la selva de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:753-761.
- REYNA-HURTADO, R., E. ROJAS-FLORES, Y G. TANNER.** 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, México. *Journal of Mammalogy* 90:1199-1209.
- REYNA-HURTADO, R., G. O'FARRIL, D. SIMA, M. ANDRADE, A. PADILLA, Y L. SOSA.** 2010a. Las aguadas de Calakmul, reservorios de fauna Silvestre y de la riqueza natural de México. *Biodiversitas* 93:1-6.
- REYNA-HURTADO, R., E. NARANJO, C. A. CHAPMAN, Y G. TANNER.** 2010b. Hunting patterns, population density, group size, and conservation of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the Calakmul region of Mexico. *Oryx* 44:88–96.
- REYNA-HURTADO, R., H. BECK, M. ALTRICHTER, C. A. CHAPMAN, T. R. BONNELL, A. KEUROGHLIAN, A. DESBIEZ, J. F. MOREIRA-RAMÍREZ, G. O'FARRIL, J. FRAGOSO, Y E. NARANJO.** 2015. What ecological and anthropogenic factors affect group size in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*)? *Biotropica* 0:1-9.

- R DEVELOPMENT CORE TEAM.** 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>
- ROBBINS, C. T.** 2001. Wildlife feeding and nutrition. Academic Press. San Diego, EE. UU.
- SOWLS, L.** 1984. The peccaries. Universidad de Arizona. Press. Tucson, EE. UU.
- SOWLS, L.** 1997. Javelinas and other Peccaries: Their, Biology, Management, and Use. The Texas A&M University Press. College Station, EE. UU.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, R. LEITE PITMAN, R. MARES, Y G. POWELL.** 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, Y G. POWELL.** 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology* 25:261-270.

Submitted: October 15, 2015

Reviewed: December 3, 2015

Accepted: January 10, 2016

Associated editor: Cristina Macswiney

¿Son las áreas protegidas en Panamá lo suficiente para sostener comunidades de ungulados intactas?

Do protected areas in Panama support intact assemblages of ungulates?

Ninon F.V. Meyer^{1,2*}, Ricardo Moreno^{2,3}, Edgar Sanchez², Josue Ortega², Elliot Brown² and Patrick A. Jansen^{3,4}

¹ El Colegio de la Frontera Sur, Departamento de la Conservación de la Biodiversidad, Avenida Rancho Polígono 2A, Ciudad Industrial Lerma 24500, Ciudad de Campeche, Campeche, México. E-mail: nfmeyer@ecosur.edu.mx (NM).

² Yaguara Panamá-Sociedad Panameña de Biología, Calle 71, Chalet 50, San Francisco, Ciudad de Panamá, Panama. E-mail: rmoreno@yaguara.org (RM); esanchess@hotmail.com (ES); josueortega26@yahoo.es (JO); el_liio_t88@hotmail.com (EB).

³ Smithsonian Tropical Research Institute, Apartado 0843 03092, Balboa, Ancon, Panama. E-mail: jansenp@si.edu (PJ).

⁴ Department of Environmental Sciences, Wageningen University, PO Box 47, 6700 AA Wageningen, The Netherlands.

*Corresponding author

Ungulates play an essential role in terrestrial ecosystems, but suffer from hunting and habitat degradation which often results in their decline. Panama harbors five species of ungulate and is an important portion of the Mesoamerican Biological Corridor, but its forest habitat and its fauna are currently threatened. Protected areas have been designated to preserve the biodiversity, but studies evaluating their effectiveness in maintaining ungulates are lacking in Panama. In this study we used camera-trapping surveys to determine the occurrence and abundance of the ungulate species in 13 protected areas across Panama. There were large differences in the ungulate communities among the sites we surveyed. Some sites were impoverished with just one ungulate species recorded while just a single site harbored all five species. The white-lipped peccary was the rarest species and the collared peccaries the most common, captured in all the sites. Moreover, we found large variation in ungulate abundance across the sites. Our results indicate that few protected areas in Panama effectively maintain the entire assemblage of ungulate species.

Los ungulados tienen un papel esencial en los ecosistemas terrestres, pero sufren de la caza y la degradación del hábitat, lo que a menudo resulta en su extinción local. Panamá alberga cinco especies de ungulados, y a pesar de constituir una porción importante del corredor biológico mesoamericano, sus áreas boscosas y su fauna están actualmente amenazadas. Las áreas protegidas han sido designadas para preservar la biodiversidad, pero los estudios que evalúan sus eficacias para mantener la diversidad de los ungulados son escasos en Panamá. En este estudio se utilizó muestreos mediante cámaras trampa para determinar la ocurrencia y abundancia de las especies de ungulados en 13 áreas protegidas repartidos a través del Istmo de Panamá. Encontramos que hubo diferencias en las comunidades de ungulados encontradas en los sitios muestreados. Algunos sitios fueron pobres, con la representación de sólo una especie de ungulados registrada, mientras que únicamente en un sitio se detectaron las cinco especies de ungulados. El pecarí de labios blancos era la especie más rara y el pecarí de collar el más común, ya que fue fotografiado en todos los sitios. También, encontramos una gran variación en la abundancia de especies de ungulados en los diferentes sitios. Nuestros resultados indican que pocas áreas protegidas en Panamá mantienen toda la comunidad de ungulados.

Key words: camera traps; index of abundance; Mesoamerican Biological Corridor; neotropical forest; terrestrial herbivores.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introduction

Terrestrial mammalian herbivores play key roles in terrestrial ecosystems ([Ripple et al. 2015](#)). Ungulates in particular shape the structure and function of landscapes they inhabit, via trampling, consumption of plants, seeds dispersal and nutrient cycling ([Wright et al. 2007a](#); [Ripple et al. 2015](#)), and are therefore often referred to as ‘ecosystem engineers’. Moreover, they constitute an important source of food for predators and for humans ([Naranjo et al. 2010](#); [Altrichter et al. 2012](#); [Ripple et al. 2015](#)). Currently, a large number of ungulates species worldwide are threatened, mostly due to unsustainable hunting for bushmeat and habitat degradation (*i. e.* deforestation and human encroachment; [Wright et al. 2007b](#); [Van Vliet et al. 2014](#); [Ripple et al. 2015](#)). This results in a global decline of ungulates throughout

their range which may have dramatic consequences on the integrity of the ecosystems they occur in ([Wright et al. 2007a, b](#); [Galetti et al. 2015a](#); [Ripple et al. 2015](#)).

Panama is no exception to this pattern: the country has experienced a high economic development in the last decades that may have consequences on the environment ([Heckadon-Moreno 1993](#)). For example, it has lost 14.3 % of its forest cover between 1990 and 2010 ([Food and Agriculture Organization of the United Nations 2010](#)), a loss that is often associated with other threats such as poaching and human encroachment that affect its fauna ([Wright et al. 2000](#); [Urquiza-Haas et al. 2009](#)), including five ungulates species – the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*), the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*), the collared peccary (*Pecari tajacu*), the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) and the red brocket deer (*Mazama temama*). Two of these species - the white-lipped peccary and the tapir - are particularly vulnerable and less adaptable than the other species in disturbed habitat, and therefore constitute indicators of the integrity of the ecosystem ([Reyna-Hurtado and Tanner 2005](#); [Naranjo and Bodmer 2007](#); [Altrichter et al. 2012](#); [Garcia-Marmolejo et al. 2015](#)). The isthmus of Panama, physically narrow, is an important portion of the Mesoamerican Biological Corridor (MBC; [DeClerck et al. 2010](#)), a project that seeks to connect natural protected areas from Southern Mexico to Panama. As the ungulates species that Panama harbors span from North- or Central America to South America, the isthmus is essential in allowing movement and gene flow across the MBC to eventually maintain viable metapopulations of these species.

Protected areas are widely assumed to be effective in preserving the integrity of species composition in a region ([Bruner et al. 2001](#); [Le Saout et al. 2013](#); [Beaudrot et al. 2006](#)), because they generally comprise large blocks of habitat which some species require to maintain healthy populations (e. g. the white-lipped peccaries), and are usually less exposed to hunting pressure. In Panama, 22 % of the land area is protected ([Food and Agriculture Organization of the United Nations 2010](#)). Whether this protection is effective, however, is unknown. Small-scale wildlife population assessments carried out by the Ministry of the Environment (previously [ANAM](#)) in several of these protected sites had low sampling effort and mostly based on line-transects or interviews (see reports on www.miambiente.gob.pa). Interview-based information from local people reports the presence of all five species of ungulates in the majority of the forests of Panama decades ago (see reports on www.miambiente.gob.pa). More recently, few studies suggested the current degradation of the terrestrial mammal communities in both protected and unprotected areas of Central Panama ([Meyer et al. 2015](#)), and the uneven distribution of two endangered ungulate species, the tapir and the white-lipped peccary, along the forests of Panama ([Meyer et al. 2013](#); [Moreno and Meyer 2014](#)). Nevertheless, studies evaluating the effectiveness of these protected areas to maintain intact ungulate assemblage along Panama and part of the MBC in a systematic manner remain scarce, which may result in poor or ineffective wildlife management and conservation measures.

In this study, we compiled camera trapping data and determined the occurrence and abundance of the ungulate species in several protected forests scattered along Panama to assess if they still supported intact ungulates assemblage. The sites surveyed were all covered of moist tropical forests with similar structure and temperature, and did not vary much in their topography and rainfall. Although most sites were relatively large, and/or contiguous to forested areas, their size varied quite substantially. We expected a positive correlation between ungulate species abundance and the size of the park, as some ungulate species, especially the white-lipped peccary, require large areas to survive ([Reyna-Hurtado et al. 2009](#); [Altrichter et al. 2012](#)). Moreover, we expected the ungulate assemblages to be more impoverished in Central Panama than in the other sites because the mammal community of the region is known to be disturbed partly due to the high human density ([Meyer et al. 2015](#)).

Material and methods

Study area. Panama lies in the moist tropics with an average annual temperature ranging from 22 – 31 °C. The dry season runs from late December to early May, and the annual rainfall amounts 1,700 – 4,000 mm on the Pacific and Atlantic coasts (Ibáñez et al. 2002). Most forests in Panama are well drained, with closed canopy and a dense understory of tree saplings, palms and lianas (Condit et al. 2001), and are defined by Holdridge (1967) as evergreen moist or wet forests which are structurally not much different from each other (Condit et al. 2001). Large-scale disturbances such as hurricanes or fire do not occur. There are 53 terrestrial protected areas (henceforth referred to as “parks”) in Panama covering 22 % of the land territory. Of the 43 % of the land that remains forested, 44 % is under protection (Food and Agriculture Organization of the United Nations 2010). Outside of the forests in the parks, the country is a mosaic of both old-growth and secondary forest patches surrounded by agriculture, cattle grasslands and human settlements (Condit et al. 2001).

We compiled information on ungulates obtained by camera trapping surveys in 13 parks scattered from the Western to the Eastern extremes of the Isthmus; all but one (Cerro Hoya, National Park [NP]) are part of the Mesoamerican Biological Corridor (Figure 1, Table 1). We also presented information of Cerro Hoya (Fort and Nielsen 2012) because it is the last large remnant of forest in the Peninsula de Azuero. Barro Colorado Island (BCI) is part of Barro Colorado Natural Monument (BCNM), and was declared protected in 1923. The majority of the other parks were created between 1976 and 1997. Three parks were created more recently, in 2001 (PN Santa Fé), 2009 (Donoso Multiple Use Protected Area) and 2010 (Damani Guariviara Ramsar Site). Data sources were publications, the database of the Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Network (data set identifier ID: 20160114072908_2173), and our own field studies (Table 1).

Camera trap surveys. Camera traps have proven robust and reliable for surveying rare and cryptic species of tropical terrestrial mammals (Tobler et al. 2008). All surveys used unbaited camera traps deployed in a subset of the area because the sites were large (Table 1). With the exception of BCNM, all camera-trapping surveys were designed to maximize jaguars captures, i. e. camera

Table 1. Study sites characteristics and design of the camera-trapping surveys. Sites are listed following an East-West longitudinal gradient.

Site	Code	Status	Size (km ²)	Sampling		Source	
				Period	No. stations		Total effort (d)
Volcán Baru	BAR	NP	143	Oct–Dec 2014	5	327	This study
Damani Guariviara	DAM	WII	114	May–Sep 2014	12	534	This study
Santa Fé	SFE	NP	726	Nov 2014–Mar 2015	13	977	This study
Cerro Hoya	HOY	NP	325	Feb–Apr 2012	15	984	Fort and Nielsen 2012
Donoso	DON	MUPA	1,960	Mar 2012 – Nov 2013	53	24,641	MPSA; this study
San Lorenzo	SLO	NP	97	Jan–Feb; Sep–Nov 2012	24	624	Meyer et al. 2015
Arraijan	ARJ	PF	180	Mar–May 2015	13	941	This study
BCNM	BCNM	NM	15	Jan 2011/12/13	30	2,937	TEAM Network
Soberania	SOB	NP	225	Nov 2014–Mar 2015	11	786	This study
Portobelo	PBO	NP	359	Mar–May 2015	10	491	This study
Chagres	CHA	NP	1,295	Mar–Aug 2007	27	1,295	Moreno and Bustamante 2007
Nusagandi - Nargana	NUS	NR	596	Jan–Apr 2013/15	16	1,744	Brown 2013; this study
Pirre - Darién	PIR	NP	5,970	Feb–Jun 2014/15	44	6,891	Meyer et al. 2015; this study

¹NP = National Park, WII = Ramsar Site Wetland of International Importance, MUPA = Multiple Use Protected Area, PF = Protected Forest, NM = Natural Monument, NR = Nature Reserve.

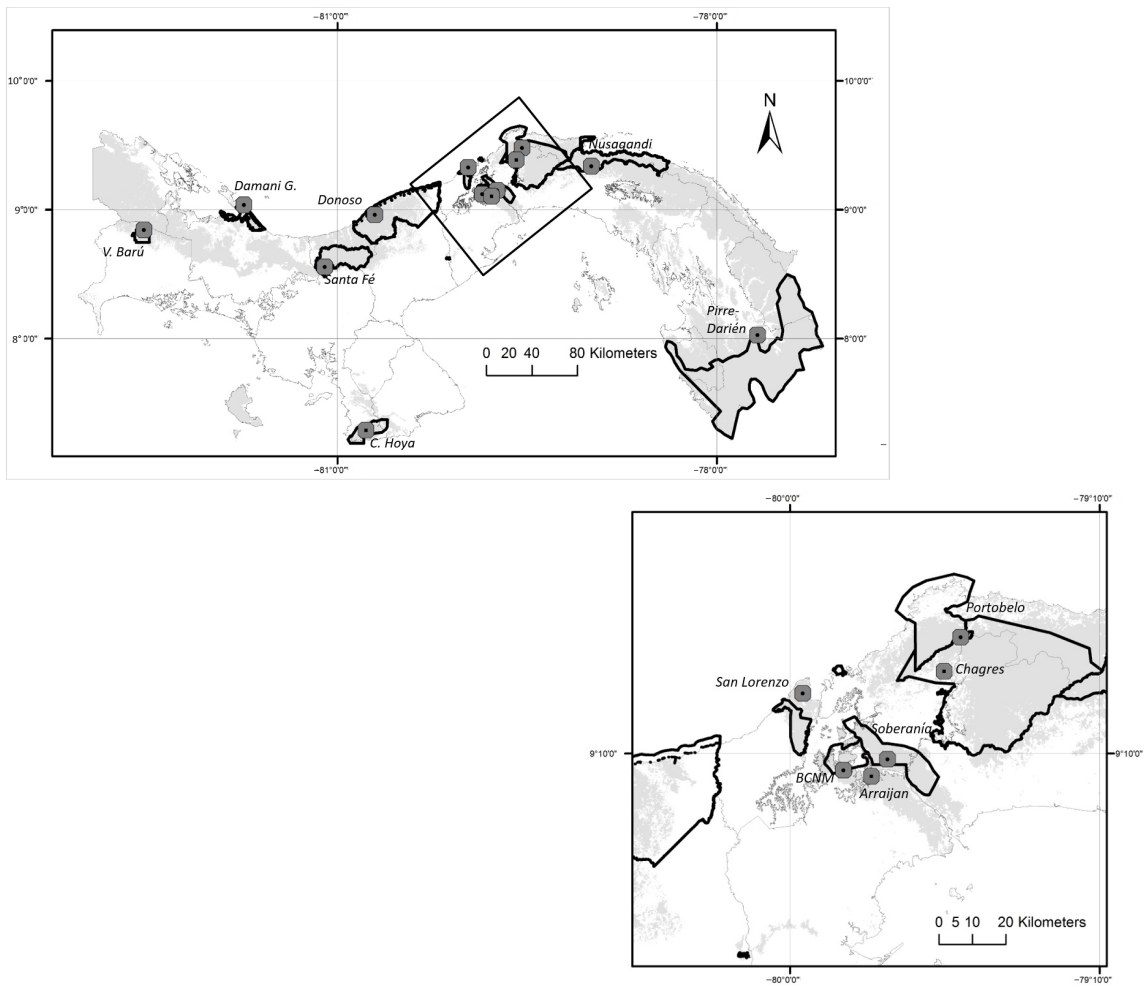


Figure 1. Isthmus of Panama (A) and inset of Central Panama (B) with protected areas (black boundaries) that were surveyed and the locations of the camera trapping polygons (grey circles with dots). Grey shading represents primary and mature secondary forests (ANAM 2000).

traps (Cuddeback Inc., WI) were set up in pairs along trails and ridges, interspaced 0.8 to 1.5 km for assuring independent events. The survey in BCNM followed the protocol of the TEAM Network ([Jansen et al. 2014](#)) with the objective to randomly capture any terrestrial mammal species. Single camera traps (PC 900, Reconyx Inc, WI) were placed off-trail at 30 pre-defined locations in a grid with 1.4 km interspacing. We assumed that the probability of capturing ungulates was the same in spite of the different sampling design.

Photos of BCNM were processed in DeskTEAM ([Fegrauset al. 2011](#)) and all other photos were processed and annotated in Excel 2007 (Microsoft Corporation, Redmond WA, USA). Photos were manually grouped into sequences that represented the same visit of an animal or group of animals (*i. e.* peccary species) in a two hour-interval, which triggered the same camera one or multiple times depending on movement speed and residence time. This filter assured that visit events were independent despite the fact that some species spent a long time in front of the camera (*i. e.* peccaries). The total number of individuals was estimated when a group of peccaries triggered the cameras. For subsequent analyses, we calculated the capture rates for species, a measure of relative abundance, as the number of visits photographed per 100 trap days. This standardization allowed comparing the capture rate between sites in spite of differences in sampling effort. We assumed that for all ungulate species, the number of visits that the cameras recorded is proportional to the local density of the species, *i. e.* cameras will record an ungulate species more often where it is more abundant ([Rovero and Marshall 2009](#)).

Sampling effort varied from 327 to 24,641 trapping days (Volcan Barú and Donoso respectively; Table 1). We produced rarefaction curves that were fitted to sample days in estimateS ver. 9.10 (Colwell 2013), to calculate total species richness. The curves leveled off for all sites except Volcan Barú (Figure 2), so we assumed that the majority of the species were recorded in our surveys (Gotelli and Colwell 2011) and that it would take a significantly larger effort to record additional rare species.

Data analysis. The capture rate of each ungulate species was compared between sites with a Principal Component Analysis (PCA) on the species per sites matrix, centered by species, using the software CANOCO 5 (Braak and Smilauer 2002) with square-root transformed detection rates. We used the Spearman rank correlation coefficient (r_s) to test for a correlation between the abundance index of each ungulate species and the size of the park because residuals of species abundance were not normal.

Results

The collared peccary was the only species captured in all the sites surveyed (Table 2). The white-lipped peccary, in contrast, was recorded in just two of the sites, Pirre-Darién and Donoso (Table 2). The second most frequently captured species was the red brocket deer (nine sites), followed by the tapir and the white-tailed deer (seven and six sites respectively). The five species were recorded only in Donoso that had the highest sampling effort, whereas Damani was the site where the fewest ungulate species (one species) was captured. Camera traps recorded two species in four sites, three species in five sites and four species in the two sites of BCNM and Pirre-Darién (Table 2). Two to four species were captured in each site of Central Panama (Table 2).

The ungulates assemblages varied widely among the parks (Table 2; Figure 3). The first two axes of the ordination diagram explained 90.8 % of the total variation in the composition of the ungulate assemblage. The first axis (74.7 % of the total variation) explained the variation in ungulate assemblage between sites in central Panama and the other sites, and was related to the abundance of collared peccary and the two deer species. The abundance of these species was highest in the small and highly protected BCNM, and in Soberania and Arraijan. The second axis (16.1 % of the total variation) explained the differences between the large site of Darién and the smaller and much more disturbed sites of Cerro Hoya, San Lorenzo, Arraijan and Damani, and was related to the abundance of the white-lipped peccary and the tapir,

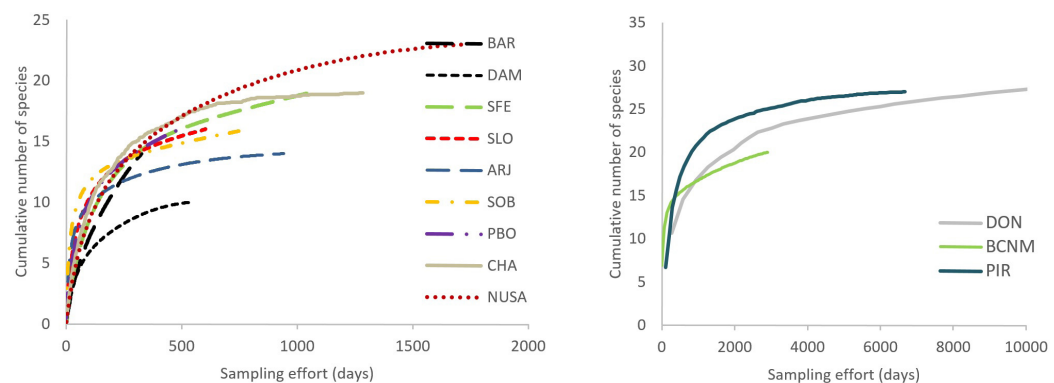


Figure 2. Rarefaction curves based on camera trapping data in protected sites of Panama with moderate (A) and large (B) sampling effort. See Table 1 for sites codes. Cerro Hoya curve is not shown because it was not available from the source (Fort and Nielsen 2014) and we did not have the rwa data to produce the curves ourselves.

Table 2. Capture rate of ungulate species recorded by camera traps across 13 protected forests in Panama and their local conservation status. - = not detected in our survey. See Table 1 for source of the data.

	PERISSODACTYLA		ARTIODACTYLA			Total ungulate species recorded
	<i>Tapirus bairdii</i>	<i>Tayassu pecari</i>	<i>Pecari tajacu</i>	<i>Odocoileus virginianus</i>	<i>Mazama americana</i>	
	Baird's tapir	White-lipped peccary	Collared peccary	White-tailed deer	Red brocket deer	
Local conservation status ¹	Endangered	Endangered	Vulnerable	Vulnerable	Vulnerable	
Volcán Barú	0.3	-	7.9	-	0.6	3
Damani -Guariviara	-	-	0.1	-	-	1
Santa Fé	0.1	-	2.6	-	-	2
Cerro Hoya	-	-	2.5	2.9	-	2
Donoso	0.3	0.01	2.9	0.01	0.2	5
San Lorenzo*	-	-	1.6	2.4	0.2	3
Arraijan*	-	-	13.9	11.3	-	2
BCNM*	0.03	-	25.7	3.5	3.3	4
Soberanía*	-	-	53.7	5.6	4.7	3
Portobelo	-	-	2.2	-	0.6	2
Chagres	0.7	-	1.1	-	0.1	3
Nusagandi-Nargana	0.2	-	9.4	-	0.3	3
Pirre-Darién	1.4	5.8	3.9	-	1.6	4
Total sites with record	7	2	13	6	9	

¹ Conservation status in Panama based on ANAM (2008).

*Sites in Central Panama

two large frugivorous species that require large tracts of contiguous and undisturbed forest and that are locally endangered. While relatively abundant in Darién, they were rare or not detected in most other sites. Volcan Barú and Nusagandi were clustered together which indicates that they were similar in terms of ungulates species. Likewise, Chagres, Santa Fé, Portobelo and Donoso were also similar to each other.

Tapirs and white-lipped peccaries were more abundant in larger parks ($r_{\text{stapir}} = 0.67$, $P = 0.01$ and $r_{\text{WL peccary}} = 0.63$, $P = 0.02$), while there was no significant correlation between the abundance of the other species and the size of the parks.

Discussion

Protected areas are widely assumed to effectively protect wildlife populations, especially when they are large. This study used camera-trapping surveys to evaluate the effectiveness of the protected areas to preserve ungulate assemblages in Panama. Our hypothesis that the ungulate assemblages were going to be impoverished in Central Panama was supported by the results. However, we unexpectedly found that the majority of the sites, including some large ones, harbored just two or three of the five ungulate species known for Panama, and our second hypothesis was not sustained.

The only species that was present in every site was the collared peccary, while the red brocket deer was captured in the majority of the sites as well. These two species have been documented to cope relatively well in disturbed landscapes with high level of hunting in other tropical regions while being adaptable to preserved

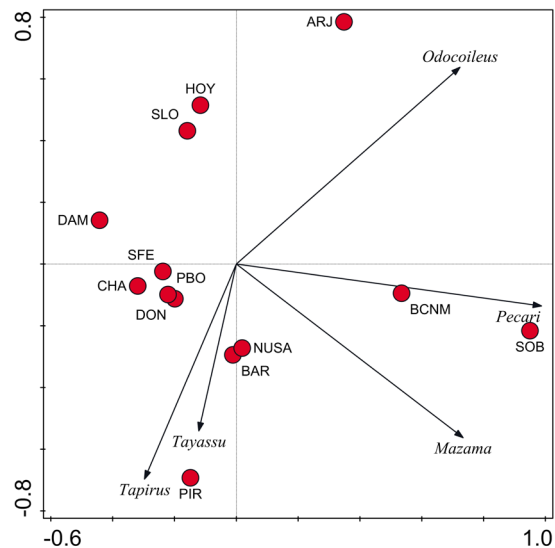


Figure 3. Results of a Principal Component Analysis of ungulate assemblages, based on capture rates by camera traps at 13 protected sites in Panama. Arrows indicate the direction of maximum change in relative abundance across the ordination plot, where arrow length is proportional to the change and to the abundance. Sites that are close together are more similar in ungulate species composition and abundance. See table 1 for site codes.

areas as well ([Peres 1996](#); [Reyna-Hurtado and Tanner 2007](#); [Tejada-Cruz et al. 2009](#)). The white-tailed deer was detected in just half of our sites, most in Central Panama, a region that is disturbed, fragmented and with a high hunting pressure ([Wright et al. 2000](#); [Meyer et al. 2015](#)). [Reyna-Hurtado and Tanner \(2007\)](#) had found similar pattern in Calakmul, Mexico, where this species was more abundant in hunted sites. This is possibly explained by the habitat type as the species usually occurs in perturbed areas ([Reyna-Hurtado and Tanner 2005](#); [Garcia-Marmolejo et al. 2015](#)). Interestingly, the collared peccary, the red-brocket deer and the white-tailed deer were much more abundant in sites of Central Panama where apex predators are very rare ([Meyer et al. 2015](#)), which suggests release from top-down control ([Terborgh et al. 2001](#)).

Tapirs and white-lipped peccaries in contrast, are two elusive species particularly sensitive to disturbance, and were infrequently recorded, even in relatively large protected areas. Tapirs were photo-captured in half of the sites surveyed that were also the largest with the exception of BCNM and Volcan Barú, even though they have relatively small home ranges ([Foerster and Vaughan 2002](#)). Volcan Barú is directly connected to the International Park of La Amistad that we did not survey but that is very large, remote, and known to harbor tapirs ([Meyer et al. 2013](#)). BCNM is the only site in central Panama that still harbors a resident population of tapirs, as a small number was reintroduced in the 1950's after the species was extirpated ([Terwilliger 1978](#)) and nowadays the site benefits from a very high level of protection ([Meyer et al. 2013](#)). Although occasionally poached, tapir's meat is not as much appreciated as peccary or deer species in Panama ([Meyer et al. 2013](#)) and is therefore not actively hunted; instead, they seem to particularly suffer from human encroachment which is common and uncontrolled in most parks in Panama, particularly through illegal logging and forest conversion to cattle pastures (pers. obs.). This pattern was supported by the higher capture rate in camera stations that were placed very remotely inside the parks where human access is difficult rather than in the buffer area (R. Moreno and N. Meyer, unpub. data). As the proportion of core area usually increase with the size of the area, it may explain why the abundance of tapirs was positively correlated to park

size. The white-lipped peccary on the other hand was almost not recorded except for Pirre-Darién that still present extensive tracts of relatively undisturbed forest, and Donoso, a site that harbors the entire large-sized terrestrial mammal community of Panama (R. Moreno, unpub. data). However, in that latter site the capture rate was very low in spite of the substantial trapping effort, highlighting its rarity in the region. A finding that is similar in other sites where we did not photograph the species in our survey even though there is evidence of their occurrence, namely in Portobelo (H. Esser, pers. com.; [Meyer et al. 2015](#)), Nusagandi and Chagres ([Moreno and Meyer 2014](#)). A considerable larger sampling effort over a longer period of time would increase the probability of photographing the species in sites where they occur at very low density. White-lipped peccaries are habitat specialists, live in large groups and move in non-seasonally patterns, therefore require large continuous forests to maintain viable population ([Peres 1996](#); [Reyna-Hurtado et al. 2009](#)). Nevertheless, most of the parks surveyed are relatively large and used to harbor white-lipped peccaries decades ago until they became over hunted ([Moreno and Meyer 2014](#)). Poaching remains the principal threat for white-lipped peccary because it constitutes a favorite game species, and reports of culling of a large proportion of herd-members, up to > 20 individuals at a single time are not unusual ([Moreno and Meyer 2014](#)). Such harvest practices contribute to drive the species to local extinction in many sites ([Moreno and Meyer 2014](#)) but also reveal the lack of protection in many parks.

The difference in ungulate detections between protected areas may not be related to park size per se, but rather to the surrounding fragmentation and anthropogenic activities ([Ahumada et al. 2011](#)). The geographic isolation of some parks to other source areas, as is the case of Cerro Hoya, may impede the recolonization by the species after extirpation. The situation looks particularly worrisome for tapirs and white-lipped peccaries as bushmeat trade studies in the Neotropics uncovered the magnitude of the phenomenon and revealed that hunting is often unsustainable for large-bodied species ([Smith 2008](#); [Naranjo et al. 2010](#); [Van Vliet et al. 2014](#)).

The non-detection of a specific species in a given site does not necessarily imply it is absent since rare species require a high sampling effort to be detected, as illustrated by the white-lipped peccary. The sampling effort varied substantially in our survey and may have been too low in some sites to detect species occurring at very low density, but our results highlight the rarity of such species. There was also a strong variation in the abundance of the species among the sites, potentially making some species functionally extinct in various sites. Functional extinction occurs when a species becomes too rare to fulfill its ecological role ([Altrichter et al. 2012](#); [Galetti et al. 2015b](#)). As such, the pattern observed in our study constitutes an issue as the loss of large vertebrates due to hunting and habitat degradation, known as defaunation, may have important effects on the ecosystem functioning ([Dirzo et al. 2014](#)). Besides affecting large carnivores as a result of a decrease in preys ([Ripple et al. 2015](#)), the depletion of large frugivorous species such as tapir and white-lipped peccary in particular, have consequences on the dispersal and germination of seeds that can lead to significant changes in the vegetation structure and composition, further impacting species at a lower trophic level ([Stoner et al. 2007](#); [Wright et al. 2007a,b](#) [Galetti et al. 2015b](#)). The effects of large vertebrates loss on seeds dispersal have been largely documented on BCI and in Soberania NP (e. g. [Wright et al. 2000](#); [Wright et al. 2007b](#)), but would merit further investigation in the remaining sites composed of large tracts of primary forests where large seed dispersers species were rarely photographed.

Conclusion

We studied the effectiveness of protected areas to preserve the ungulate assemblages. Our results indicated a global impoverishment of the ungulates assemblage in several protected sites across Panama, and suggest that not all protected areas are effectively maintaining ungulate species. Increasing the surveys sampling efforts and monitoring a higher number of parks will contribute to reduce false absence, since some rare species, the tapir and white-lipped peccary especially, may not always have been captured in some of the sites in spite of their presence. Moreover, it is important to determine the factors driving the pattern observed and to what extent to help reversing this trend. For example, it is relevant to quantify the impact of bushmeat harvest together with the species population size in order to determine sustainable level of hunting at the local scale ([Naranjo and Bodmer 2007](#)).

Acknowledgments

We thank O. Chen, I. Cisnero, A. Artavia and the game wardens of Barro Colorado Island for field assistance, and E. Flores, Z. Pinzon, E. Núñez, I. Tejada, C. Medina, N. Young, A. Puertas, S. Valdes, Y. Liefting and the rangers and directors of the National Parks for logistical support; H. Esser for help in the MVA analysis. We are grateful to the Ministry of Environment of Panama (MiAmbiente) for permits and part of the Volcan Barú and the congreso general Guna for the data, and to AMIPARQUE for collaboration and part of the Santa Fé data. We thank J. Fort and C. Nielsen for providing the data of Cerro Hoya, and MWH for the data of San Lorenzo. The data of Portobelo, Nusagandi, Santa Fé, Arraijan and Soberania were part of the project Fortalecimiento de capacidades del MiAmbiente en apoyo al plan de conservacion del jaguar en el Corredor Mesoamericano del Atlántico Panameño funded by MiAmbiente; the data of BCNM were collected as part of the Tropical Ecology and Assessment Monitoring Network, a collaboration between Conservation International, the Missouri Botanical Garden, the Smithsonian Institution, and the Wildlife Conservation Society, and partially funded by these institutions, the Gordon and Betty Moore Foundation, and other donors; the data of Donoso were part of the Mammal Monitoring project from Minera Panama SA; the data of Pirre were part of the Darién Monitoring Project run by GEMAS/Fundacion Natura/Fondo Darién and funded by the US Embassy/TNC/Ministerio de Economia y finanzas/MINAM/Fundes/Panamcham, the small grant of Jaguar Conservation Fund of Panthera and the Southern Illinois University of Carbondale; data of Damani Guariviara were part of the CEASPA project "Fortalecimiento de las capacidades tecnicas y cientificas de las comunidades locales en apoyo al manejo del sitio Ramsar Humedal de Importancia Internacional Damani-Guariviara y del Paisaje Protegido Escudo de Veraguas-Dego", funded by the "Programa de Pequeñas Donaciones" of the FMAM/GEF/PNUD.

References

- AHUMADA, J. A., C. E. F. SILVA, K. GAJAPERSAD, C. HALLAM, J. HURTADO, E. MARTIN, A. MCWILLIAM, B. MUGERWA, T. O'BRIEN, AND F. ROVERO. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366:2703-2711.
- AUTORIDAD NACIONAL DEL AMBIENTE (ANAM). 2008. Gaceta Oficial Digital No. 26013 del 7 de abril

de 2008. Panamá, República de Panamá.

- BRAAK, C. J. F., AND P. SMILAUER.** 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5).
- ALTRICHTER, M., A. TABER, H. BECK, R. REYNA-HURTADO, L. LIZARRAGA, A. KEUROGHLIAN, AND E. W. SANDERSON.** 2012. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened White-lipped peccary *Tayassu Pecari*. *Oryx* 46:87–98.
- BEAUDROT, L., J. A. AHUMADA, T. O'BRIEN, P. ALVAREZ-LOAYZA, K. BOEKEE, A. CAMPOS-ARCEIZ, ET AL.** 2016. Standardized assessment of biodiversity trends in tropical forest protected areas: The end is not in sight. *PLoS Biology* 14:e1002357. doi:10.1371/journal.pbio.1002357
- BROWN, E.** 2013. Ecología de grandes felinos y abundancia relativa de las presas en area silvestre protegida de Nargana, Comarca de Guna Yala. BSc thesis, Universidad de Panama.
- BRUNER, A. G., R. E. GULLISON, R. E. RICE, AND G. A. DA FONSECA.** 2001. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science* 291: 125–28.
- COLWELL, R. K.** 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CONDIT, R., W. D. ROBINSON, R. IBANEZ, S. AGUILAR, A. SANJUR, R. MARTINEZ, R. F. STALLARD, T. GARCIA, G. R. ANGEHR, AND L. PETIT.** 2001. The status of the Panama Canal watershed and its biodiversity at the beginning of the 21st century. *BioSciences* 51:389-398.
- DECLERCK F. B. J., R. CHAZDON, K. D. HOLL, J. C. MILDER, B. FINEGAN, A. MARTINEZ-SALINAS, P. IMBACH, L. CANET, AND Z. RAMOS.** 2010. Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. *Biological Conservation* 143:2301-2313.
- DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. B. ISAAC, AND B. COLLEN.** 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–6.
- FEGRAS, E. H., K. LIN, J. A. AHUMADA, C. BARU, S. CHANDRA, AND C. YOUN.** 2011. Data acquisition and management software for camera trap data: A case study from the TEAM Network. *Ecological Informatics* 6:345-353.
- FOESTER, R., AND C. VAUGHAN.** 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423-437.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS.** 2010. Global Forest Resources Assessment. ISBN 978-92-5-106654-6.
- FORT, J., AND C. K. NIELSEN.** 2012. Descripción del estudio piloto de vida silvestre en Cerro Hoya, mediante el uso de cámaras trampa. Ministerio de Ambiente. Unpublished report.
- GALETTI, M., R. S. BOVENDORP, AND R. GUEVARA.** 2015a. Defaunation of Large Mammals Leads to an Increase in Seed Predation in the Atlantic Forests. *Global Ecology and Conservation* 3:824-830.
- GALETTI, M., R. GUEVARA, C. L. NEVES, R. R. RODARTE, R. S. BOVENDORP, M. MOREIRA, J. B. HOPKINS, AND J. D. YEAKEL.** 2015b. Defaunation Affect Population and Diet of Rodents in Neotropical Rainforests. *Biological Conservation* 190:2-7.
- GARCÍA-MARMOLEJO, G., L. CHAPA-VARGAS, M. WEBER, AND E. HUBER-SANNWALD.** 2015. Landscape composition influences abundance patterns and habitat use of three ungulate species in fragmented secondary deciduous tropical forests, Mexico. *Global Ecology and Conservation* 3:744-755
- GOTELLI, N. J., AND R. K. COLWELL.** 2011. Estimating Species Richness. Pp. 39-54 *Biological Diversity. Frontiers in Measuring Biodiversity* (Magurran, A. E., and B. J. McGill, eds) . Oxford University Press. New York, EE. UU.
- HOLDRIDGE, L. R.** 1967. Life zone ecology. San Jose, Costa Rica: Tropical Science Center. San Jose, Costa Rica.

- HECKADON MORENO, S.** 1993. Impact of development on the Panama Canal environment. *Journal of Interamerican Studies and World Affairs* 35:129-149.
- IBANEZ, R., R. CONDIT, G. ANGEHR, S. AGUILAR, T. GARCIA, R. MARTINEZ, A. SANJUR, R. STALLARD, S. J. WRIGHT, AND A. S. RAND.** 2002. An ecosystem report on the Panama Canal: monitoring the status of the forest communities and the watershed. *Environmental Monitoring and Assessment* 80:65-95.
- JANSEN, P. A., J. AHUMADA, E. FEGRAUS, AND T. O'BRIEN.** 2014. TEAM: a standardised camera-trap survey to monitor terrestrial vertebrate communities in tropical forests. Pp. 263-270 in *Camera Trapping: Wildlife Research and Management* (Meek, P. D., A. G. Ballard, P. B. Banks, A. W. Claridge, P. J. S. Fleming, J. G. Sanderson, and D. E. Swann, eds.). CSIRO Publishing. Melbourne, Australia.
- LE SAOUT, S., M. HOFFMANN, Y. SHI, A. HUGHES, C. BERNARD, T. M. BROOKS, B. BERTZKY, S. H. M. BUTCHART, N. STUART, T. BADMAN AND A. S. L. RODRIGUES.** 2013. Conservation. *Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. Science* 342:803–805.
- MEYER, N., R. MORENO, AND P. JANSEN.** 2013. Distribution and conservation status of the Baird's tapir in Panama. *Tapir Conservation* 30:10-13.
- MEYER, N. F. V., H. J. ESSER, R. MORENO, F. VAN LANGEVELDE, Y. LIEFTING, D. ROS OLLER, C. B. F. VOGELS, A. D. CARVER, C. K. NIELSEN, AND P. A. JANSEN.** 2015. An Assessment of the Terrestrial Mammal Communities in Forests of Central Panama, Using Camera-Trap Surveys. *Journal for Nature Conservation* 26:28-35.
- MORENO, R. AND A. BUSTAMENTE.** 2007. Estatus del Jaguar (*Panthera onca*), Otros Felinos y sus Presas, Utilizando Camaras Trampa en la Region del Alto Chagres, Panamá. Informe Final del Proyecto del Alto Chagres, Densidad de Jaguares, Fondo Chagres. Panamá, Republica de Panamá.
- MORENO, R., AND N. MEYER.** 2014. Distribution and conservation status of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in Panama. *Suiform soundings* 13:32-37.
- NARANJO, E. J., M. M. GUERRA, R. E. BODMER, AND J. BOLANOS.** 2010. Subsistence Hunting by Three Ethnic Groups of the Lacandon Forest, Mexico. *Journal of Ethnobiology* 24:233–53.
- NARANJO, E. J., AND R. E. BODMER.** 2007. Source-Sink Systems and Conservation of Hunted Ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138:412–20.
- PERES, C. A.** 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77: 115-123.
- REYNA-HURTADO, R., AND G. W. TANNER.** 2005. Habitat Preferences of Ungulates in Hunted and Nonhunted Areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37:676–85.
- REYNA-HURTADO, R., AND G. W. TANNER.** 2007. Ungulate Relative Abundance in Hunted and Non-Hunted Sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16:743–56.
- REYNA-HURTADO, R., E. ROJAS-FLORES, AND G. W. TANNER.** 2009. Home Range and Habitat Preferences of White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90:1199-1209.
- RIPPLE, W. J., T. M. NEWSOME, C. WOLF, R. DIRZO, K. T. EVERATT, M. GALETTI, M. W. HAYWARD, G. I. H. KERLEY, T. LEVI, P. A. LINDSEY, D. W. MACDONALD, Y. MALHI, L. E. PAINTER, C. J. SANDOM, J. TERBORGH, AND B. VAN VALKENBURGH.** 2015. Collapse of the World's Largest Herbivores. *Science Advances*, May:1-12.
- ROVERO, F. AND A. R. MARSHALL.** 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:1011 - 1017.
- SMITH, D. A.** 2008. The Spatial Patterns of Indigenous Wildlife Use in Western Panama:

- Implications for Conservation Management. *Biological Conservation* 141:925–37.
- STONER, K. E., K. VULINEC, S. J. WRIGHT, AND C. A. PERES.** 2007. Hunting and Plant Community Dynamics in Tropical Forests: A Synthesis and Future Directions. *Biotropica* 39:385–92.
- TEJEDA-CRUZ, C., NARANJO, E. J. CUARON, A. D. PERALES, AND J. L. CRUZ-BURGUETE.** 2009. Habitat use of wild ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon Forest, Southern Mexico. *Mammalia* 73:211-219.
- TERWILLIGER, V. J.** 1978. Natural history of Baird’s tapir on Barro Colorado Island, Panama Canal Zone. *Biotropica* 10:211-220.
- TERBORGH, J., L. LOPEZ, P. NUNEZ, M. RAO, G. SHAHABUDDIN, G. ORIHUELAS, M. RIVEROS, R. ASCANIO, G. H. ADLER, T. D. LAMBERT, AND L. BALBAS.** 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science* 294:1923–26.
- TOBLER, M., S. CARRILLO-PERCASTEGUI, R. LEITE PITMAN, R. MARES, AND G. POWELL.** 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169-178.
- URQUIZA-HAAS, T., C. A. PERES, AND P. M. DOLMAN.** 2009. Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. *Biological Conservation* 142:134-148.
- VAN VLIET, N., M. P. QUICENO-MESA, D. CRUZ-ANTIA, L. JOHNSON, N. DE AQUINO, J. MORENO, AND R. NASI.** 2014. The Uncovered Volumes of Bushmeat Commercialized in the Amazonian Trifrontier between Colombia, Peru and Brazil. *Ethnobiology and Conservation* 7:1–11.
- WRIGHT, S. J., H. ZEBALLOS, I. DOMINGUEZ, M. M. GALLARDO, M. C. MORENO, AND R. IBANEZ.** 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. *Conservation Biology* 14:227-239.
- WRIGHT, S. J., A. HERNANDEZ, AND R. CONDIT.** 2007a. The Bushmeat Harvest Alters Seedling Banks by Favoring Lianas, Large Seeds, and Seeds Dispersed by Bats, Birds, and Wind. *Biotropica* 39:363–71.
- WRIGHT, S. J., K. E. STONER, N. BECKMAN, R. T. CORLETT, R. DIRZO, H. C. MULLER-LANDAU, G. NUNEZ-ITURRI, C. A. PERES, AND B. C. WANG.** 2007b. The Plight of Large Animals in Tropical Forests and the Consequences for Plant Regeneration. *Biotropica* 39:289–91.

Submitted: October 13, 2015

Reviewed: December 2, 2015

Accepted: January 16, 2016

Associated editor: Rafael Reyna

Influencia de la fragmentación del hábitat en la abundancia de *Mazama temama* a diferentes escalas en un bosque mesófilo de montaña

Influence of habitat fragmentation on abundance of *Mazama temama* at different scales in the cloud forest

Brenda Muñoz-Vazquez¹ y Sonia Gallina-Tessaro^{1*}

¹ Red de Biología y Conservación de Vertebrados, Instituto de Ecología A. C. Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya 91000. Xalapa, Veracruz, México. E-mail: bren2801@gmail.com (BM-V), sonia.gallina@inecol.mx (SGT)

*Corresponding author

Brocket deer inhabit two of the most threatened ecosystems in Mexico: the cloud forest and tropical evergreen forest, due to the lack of studies little is known about their current condition. However it is believed that it is threatened by various factors among them hunting, loss and fragmentation of habitat. In this paper we established a conceptual model a priori about the relationships between deer and their habitat where we included elements of microhabitat and landscape to determine how it affects the abundance and distribution of brocket deer in the mountains of the state of Hidalgo, Mexico. We selected 14 different forested sites, in each we established two transects 250 m long where the relative abundance of tracks was estimated. During April 2011 to March 2012 three sampling visit were made in each transect. In the transects we measured: forest structure, protective cover, low tree and shrub layer. For each site we considered the size and shape of the fragments and their matrix. To determine which variables influenced the abundance of tracks we used general linear regression models. 352 brocket deer tracks were recorded in 21 km of linear transects. The average relative abundance was 16.76 tracks/km. More tracks were found in sites with higher tree density 0.4 trees / m², 60 % canopy cover, 70 % protection cover for fawns and 50 % for adults, higher linear density 0.5 ind / 25m and shrub richness of more than four species. The abundance of deer had a positive linear relationship with the density of tree coverage to protect adults and brocket deer importance value of edible trees ($P < 0.001$). The estimated abundance of tracks was higher than the reported in other sites. Our data suggest that the sites C2, C4 and C7 were better suited for deer use and possibly their movements to other sites attracted by some crops, but more specific studies would be necessary like radio-telemetry to test this assumption. This research indicated that brocket deer behaves like a forest specialist, as their abundance and welfare depends on food availability, habitat quality in terms of forest cover and the remoteness of settlements, which are generally the best preserved and most inaccessible fragments.

El venado temazate habita en dos de los ecosistemas más amenazados en México: los bosques mesófilos de montaña y selvas. Debido a la falta de estudios poco se sabe acerca de su estado actual de conservación. Sin embargo, se cree que está amenazada por diversos factores entre los que destacan la cacería y la pérdida y fragmentación de su hábitat. En este trabajo establecimos un modelo conceptual *a priori* sobre las relaciones venado-hábitat donde incluimos elementos del microhábitat y del paisaje para determinar cómo afecta la fragmentación del paisaje y sus factores secundarios en la abundancia y distribución del temazate en las montañas de Hidalgo México. Elegimos 14 sitios con diferente cobertura forestal, en cada uno establecimos dos transectos en franja de 250 metros de largo por un metro de ancho, donde se calculó la abundancia relativa con conteo de rastros. Se realizaron tres visitas a cada transecto en franja durante el periodo abril 2011-marzo 2012. Además, se midió: estructura forestal, cobertura de protección, estrato arbustivo y arbóreo bajo. También para cada sitio analizamos la configuración de los fragmentos con mediciones del tamaño y forma de los fragmentos de bosque y su matriz. Realizamos modelos lineales de regresión múltiple para determinar que variables influían en la abundancia de rastros. Se registraron 352 rastros de venado temazate en 21 km lineales de transectos en franja. El índice de abundancia relativa promedio fue de 16.76 rastros/km. Se observó mayor cantidad de rastros en sitios con densidad absoluta mayor a 0.4 árboles/m², cobertura de dosel mayor al 60 %, cobertura de protección a crías mayor al 70 % y mayor a 50 % para los adultos, una densidad lineal mayor a 0.5 ind/25m y una riqueza de arbustivas mayor a cuatro especies. La abundancia de rastros de venado temazate tiene una relación lineal positiva con la densidad absoluta de árboles, cobertura de protección a venados temazate adultos y valor de importancia de árboles comestibles ($P < 0.001$). La abundancia promedio de rastros estimada para este estudio es mayor a la de otros sitios. Nuestros datos apuntan a que en conjunto los sitios C2, C4 y C7 albergan la mayor cantidad de individuos y que posiblemente se estén desplazando a los otros sitios atraídos por algunos cultivos, sin embargo serían necesarios estudios más específicos como los de radio telemetría para comprobar este supuesto. Los resultados de la investigación

indican que el temazate se comporta como un especialista de interior de bosque, ya que su abundancia depende de la disponibilidad de alimento, la calidad del hábitat en cuanto a cobertura forestal y la lejanía de asentamientos humanos, que en general son los fragmentos mejor conservados y de más difícil acceso.

Key words: cloud forest; habitat fragmentation; hunting; *Mazama temama*; trails.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

El venado temazate (*Mazama temama*, [Geist 1998](#)) es el cérvido más pequeño de México, el cual habita en los bosques mesófilos de montaña (BMM) y selvas desde el centro de dicho país y hasta el norte de Colombia. Estos son los dos ecosistemas más afectados por la larga historia de dominancia de la ganadería (aproximadamente el 50 % de la superficie original de BMM ha desaparecido, [Jones et al. 1983](#)). Debido a la falta de estudios poco se sabe acerca del estado actual de conservación de las poblaciones de temazate, pero se piensa que están amenazadas por tratarse de una especie preferida por los cazadores, por ser vulnerable a la depredación por animales domésticos, particularmente perros ferales, y por la disminución y pérdida de su hábitat ([Weber y González 2003](#); [Mandujano 2011](#); [Weber 2014](#)).

Para ampliar las probabilidades de sobrevivencia de una especie dentro de un sitio es necesario tomar en cuenta dentro del plan de conservación el hábitat a diferentes escalas, especialmente en ambientes con algún grado de perturbación ([Bennett et al. 2006](#)). En primer instancia es necesario considerar los elementos del microhábitat que influyen en el riesgo de depredación y la dinámica poblacional local ([Bertolino 2007](#)) y posteriormente la estructura del paisaje que limita el éxito de dispersión de las especies de manera más significativa en ambientes fragmentados ([Brady et al. 2011](#)). El presente estudio representa uno de los primeros esfuerzos por conocer el impacto que tienen los elementos del hábitat a distintas escalas espaciales en la abundancia y distribución del venado temazate rojo, pues los pocos estudios realizados hasta el momento solo evalúan alguno de estos aspectos.

El objetivo general fue determinar qué elementos del paisaje influyen en la abundancia y distribución del venado temazate. Para resolverlo se estableció un modelo conceptual *a priori* sobre las relaciones venado-hábitat que incluyó elementos del microhábitat y paisaje.

El modelo de microhábitat incluye características importantes para la incidencia y abundancia de venado temazate relacionadas directamente con la estructura vegetal, que influyen en la cobertura de protección y disponibilidad de alimento a nivel de sitio de estudio. Estos elementos contribuyen al bienestar de los venados al proveer protección frente a factores ambientales (sol, precipitación, temperatura, entre otros), los cuales incrementan las probabilidades de crear hábitat específicos que permiten al venado esconderse y escapar de sus depredadores, brindándoles la seguridad necesaria para mantener una buena condición física ([Dasmann 1971](#)). Particularmente el venado temazate, se comporta como especialista de hábitat en algunos lugares, además debido a que se trata de un rumiante pequeño y selectivo, requiere de mayor energía por unidad de peso corporal para satisfacer sus necesidades básicas en comparación con otros venados de mayor talla como el venado cola blanca y el venado bura ([Paredes 2002](#); [Bello et al. 2004](#); [Villarreal-Espino et al. 2008](#)).

El modelo de paisaje incluye elementos de fragmentación del hábitat y características de la matriz, en particular la presencia de asentamientos humanos y superficies desprovistas de vegetación primaria. Estos factores limitan la dispersión de algunas especies a través del paisaje, afectando la recolonización, favoreciendo su cacería y depredación por animales domésticos.

En especial el venado temazate se caza por su alto valor nutrimental o por ser considerada una especie problema que afecta ciertos cultivos (Escamilla *et al.* 2000; Lopes y Ferrari 2000; Peres 2001; Reyna-Hurtado 2002; Reyna-Hurtado y Tanner 2007; Bello *et al.* 2010), y además se conoce que es un especialista de hábitat primario y la fragmentación del hábitat no lo favorece y limita su dispersión (Weber 2005; Reyna-Hurtado y Tanner 2005).

Material y métodos

Área de estudio. El estudio se llevó a cabo en el bosque mesófilo de montaña (6,070.1 ha) del municipio de San Bartolo Tutotepec, Hidalgo, 20° 24' 50" N y -98° 14' 24" O México (Figura 1). Esta zona pertenece a la reserva de biósfera corredor biológico del bosque mesófilo de montaña y se caracteriza por ser uno de los BMM mejor conservados en el estado. Posee elevaciones que van de los 200 a 1,944 m, presenta una topografía accidentada, con pendientes pronunciadas y escarpadas y predominan los suelos de tipo regosol: calcárico, dístico y eútrico (CONABIO 2010). Se presentan tres zonas climáticas, cálidas, semicálidas y templadas, con un rango de temperatura media anual de 12 a 18 °C y un rango de precipitación anual de 1,200 a 2,000 mm (Villavicencio y Pérez-Escandón 2007). Las especies vegetales dominantes en la zona de estudio son *Pinus teocote*, *Fagus grandifolia* subsp. *mexicana*, *Quercus xalapensis*, *Q. sartorii*, *Liquidambar styraciflua*, *Clethra macrophylla*, *Oreopanax xalapensis*, *Cyathea fulva* y *Dicksonia sellowiana* en los fragmentos de bosque y en las zonas abiertas predominan *Alnus acumminata* y *A. jorullensis*.

Para seleccionar los sitios de muestreo utilizamos una imagen satelital pancromática tomada con el sensor Spot 5 en el año 2011, con una resolución espacial de 2.5 m (Scene ID: 5 590-309; SPOTIMAGE *et al.* 2011). Con el programa arcview 3.2 trazamos 14 circunferencias de un kilómetro de diámetro que correspondían a nuestros 14 sitios de estudio, cada uno de ellos con diferente porcentaje de cobertura forestal (30 - 100 % del círculo ocupado por bosque). Las circunferencias con una cobertura vegetal mayor al 60 % fueron consideradas a priori como sitios conservados (C) y en caso contrario fueron consideradas como sitios perturbados (P).

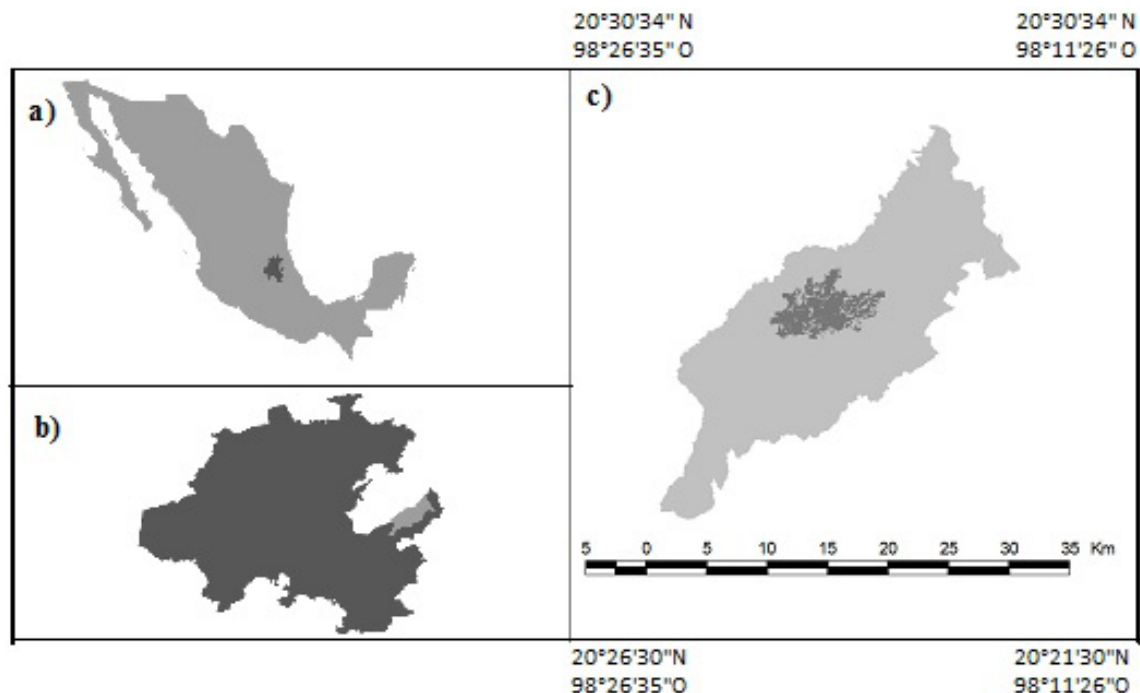


Figura 1. Ubicación geográfica de la zona de estudio en a) México, en el b) Estado de Hidalgo, c) en el municipio de San Bartolo Tutotepec (las partes sombreadas representan el área de estudio).

Para estimar la abundancia relativa de rastros de venado temazate utilizamos el método de transecto en franja, con medidas de 250 m de largo por un metro de ancho dentro de cada sitio de muestreo, cada uno de ellos fue georreferenciado. Se establecieron dos transectos en franja en cada sitio de muestreo y estos se separaron de los transectos en franja de los otros sitios de muestreo por una distancia mínima de 1 km (Figura 2). Cada transecto en franja fue recorrido en tres ocasiones durante el periodo abril 2011-marzo 2012 a diferentes horas del día, entre las 8:00 y las 17:00 horas. Los registros como huellas, excretas, echaderos y comederos identificados fueron considerados como evidencia de la presencia del venado temazate a partir de la descripción de [Aranda \(2000\)](#), es importante mencionar que es la única especie de cérvido presente en la zona de estudio, por lo que no existe el riesgo de confundir sus rastros con los de otro como el venado cola blanca. Cada registro fue geo-referenciado con un GPS Garmin 60CSx e incorporado a un sistema de información geográfica utilizando el programa Arc view ver. 3.2. ([ESRI 1999](#)).

Se calculó el índice de abundancia relativa (IAR) por kilómetro con la siguiente fórmula: $IAR = \text{número de rastros} / \text{unidad de muestreo (0.5 km)}$. En los meses de abril y junio del 2011 se establecieron 11 puntos dentro de cada transecto en franja establecido previamente para identificar la presencia de la especie, separados cada 50 m para evaluar 11 elementos del microhábitat: densidad absoluta de árboles (DAA), altura media de los árboles (AMA), área basal media de los árboles (ABA), riqueza de especies forestales (REF) siguiendo el método de cuadrantes centrados en puntos propuesto por [Müller-Dombois y Ellenberg \(1974\)](#), valor de importancia de las especies vegetales comestibles (VIC) generado a partir de la comparación de la lista de especies vegetales obtenida en campo y la de [Villarreal-Espino et al. 2008](#), la cobertura del dosel (CDD) con el método de fotografía digital de [Kuusipalo \(1985\)](#), [Teraoka \(1996\)](#) e [Ishida \(2004\)](#), la cobertura de protección para las crías de venado temazate (CPC) y la cobertura de protección para los venados temazates adultos (CPA) se obtuvo utilizando el método de cobertura vertical de [Griffith y Youtie \(1988\)](#) y por último las variables de riqueza de especies (REH), densidad lineal (DLH) y cobertura lineal (CLH) del

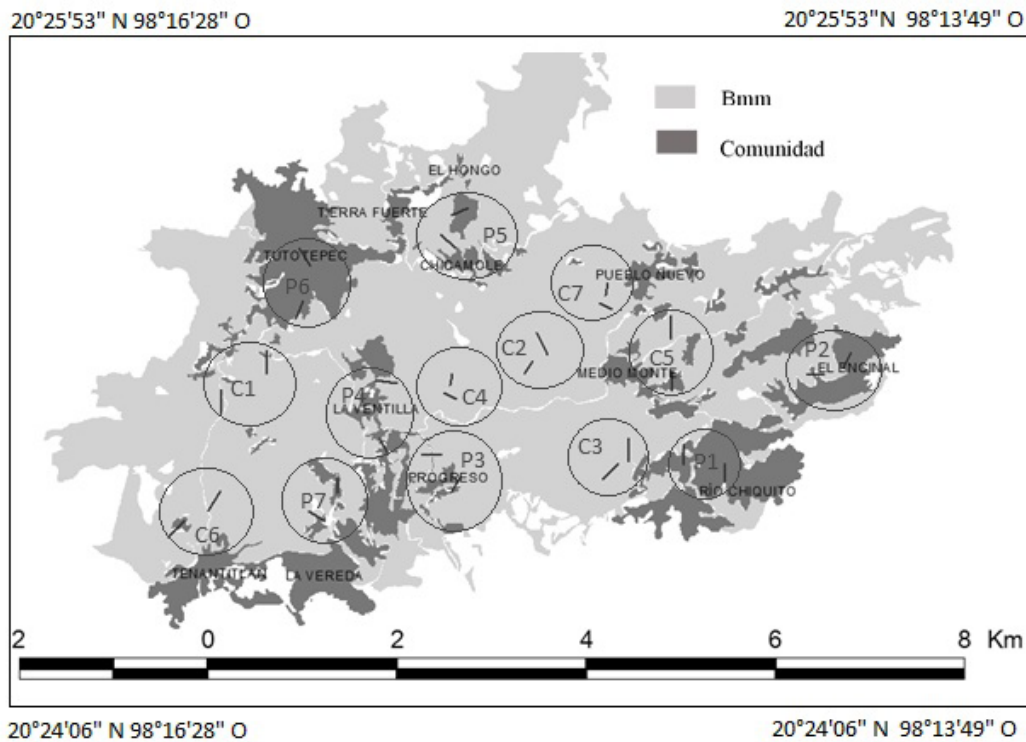


Figura 2. ubicación de los transectos en franja y los sitios de muestreo establecidos para rastrear al venado temazate con relación a las comunidades humanas de la zona. Bmm= bosque mesófilo de montaña; C= conservados; P= perturbados

estrato arbustivo, herbáceo y arbóreo bajo se estimaron a partir del método de línea intercepción ([Canfield 1941](#)).

Para analizar la configuración de los fragmentos evaluamos para cada circunferencia siete elementos: área total de bosque (ATB), número de fragmentos (NFB), borde total (BTB), área núcleo total (ANT), índice de forma del paisaje (IFP), índice de proximidad (IPP) e índice de división (IDP; [McGarigal et al. 2002](#)), con el programa Frag Stats ([USDA 1995](#)).

Se eligieron nueve elementos para caracterizar la matriz en la que se encuentran embebidos los fragmentos de bosque, para esto utilizamos la imagen Spot previamente citada y con ayuda del programa Arc view ver. 3.2 ([ESRI 1999](#)), se crearon buffers de 500 m (B5M), 1 km (B1K), 2 km (B2K) y 4 km (B4K) alrededor de cada uno de los 14 transectos en franja ubicados dentro de las circunferencias. Sobre esta imagen se identificó la comunidad humana más cercana al transecto en franja y se calculó su área (ACC), el número de viviendas que la conformaban (NVC) y la distancia que había entre el transecto en franja y la vivienda más cercana (DMV), también se obtuvo su número de habitantes (NHC) y número de perros (NPC), estas dos últimas a partir del censo del año 2012 que realizan las casas de salud comunitarias. Las viviendas se tomaron como indicio de la presencia de cazadores potenciales debido a que se sabe que en la zona la gente no se desplaza mucho para cazar, se concentra solo en los alrededores ([Muñoz 2013](#)).

Análisis estadístico. Debido a que las variables tenían diferentes escalas de medición utilizamos una estandarización (transformación de los datos), esto con ayuda del programa Sigma Stat, posteriormente se generó una matriz de correlación para determinar cuáles y en qué grado las variables eran colineales. Cuando una correlación excedió a 0.8 la variable con menor significado biológico fue omitida del modelo. Para determinar cuáles eran las variables (independientes) que tenían influencia en la abundancia de rastros de venado temazate (variable de respuesta), se realizaron modelos lineales de regresión múltiple (GLMR) con análisis gradual posterior (forward stepwise), partiendo del modelo sin covariables, para cada uno de los niveles: microhábitat, fragmentos y matriz y un modelo general que incluía las variables de los tres niveles de paisaje. Se utilizó el programa Statistica ([Stat Soft 2004](#)), para llevar a cabo los análisis estadísticos.

Resultados

Se identificaron 352 registros de venado temazate con un esfuerzo de muestreo de 21 km lineales. El índice de abundancia relativa promedio fue de 16.76 rastros/km. Se encontraron registros en casi todos los transectos en franja, con excepción del P7, detectando tres zonas de mayor concentración en los sitios C2, C4 y C7 (Tabla 1). La mayoría de los registros se obtuvieron dentro de zonas forestales alejadas de manchas urbanas, incluso en los sitios con mayor porcentaje de deforestación.

Se identificaron distintas asociaciones vegetales dominadas por: *Pinus teocote* (C1), *Fagus grandifolia* subsp. *mexicana* (C2), *Quercus xalapensis* (C3, C4, C5, C7), *Liquidambar styraciflua* (C6), *Clethra macrophylla* (P1), *Buddleia cordata* (P2), *Phaseolus vulgaris* (P3, P5), *Alnus jorullensis* (P4, P6), *Alnus acuminata* (P7). En total se registraron 41 especies arbóreas, las cuales en su mayoría representaron los sitios conservados y 66 especies arbustivas. Se sabe que 12 de estas especies son consumidas por el temazate en la sierra de Puebla ([Villarreal-Espino et al. 2008](#)).

Se observó una mayor cantidad de rastros, de manera estadísticamente significativa ($P < 0.001$), en los sitios con densidad absoluta mayor a 0.4 árboles/m², una cobertura de dosel mayor al 60 %, cobertura de protección a crías de venado temazate mayor al 70 % y mayor a 50 % en el caso de los temazates adultos, una densidad lineal mayor a 0.5 ind/25 m y una riqueza de arbustivas mayor a cuatro especies.

Debido a la alta colinealidad entre las variables se utilizaron solamente 14 de las 27 medidas (Tabla 2). Con el primer modelo determinamos que la abundancia de rastros puede explicarse en un 95 % por la densidad absoluta de árboles, el valor de importancia de especies vegetales comestibles y la cobertura de protección para temazates adultos, el segundo modelo nos explica 70 % de la variabilidad de la abundancia de rastros con el área núcleo total y el índice de proximidad, el modelo que incluye las variables de la matriz nos explica 70 % de la variabilidad por medio de un solo elemento, la distancia mínima a las viviendas (Tabla 3).

A partir de un análisis general entre los tres niveles de variables ambientales: microhábitat, fragmentos y matriz se registró que la variabilidad en la abundancia de rastros de venado temazate puede explicarse con tres variables principales: densidad absoluta de árboles, el valor de importancia de especies vegetales comestibles y la cobertura de protección para temazates adultos.

Discusión

La abundancia promedio de rastros estimada para este estudio es alta en comparación con la reportada por otros trabajos en BMM (0.38 rastros/km; [Lira y Naranjo 2003](#)) y en bosque tropical (0.29, 0.12, 2.36, 0.1, 5.1 rastros/km; [Bolaños y Naranjo 2001](#); [Bello et al. 2004](#); [Martínez-Kú et al. 2008](#); [Naranjo 2008](#); [Reyna y Tanner 2010](#)). Esto probablemente se deba a que tiene pocos competidores, en esta zona no ocurre ninguna otra especie de venado y su depredador natural que en ese caso sería el puma se encuentra extinto localmente (B. Muñoz, obs. pers.).

Tabla 1. Número de rastros y abundancia relativa (rastros/km) de venado temazate en cada transecto en franja.

Transecto	Hu	Ex	Ec	Co	Total	Iar
C1	27	2	1	0	30	20.0
C2	46	0	0	1	47	31.3
C3	45	0	0	0	45	30.0
C4	112	1	0	1	114	76.0
C5	17	0	0	0	17	11.3
C6	31	0	0	0	31	20.7
C7	43	0	0	0	43	28.7
P1	4	0	0	0	4	2.7
P2	7	0	0	0	7	4.7
P3	2	0	0	0	2	1.3
P4	2	0	0	0	2	1.3
P5	9	0	0	0	9	6.0
P6	1	0	0	0	1	0.7
P7	0	0	0	0	0	0.0
				Promedio	25.1	16.8

C = sitios conservados; P = sitios perturbados; Hu = huellas; Ex = excretas; Ec = echaderos; Co = comederos; Iar = índice de abundancia relativa.

Tabla 2. Variables tomadas en cuenta para el modelo general de regresión

SITIO	MICROHÁBITAT				FRAGMENTOS				MATRIZ					
	DAA	V I C (x103)	CPA	CLH	REH	B T B (x103)	ANT	I P P (x103)	NHC	ACC	B5M	B1K	B4K	DMV
C1	27.89	9.09	80.3	0.42	12	5.25	41.9	N/A	258	144	0	21	408	500.3
C2	61.93	1.34	71.7	0.23	16	3.96	50.4	N/A	161	13	0	5	467	830.2
C3	34.37	14.98	73.9	0.6	17	7.63	29.1	N/A	230	118	4	25	617	417.4
C4	81.79	61.08	56.5	0.61	18	5.42	44.6	6.29	40	29.4	0	3	413	884.4
C5	24.81	2.13	76.8	0.36	15	13.43	3.71	67.14	34.1	69	5	29	552	311.1
C6	32.76	0.12	79.4	0.91	22	8.09	13.9	44.24	46.4	214	3	10	443	417.4
C7	64.39	11.86	58.8	0.69	20	5.05	37.2	N/A	21.4	136	11	28	499	362.8
P1	4.95	0.28	36.1	0.58	8	14.50	0.01	1.77	230	118	25	59	1029	99.6
P2	3.96	0.03	40	1.07	5	13.81	1.77	8.93	86	77.5	6	24	994	248.9
P3	2.12	0.009	3.03	0.68	16	10.35	16.9	7.13	54	14.5	3	26	425	211.2
P4	27.89	0.04	20	1.19	8	11.86	10.9	231.31	40	29.4	2	11	340	401.3
P5	0.71	0.41	28.8	1.16	15	11.62	8.68	24.20	161	13	3	15	428	194.1
P6	2.18	3.93	24.2	0.4	9	11.27	0.76	0.51	258	144	24	61	333	204.2
P7	7.54	0.88	31.8	2.83	9	15.49	0.83	23.21	92	87	19	54	356	175.2

C = conservado; P = perturbado; DAA = densidad absoluta de árboles; VIC = valor de importancia de las especies vegetales comestibles; CPA = cobertura de protección para los venados temazates adultos; CLH = cobertura lineal del estrato arbustivo, herbáceo y arbóreo bajo; REH = riqueza de especies del estrato arbustivo, herbáceo y arbóreo bajo; BTB = borde total; ANT = área núcleo total; IPP = índice de proximidad; NHC = número de habitantes de la comunidad; ACC = área de la comunidad más cercana; B5M = buffer de 500 m; B1K = buffer de 1 km; B4K = buffer de 4 km; DMV = distancia entre el transecto y la vivienda más cercana.

Nuestros datos apuntan a que en conjunto los sitios C2, C4 y C7 albergan la mayor cantidad de individuos y posteriormente se estén desplazando a los otros sitios atraídos por algunos cultivos de maíz, frijol y aguacate cercanas a zonas conservadas, como se ha registrado en otras zonas de distribución del temazate ([Méndez y Bello 2005](#)). Los sitios con mayor cobertura forestal le proporcionan al temazate un hábitat de buena calidad, debido a la presencia de un alto valor de importancia de las especies que se han comprobado como alimento para el temazate, altos porcentajes de cobertura de protección tanto para crías como para adultos y la mayor cobertura de dosel comparado con los otros sitios.

Estudios previos sobre el efecto de la fragmentación del hábitat y la cacería en la abundancia de venado temazate indican que son relativamente tolerantes a estos cambios ([Urquiza-Haas et al. 2010](#); [Thorton et al 2011](#)) pero otros han detectado un efecto negativo y consideran al temazate como un especialista de bosque porque difícilmente se encuentra en vegetación secundaria y tiene una dieta muy especializada, constituida en su mayoría por frutos ([Escamilla et al. 2000](#); Reyna-Hurtado y Tanner 2005; [Weber 2005, 2008](#); [Weber 2014](#))

Asimismo, los resultados de esta investigación indican que el temazate se comporta como un especialista de interior de bosque, ya que su abundancia depende de la disponibilidad de alimento, la calidad del hábitat en cuanto a cobertura forestal y la lejanía de asentamientos humanos, que en general son los fragmentos mejor conservados y de más difícil acceso. Algunos autores describen tres posibles causas para este comportamiento: los mamíferos con amplias áreas de actividad tienen dificultad para usar ambientes con muchos fragmentos pequeños y prefieren los

continuos de bosque, los paisajes con fragmentos pequeños son hábitats de baja calidad y tienen mayor efecto de borde, la presencia humana es intensa en los bordes y disminuye conforme se avanza al interior del bosque, ya que el acceso es difícil (Thorton *et al* 2011).

Es difícil separar completamente los efectos específicos de la fragmentación del hábitat, la cacería y la estructura de la vegetación debido a que se encuentran correlacionados entre sí (Lopes y Ferrari 2000). Sin embargo, se conoce que la susceptibilidad de las especies a la cacería difiere entre bosques continuos y fragmentados, de hecho, la resiliencia de algunas especies puede alterarse cuando los fragmentos son pequeños, esto debido a que generalmente los límites del bosque determinan el área de actividad de los individuos y en sitios donde la tasa de inmigración es baja y la presión de cacería es intensa existen más probabilidades de extinción local (Pulliam 1988; Cullen 2000).

Por lo tanto, algunos parches en los bosques mesófilos de montaña de San Bartolo Tutotepec representan un refugio para las poblaciones de venado temazate menos estudiadas y de distribución más norteña en el país por lo que tomar acciones de conservación resultaría en beneficio de la especie. La presencia humana en estos bosques es inevitable, el hombre ha actuado como depredador, competidor y dispersor de semillas desde hace por lo menos 12,000 años en los bosques neotropicales (Balee 1994) sin embargo consideramos como medidas de conservación el control de la cacería del temazate en la zona e implementar programas de educación ambiental que ayuden a concientizar a la población a cerca de la importancia de conservar esta especie y los beneficios que esto conllevaría y probablemente así se podría evitar su extinción local a mediano plazo.

Agradecimientos

A la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para estudios de maestría, al Instituto de Ecología, a G. Sánchez Rojas por su apoyo en las salidas de campo y sus comentarios que enriquecieron el trabajo, a J. Laborde Dovalí por sus valiosas aportaciones, a los técnicos de la red de Biología y Conservación de Vertebrados R. González Trápaga y A. Vázquez, a E. C. Rodríguez Ramírez por su importante colaboración en el proyecto, a R. Landgrave por proporcionarnos las imágenes satelitales SPOT y por último a los habitantes de las comunidades estudiadas, en particular a E. Lucio Garcia y su familia.

Tabla 3. Resultados del modelo lineal de regresión

Nivel de paisaje	Efecto	<i>g.l.</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Microambiental	VIC	1	50.08143	0.000034
	DAA	1	13.55838	0.004231
	CPA	1	5.83287	0.036363
	ANT	1	29.87196	0.000196
Fragmentos	IPP	1	6.98485	0.022875
Matriz	DMV	1	32.15291	0.000104
	VIC	1	50.08143	0.000034
Todos los niveles	DAA	1	13.55838	0.004231
	CPA	1	5.83287	0.036363

Literatura citada

- ARANDA, M.** 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos de talla grande y mediana de México. Conabio. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, México.
- BALEE, W.** 1994. Footprints of the forest: Kaapor ethnobotany—the historical ecology of plant utilization by an Amazonian people. Columbia University Press. New York, EE. UU.
- BELLO, J., GUZMÁN-AGUIRRE, C., Y C. CHABLÉ-MONTERO.** 2004. Caracterización del habitat de tres especies de artiodáctilos en un área fragmentada de Tabasco México. Memorias VI congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la Amazonía y América latina. Iquitos, Perú.
- BELLO, J., R. REYNA-HURTADO, Y J. WILHAM.** 2010. Central American Red Brocket Deer Mazama temama Kerr 1792. Pp. 166-171 en Neotropical cervidology: biology and medicine of Latin American deer. (Duarte, J. M. B y S. González eds.). IUCN/FUNEP.
- BENNETT, A. F., J. Q. RADFORD, Y A. HASLEM.** 2006. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133:250-264.
- BERTOLINO, S. J.** 2007. Microhabitat use by garden dormice during nocturnal activity. *Journal of Zoology* 272:176–182.
- BOLAÑOS, J. E., Y E. NARANJO.** 2001. Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del Río Lacantún, Chiapas, México. *Revista mexicana de Mastozoología* 5:45-57.
- BRADY, M. J., C. A. McALPINE, H. P. POSSINGHAM, C. J. MILLER, Y G. S. BAXTER.** 2011. Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. *Landscape Ecology* 26:617–628.
- CANFIELD, R.** 1941. Application of the Line Interception Method in Sampling Range Vegetation. *Journal of Forestry* 39:388-394.
- CONABIO.** 2010. El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. Ciudad de México, México.
- CULLEN, L. R., R. E. BODMER, Y C. VALLADARES-P´ADUA.** 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forests, Brazil. *Biological Conservation* 95:49–56.
- DANIEL, W. S., Y D. B. FRELS.** 1971. A track-count method for censusing white-tailed deer. Austin Texas Parks and Wildlife Department. Austin Texas, EE.UU
- DASMANN, W.** 1971. If deer are to survive. Harrisburg: Stackpole books. Pennsylvania. EE.UU.
- ESCAMILLA, A., M. SANVICENTE, M. SOSA , Y C. GALINDO-LEAL.** 2000. Habitat Mosaic, Wildlife Availability, and Hunting in the Tropical Forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* 146:1592-1601.
- ESRI (ENVIRONMENTAL SYSTEM RESEARCH INSTITUTE).** 1999. ArcView GIS v 3.2. New York, EE.UU.
- GEIST, V. P.** 1998. Deer of the World, Their Evolution, Behavior y Ecology. Stackpole Books, Pennsylvania. EE.UU.
- GRIFFITH, B., Y B.A. YOUTIE.** 1988. Two devices for estimating foliage density and deer hiding cover. *Wildlife society bulletin* 16:206-210.
- ISHIDA, M.** 2004. Automatic thresholding for digital hemispherical photography. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 2208–2216.
- JONES, J. K., D. C. CARTER, Y W. D. WEBSTER.** 1983. Records of Mammals from Hidalgo, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 283:378-380.
- KUUSIPALO, J.** 1985. On the use of tree stand parameters in estimating light conditions below the canopy. *Silva Fennica* 192:185-196.
- LIRA, I., Y E. NARANJO.** 2003. Abundancia, preferencias de hábitat e impacto del ecoturismo sobre el puma y dos de sus presas en la reserva de la biósfera El Triunfo, Chiapas, México. *Revista mexicana de Mastozoología* 7:20-39.

- LOPES, M. A., y S. F. FERRARI.** 2000. Effects of Human Colonization on the Abundance and Diversity of Mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 146:1658-1665.
- MANDUJANO, S.** 2011. Bibliografía estudios de venados en México. Vol. 2: Instituto literario de Veracruz S. C. Xalapa, México.
- MARTÍNEZ-KÚ, D. H., G. ESCALONA-SEGURA y J. A. VARGAS-CONTRERAS.** 2008. Importancia de las aguadas para los mamíferos de talla mediana y grande en Calakmul, Campeche, México. Pp. 449-468 en *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México Vol. 2* (Lorenzo, C., E. Espinoza y J. Ortega, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Distrito Federal, México.
- MCGARIGAL, K., S. A. CUSHMAN, M. C. NEEL, y E. ENE.** 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Amherst: University of Massachusetts. Recuperado de www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats
- MÉNDEZ, S. M., y J. BELLO.** 2005. Daños a los cultivos de frijol, por mamíferos silvestres, en el ejido Agua Blanca, Tacotalpa, Tabasco, México. Trabajo presentado en la semana de divulgación y video científico. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, México.
- MÜELLER-DOMBOIS, D., y H. ELLENBERG.** 1974. *Aims and methods of vegetation ecology.* John Wiley and Sons. New York, EE. UU.
- MUÑOZ, B.** 2013. Distribución, abundancia y uso de hábitat del venado temazate (Mazama temama) en los bosques mesófilos de San Bartolo, Tutotepec, Hidalgo, México. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México.
- NARANJO, E.** 2008. Uso y conservación de mamíferos en la selva Lacandona, Chiapas, México. Pp. 675-691 en *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México Vol. 2.* (Lorenzo, C., E. Espinoza, y J. Ortega, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Distrito Federal, México.
- NEFF, D. J.** 1968. The Pellet-Group Count Technique for Big Game Trend, Census, and Distribution: A Review. *The Journal of Wildlife Management* 323:597-614.
- PAREDES, G. J.** 2002. Manejo integral del venado Temazate *Mazama americana* en el zoológico de Chapultepec. Trabajo presentado en el VIII Simposio sobre Venados en México "Ing. Jorge Villarreal González".
- PERES, C. A.** 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and hábitat fragmentation on Amazonian forest vertebrate. *Conservation Biology* 156:1490-1505.
- PULLIAM, H. R.** 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132:652-661
- REYNA-HURTADO, R.** 2002. Hunting effects on the ungulate species in Calakmul, Forest, Mexico. Tesis de Maestría. University of Florida. Florida, EE.UU.
- REYNA-HURTADO, R., Y G. W. TANNER.** 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest Southern Mexico. *Biodiversity and Conservation* 163: 743-756.
- REYNA-HURTADO, R., Y G. W. TANNER.** 2010. Efecto de la perturbación humana en la abundancia relativa de ungulados en tres comunidades de la región de Calakmul, Campeche, México. Pp. 115-135 en *Uso y manejo de fauna Silvestre en el norte de Mesoamérica* (Guerra, M. M., S. Calmé, S. Gallina, y E. Naranjo, eds.). Secretaría de Educación de Veracruz. Xalapa, México.
- SPOTIMAGE, SAGARPA, SIAP, ERMEXS, INEGI, Y SEMAR.** 2011. Imagen de satélite Spot J-K: Proporcionada por la secretaria de marina.
- STAT SOFT, I.** 2004. STATISTICA data analysis software system Version 7. Recuperado de

www.statsoft.com

- TERAOKA, Y.** 1996. An effective mensuration technique for multipurpose management using fish-eye photographic images. En Remote sensing and computer technology for natural resource assessment. (Saramaki, J., B. Koch, y H. G. Lund, eds.). University of Joensuu, Faculty of Forestry.
- THORTON, D., L. C. BRANCH, Y M. E. SUNQUIST.** 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications* 216:2324-2333.
- URQUIZA-HAAS, T., C. A. PERES, Y P. M. DOLMAN.** 2010. Large vertebrate responses to forest cover and hunting pressure in communal landholdings and protected areas of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Animal Conservation* 14:271-282.
- USDA, PACIFIC NORTHWEST RESEARCH STATION.** 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, technical report PNW-GTR-351.
- VILLARREAL-ESPINO, O. A., L. E. CAMPOS-ARMENDIA, T. A. CASTILLO-MARTÍNEZ, I. CORTES-MENA, F. X. PLATA-PÉREZ, Y G. D. MENDOZA-MARTÍNEZ.** 2008. Composición botánica de la dieta del venado temazate rojo *Mazama temama*, en la sierra nororiental del estado de Puebla. *Universidad y Ciencia* 24:183-188.
- VILLAVICENCIO, M. S., Y B. E. PÉREZ-ESCADÓN.** 2007. Flora útil de la Huasteca y la zona otomí-tepehua de Hidalgo. En estudio biológico de las áreas naturales y reserva de la biósfera del estado de Hidalgo (López-Escamilla, A. L. y G. Pulido-Flores, eds.). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, México.
- WEBER, M.** 2005. Ecology and conservation of sympatric tropical deer populations in the Greater Calakmul Region, south-eastern Mexico. Doctor of Philosophy, University of Durham. Durham, United Kingdom.
- WEBER, M.** 2008. Un especialista, un generalista y un oportunista: uso de tipos de vegetación por tres especies de venados en Calakmul, Campeche. Pp. 483-496. En *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México* Vol. 2. (Lorenzo, C., E. Espinoza, y J. Ortega, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Distrito Federal, México.
- WEBER, M., Y S. GONZÁLEZ.** 2003. Latin american deer diversity and conservation: a review of status and distribution. *Écoscience* 104:443-454.
- WEBER, M.** 2014. Temazates y venado cola blanca tropicales. En: *Ecología y manejo de fauna silvestre en México* (Valdez, R. y J. A Ortega-S, eds.). Colegio de postgraduados. Texcoco, México.

Submitted: October 13, 2015

Reviewed: December 3, 2016

Accepted: January 26, 2016

Associated editor: Rafael Reyna

Variación en la abundancia de ungulados en dos áreas protegidas de la Guayana colombiana estimadas con modelos de ocupación

Abundance variation of ungulates in two protected areas of the Colombian Guayana estimated with occupancy models

Bibiana Gómez^{1,2*}, Olga Montenegro^{1,3} y Pedro Sánchez-Palomino^{1,4}

¹ Grupo Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. Carrera 30 # 45 – 03. Bogotá, Colombia.

² Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas, GESEEA-Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. E-mail: bgomezv@gmail.com (BG).

³ Profesora Asociada, Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. Carrera 30 # 45 – 03, Edificio 425, oficina 108, Bogotá-Colombia. E-mail: olmontenegro@unal.edu.co (OM).

⁴ Profesor Asistente, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia. Carrera 30 # 45 – 03, Edificio 421, oficina 120B. Bogotá, Colombia. E-mail: psanchezp@unal.edu.co (PS-P).

*Corresponding author

Six ungulate species inhabit the Colombian Guiana Shield, a patchily-distributed biogeographic region characterized by poor nutrient soils and by harboring the only forest in Colombia growing on a Precambrian surface. In Colombia, two protected areas are located on the Colombian Guiana Shield, the Tuparro National Natural Park (PNNT, for its Spanish initials) and the Puinawai National Natural Reserve (RNNP, for its Spanish initials), which have a large difference in the configuration and availability of native forest. These ungulates are three deer species (*Odocoileus virginianus*, *Mazama americana* and *M. nemorivaga*), two peccary species (*Pecari tajacu* and *Tayassu pecari*) and one tapir specie (*Tapirus terrestris*). The aims of this study were to estimate and compare the abundance of those six ungulate species in two protected areas located within the Guiana Shield region in Colombia and analyze the relationship with the landscape forest amount and distance to human settlements. The study sites were in PNNT where the landscape is dominated by natural savannas mixed with riparian forests, and RNNP covered by tropical forests. We estimated the relative abundance of each ungulate species using repeated presence-absence data with the occupancy model with heterogeneous detection of Royle and Nichols (2003). Presence detection was obtained from both direct observations and tracks. The direct sightings and tracks we sampled along six transects in PNNT and nine in RNNP (244.4 km at PNNT and 257 km at RNNP) and track plots of 0.25 m² (211 at PNNT and 297 at RNNP). The relative abundance of tapir, collared peccary (*P. tajacu*) and brocket deer (*Mazama* spp.) were different between protected areas; we found no differences in the white-lipped peccary abundance (*T. pecari*). Relative abundance estimation was higher at RNNP for tapirs and brocket deers. In contrast, collared peccary was more abundant in the PNNT. There was positive effect of floodplain forest area abundance of white-lipped peccary. The distance to human settlements had positive effect on collared peccary abundance and negative effect on tapir and white tailed deer (*O. virginianus*). The higher abundance in the RNNP for tapirs and *Mazama* spp., brocket deer was unrelated to the forest area, so the difference may be related to local habitat conditions. The white-lipped peccary is sensitive to the forest area in the landscape, but has also been found that riparian forests act as natural corridors. Failure to find differences in abundance can be an indicator of the high habitat quality for these species. The collared peccary has been positively associated to a moderate degree of subdivision of forest at landscape (number of patches), which could explain the higher abundance in the PNNT. The positive relationship of white-lipped peccary with the floodplain forest coincides with the patterns observed in other Amazonian areas. Finally, the negative effect of the distance from settlements for brocket deer and tapir may be related to low hunting pressure on these species, contrary to what was found for the collared peccary. The six ungulate species show low detectability, which is associated with low abundances.

Seis especies de ungulados habitan la región de la Guayana colombiana, una región biogeográfica de distribución discontinua caracterizada por tener suelos muy antiguos, pobres en nutrientes y albergar los únicos bosques que crecen en una superficie de origen precámbrico. En Colombia dos áreas protegidas están ubicadas en el escudo guayanés, el Parque Natural Nacional Tuparro (PNNT) y la Reserva Nacional Natural Puinawai (RNNP), las cuales presentan una gran diferencia en la configuración y disponibilidad natural del bosque. Los ungulados corresponden a tres especies de venado (*Odocoileus virginianus*, *Mazama americana* y *M. nemorivaga*), dos especies de pecaríes (*Pecari tajacu* y *Tayassu pecari*) y una especie de tapir (*Tapirus terrestris*). El objetivo de este estudio fue estimar y comparar la abundancia relativa de estas seis especies en dos áreas protegidas de la guayana colombiana y analizar su relación con la cantidad de bosque en el paisaje y la distancia a poblados humanos. El estudio se realizó en PNNT donde predominan sabanas naturales mezcladas con bosques ribereños y la RNNP donde predomina el bosque en un continuo. Se estimó la abundancia relativa con el modelo de ocupación con heterogeneidad en la detección de Royle y Nichols (2003). Las detecciones se obtuvieron de observación directa e indirecta a lo largo de 6 senderos en el PNNT (228.5 km en PNNT) y 9 en RNNP (298.8 km en RNNP) y en parcelas de 0.25 m² (211 en PNNT y 297 en RNNP). La abundancia relativa (AR) del tapir, el pecarí de collar y los venados *Mazama* spp. varió entre las áreas protegidas. En contraste, no encontramos diferencia para el pecarí de labios blancos. La AR fue mayor en la RNNP para el tapir y *Mazama* spp., mientras que para el pecarí de collar fue mayor en el PNNT. El porcentaje de bosque inundable tuvo efecto positivo en la AR del

pecarí de labios blancos. La distancia a poblados tuvo un efecto positivo en la AR del pecarí de collar y un efecto negativo para el tapir y el venado cola blanca. La mayor abundancia en la RNNP para los tapires y los venados *Mazama* spp., no tuvo relación con la cantidad de bosque en el paisaje y las diferencias podrían estar relacionadas a condiciones del hábitat a escala local. El pecarí de labios blancos es una especie sensible a la cantidad de bosque en el paisaje, pero también se ha encontrado que los bosques ribereños funcionan como corredores naturales. El no encontrar diferencia en la abundancia puede ser un indicador del buen estado de estas áreas para la especie. El pecarí de collar se ha encontrado asociado de manera positiva a un grado moderado de división del bosque en parches, lo que podría explicar la mayor abundancia en el PNNT. La relación positiva del pecarí de labios blancos con el bosque inundable coincide con los patrones observados en otras áreas de la Amazonía. Por último, el efecto negativo de la distancia a poblados para el venado cola blanca y el tapir puede estar relacionado con baja presión de cacería sobre estas especies, contrario a lo encontrado para el pecarí de collar. Las seis especies de ungulados muestran una baja detectabilidad lo que está asociado con sus bajas abundancias.

Key words: *Mazama*, *Odocoileus virginianus*, *Pecari tajacu*, Puinawai, Royle and Nichols model, *Tapirus terrestris*, *Tayassu pecari*, Tuparro.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

Los ungulados desempeñan un rol fundamental en la dinámica de los bosques neotropicales a través de los procesos de herbivoría, dispersión y depredación de semillas, los cuales tienen influencia en la composición y estructura de la vegetación (Kurten 2013). También son las principales presas de los grandes carnívoros (Ray et al. 2013) y son ampliamente utilizados por las comunidades rurales e indígenas, representando una fuente importante de proteína animal (Peres y Palacios 2007). En muchas localidades la sobreexplotación de los ungulados, en conjunto con la pérdida y la degradación del hábitat han llevado a la disminución de sus poblaciones (Wilkie et al. 2011; Altrichter et al. 2012; Dirzo et al. 2014). Como resultado, varias especies de ungulados se consideran amenazadas de extinción de acuerdo con los criterios de la UICN. Por ejemplo, las especies *Tapirus terrestris* y *Tayassu pecari* están en la categoría vulnerable-VU a nivel global (Naveda et al. 2008; Keuroghlian et al. 2013). De otras especies, ni siquiera se conoce su estado de conservación, tal como ocurre con el venado colorado, *Mazama americana*, la cual se encuentra categorizada con datos insuficientes-DD a nivel global (Duarte y Vogliotti 2015).

La pérdida de los grandes ungulados puede tener efecto a largo plazo sobre la demografía y la densidad de plántulas, lo que podría modificar la composición y la diversidad de la comunidad de árboles de dosel (Beck et al. 2013; Harrison et al. 2013). De igual manera, la extinción de estas especies compromete la seguridad alimentaria de algunas comunidades humanas que dependen de ellas como fuente principal de proteína (Tafur 2010; Martínez-Salas et al. 2016).

Los ungulados presentan una gran variación respecto a la preferencia y uso de coberturas naturales (Bodmer 1990; Desbiez et al. 2009). Las dos especies de venados, *M. americana* y *M. nemorivaga*, se encuentran en una variedad de tipos de vegetación a lo largo de su amplia distribución (Weber y Gonzalez 2003). La ocupación de estas dos especies de *Mazama* en los mismos hábitats es posible a través de evitar la competencia mediante las diferencias en los patrones de actividad (Ferregueti et al. 2015). Varios estudios indican que *M. americana* y *M. nemorivaga* prefieren áreas con bosque de tierra firme (Bodmer 1990; Tobler et al. 2009). El pecarí de collar es una especie generalista de hábitat (Sowls 1997) y tolera un gran rango de condiciones (Altrichter y Boaglio 2004; Reyna-Hurtado y Tanner 2007). Sin embargo prefiere los bosques bajos inundables en lugares con cacería (Reyna-Hurtado y Tanner 2005)

y los bosques de tierra firme en áreas sin cacería; es más abundante en sitios con baja densidad humana y alejados a las ciudades (Gabor y Hellgren 2000; Gabor et al. 2001). El pecarí de labios blancos usa ampliamente los bosques de tierra firme y los bosques inundables, los cuales prefiere durante la época de inundación (Bodmer 1990; Tobler et al. 2009). Por su parte, el tapir de tierras bajas tampoco se ve afectado por la inundación de los bosques, ya que usa tanto el bosque inundable como el de tierra firme, aunque muestra preferencia por el primero (Bodmer 1990; Salas 1996; Tobler et al. 2009). De igual forma, aunque el tapir puede estar presente o usar varios tipos de cobertura, siempre muestra tener como hábitat óptimo el bosque continuo (Desbiez et al. 2009) y el uso de hábitat se incrementa con el incremento en la protección contra la cacería (Cruz et al. 2014).

Respecto a la cacería, algunas especies pueden ser más susceptibles que otras a la presión de caza (Reyna-Hurtado y Tanner 2007) y con frecuencia la densidad de ungulados es mucho más baja en áreas sometidas a esta presión (Peres 1996; Naranjo y Bodmer 2007; Peres y Palacios 2007). En otros casos, son las condiciones del hábitat las que mantienen bajas las densidades naturales de ungulados. Esto puede ocurrir por ejemplo en áreas protegidas localizadas en el escudo guayanés caracterizado por tener suelos pobres en nutrientes (Forget y Hammond 2005). En Suramérica, esta región se localiza al norte del continente y se constituye en una región única por sus características geológicas antiguas (Hammond 2005). La región de la Guayana en general enfrenta varias amenazas como la acelerada pérdida y degradación del hábitat y la actividad minera ilegal (de Thoisy et al. 2010), factores que con seguridad afectan las poblaciones de ungulados que aún persisten allí.

En Colombia, la región biogeográfica de la Guayana aflora de forma discontinua a manera de islas en el oriente del país. En esta región biogeográfica se encuentran seis especies de ungulados: el venado colorado (*Mazama americana*), el venado pardo (*M. nemorivaga*), el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el pecarí de collar (*Pecari tajacu*), el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) y el tapir de tierras bajas (*Tapirus terrestris*) (Patterson y Costa 2012; Richard-Hansen et al. 2015). El estado de conservación de estas especies en la región guayanesa colombiana se desconoce, y solo existen algunas estimaciones de abundancia para pecaríes (Gómez y Montenegro 2012).

Para cualquier estrategia de manejo y conservación de las especies de ungulados es indispensable conocer la abundancia de sus poblaciones y su variación en diferentes tipos de hábitat o a lo largo del tiempo (Morellet et al. 2007). Uno de los métodos más utilizados para la estimación de la abundancia de ungulados en el Neotrópico es el conteo de avistamientos directos de los animales a lo largo de transectos lineales (Burnham et al. 1980). Se ha evaluado incluso la magnitud de los esfuerzos mínimos de muestreo para obtener estimaciones confiables con este método (de Thoisy et al. 2008). Sin embargo, en áreas con bajas densidades de ungulados, el uso de transectos lineales puede no ser suficiente para una estimación confiable (Munari et al. 2011). Por lo tanto, es necesario utilizar otros métodos para tener estimaciones de abundancia en áreas con bajas densidades. Existen algunas alternativas como la propuesta de Royle y Nichols (2003) para obtener estimados de abundancia derivados de un modelo ocupación con heterogeneidad en la detección a partir de medidas repetidas de presencia-ausencia. Los modelos de ocupación se han sugerido para aquellas circunstancias en las cuales no es factible obtener buenos estimados de densidad y se ha propuesto como un sustituto de la abundancia (Royle y Nichols 2003; MacKenzie y Nichols 2004).

El objetivo del presente trabajo fue estimar y comparar entre dos áreas protegidas la abundancia relativa de seis especies de ungulados, utilizando el modelo de ocupación con heterogeneidad en la detección de [Royle y Nichols \(2003\)](#). Las dos áreas protegidas se ubican en el escudo guayanés colombiano y presentan una gran diferencia en la configuración y disponibilidad natural del bosque que albergan. Una de ellas, la Reserva Nacional Natural Puinawai (RNNP) está dominada por bosques en una disposición continua mientras que la segunda, el Parque Nacional Natural el Tuparro (PNNT) presenta bosques dispuestos en parches naturales inmersos en sabanas tropicales lo que genera un paisaje heterogéneo ([Romero et al. 2004](#)). En este trabajo se buscó estimar y comparar la abundancia de los ungulados entre las dos áreas protegidas y el efecto de la cantidad de bosque en el paisaje y la distancia a poblados sobre las estimaciones de abundancia.

Materiales y métodos

Área de estudio. Este trabajo se realizó en dos áreas protegidas: el Parque Nacional Natural el Tuparro (PNNT) y la Reserva Nacional Natural Puinawai (RNNP). El PNNT está dominado por sabanas de gramíneas mezcladas con bosque húmedo tropical (bosques riparios y en parches naturales), mientras que en la RNNP existe un mosaico de formaciones de bosque continuo (bosques de tierra firme, inundables y caatingas) ([Gómez 2010](#); Figura. 1). Las dos áreas protegidas forman parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas y se encuentran sobre afloramientos del escudo Guayanés en Colombia ([Etter 2001](#)).

El PNNT está localizado en el departamento del Vichada (Figura 1), entre 5° 0' y 5° 34' N y -67° 50' y -69° 11' W, posee 548,000 ha, altitudes entre 100 y 330 m y temperatura media de 27.4° C ([UAESPNN 1998](#)). El clima es cálido húmedo, posee un régimen de lluvia monomodal y una marcada estacionalidad, con una precipitación promedio anual de 2,366 mm, con un periodo máximo de lluvias entre abril y octubre y uno mínimo entre noviembre y marzo-abril. Esta área protegida posee cinco de los doce ecosistemas de la ecorregión Llanos Orientales, tales como bosques densos de galería y morichales, sabanas de altillanura muy disectadas, sabanas de altillanura plana, sabanas de altillanura arenosa guayanesa y sabanas hiperestacionales ([Romero et al. 2004](#); [Correa et al. 2006](#)).

En cuanto a la vegetación en la zona de muestreo del PNNT, diez familias de plantas con flores concentran cerca del 70 % de la riqueza de especies, entre las que predominan la familia Fabaceae (24 especies), Sapotaceae (15), Moraceae (13), Annonaceae (13), Chrysobalanaceae (12) y Burseraceae (12). Las especies con mayor valor de importancia son *Oenocarpus bataua*, *Pouteria* sp., *Oenocarpus bacaba* y *Geissospermum reticulatum*. Las familias con mayor importancia son Fabaceae, Sapotaceae y Arecaceae ([Gómez 2010](#)). En el PNNT, el estudio se localizó en el sector nororiental del parque. Las comunidades indígenas del área de influencia del PNNT pertenecen a la etnia Curripaco con las comunidades de Churuata, Peniel y Pedro Camejo (140 personas, 21 familias) ubicadas en las islas del Raudal de Maipures ([Martinez-Salas et al. 2016](#)).

El otro sitio de estudio fue la RNNP, la cual está ubicada en el departamento de Guainía, municipio de Puerto Inírida, y se localiza entre 1° 43' y 2° 58' N y -68° 41' y -69° 55' W (Figura 1). Tiene una extensión de 1,092,500 ha, comprende alturas entre 100 y 500 m y una temperatura media de 26.6 °C ([UAESPNN 1998](#)). El clima es tropical,

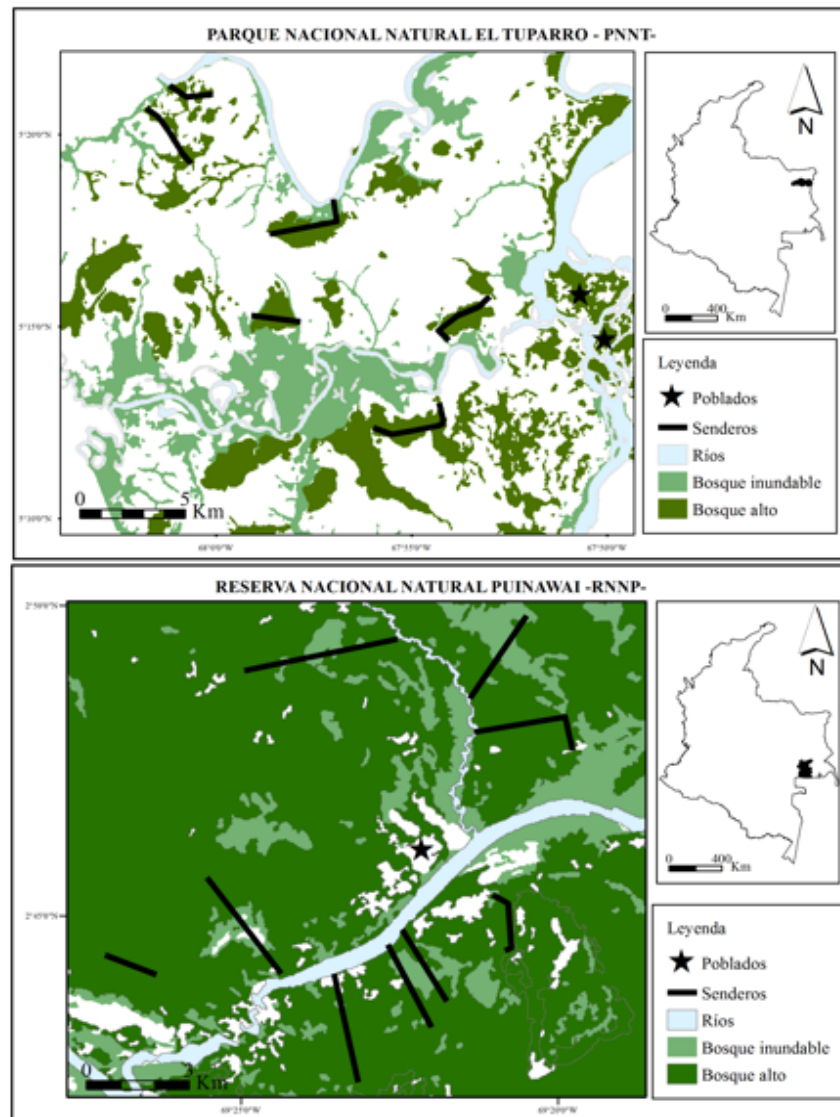


Figura 1. **Área de estudio** y ubicación de los senderos de muestreo en los bosques del PNNT y la RNNP, Guayana. PNNT = Parque Nacional Natural el Tuparro, RNNP = Reserva Nacional Natural Puinawai.

cálido, húmedo y ligeramente estacional, con un régimen de lluvias monomodal, con una precipitación promedio anual de 3,250 mm, un periodo máximo de lluvias entre mayo y agosto y uno mínimo entre diciembre y marzo. Las unidades de paisaje comprenden caatingas altas, bosques bajos sobre suelos mal drenados de las terrazas del río Inírida, bosques altos de superficie sedimentaria y áreas de colina. La zona se ubica dentro del ecosistema de zonobioma húmedo tropical del Guainía ([Etter 2001](#); [Romero et al. 2004](#)).

La diversidad de plantas con flores en esta zona de estudio está concentrada en once familias (66.3% de las especies), entre las que se encuentran Fabaceae (21 especies), Burseraceae (12), Moraceae (12), Lecythidaceae (11), Sapotaceae (11), Lauraceae (10). Las especies que se destacaron por su valor de importancia fueron *Eperua leucantha*, *Eperua purpurea* y *Osteophloeum platyspermum*, mientras que las familias con mayor importancia fueron Fabaceae, Sapotaceae y Lauraceae ([Gómez 2010](#)). El sitio de muestreo se ubicó en la zona aledaña a la comunidad indígena Zancudo, ubicada al norte de la RNNP. La comunidad de Zancudo está habitada por

indígenas Puinaves, la cual está conformada por 160 habitantes aproximadamente agrupados en 40 familias (Tafur 2010). Las dos comunidades indígenas ubicadas en las áreas protegidas pueden realizar cacería de subsistencia porque pertenecen a los resguardo indígena dentro o en el área de influencia de las áreas protegidas (UAESPNN 1998)

Muestreo. Se obtuvo un mapa de coberturas por medio de una clasificación digital supervisada de las imágenes Landsat Path 4 Row 56 de enero 9 del 2001 para el sector nororiental del PNNT y Lansat Path 5 Row 58 del 14 de abril del 2001 para la RNNP. Para realizar los muestreos se seleccionaron los bosques de tierra firme para evitar la inundación durante la época de lluvias y que fueran accesibles a través de los ríos o caños. Todos los senderos de muestreo se hicieron para este estudio y ninguno de los lugares elegidos correspondió a caminos o senderos existentes previamente.

Cada sendero fue marcado y registrada la coordenada geográfica cada 50 m. En el PNNT se abrieron seis senderos, tres en el sector del río Tomo y tres en el sector del río Tuparro, con una longitud de 2.15 a 4.5 km respectivamente y un total de 20 km. En la RNNP se abrieron nueve senderos, tres en el sector de caño Zancudo y seis en ambos costados del río Inírida con una longitud de 3 a 5.5 km y un total de 33.3 km (Figura 1, Tabla 1). Todos los senderos se abrieron en conjunto con los pobladores de la comunidad Zancudo en la RNNP y con el personal técnico del PNNT. A lo largo de cada sendero se instalaron parcelas de huellas de 0.25 m² cada 50 a 100 m, para lo cual se eliminó toda la vegetación y se retiró el sustrato hasta una profundidad de 10 cm, se eliminaron las raíces y se dejó el sustrato del suelo suelto para facilitar la impresión de las huellas. Después de cada revisión, cada parcela se preparó de nuevo borrando las huellas. Las características de los suelos fueron similares en todos los senderos. Se instalaron 211 parcelas de huellas en el PNNT y 297 en la RNNP.

Los muestreos se realizaron en paralelo en las dos áreas protegidas, con un equipo de tres investigadores por área, de tal manera que las observaciones se realizaron en simultáneo en tres senderos por cada área protegida durante 4 a 6 días consecutivos, hasta recorrer todos los senderos por área en cada mes de observaciones. Los muestreos se realizaron en dos meses durante el 2009 la primera sesión de muestreo fue del 24 abril al 20 mayo y la segunda durante julio, con una diferencia de 40 días entre las dos ocasiones de muestreo. Cada sendero se recorrió entre 9 y 12 días en total. Dado que las áreas de estudio se ubican en áreas bastante remotas y que la única forma de acceso es navegando por los ríos, el muestreo se realizó en la época de lluvias, durante la cual se facilita la navegación.

Tabla 1. Número de detecciones en el total de recorridos realizados en cada sendero. AP = Área protegida, S = Sendero, Km = Longitud del sendero, Pa = número de parcelas por sendero, R = total visitas a cada sendero, EM = kilómetros recorridos, S = Huellas en sendero, P = Huella en parcelas, O = Observación directa. U = conteo unificado considerando los tres métodos.

AP	S	Km	Pa	R	EM (Km)	<i>Pecari tajacu</i>				<i>T. pecari</i>				<i>T. terrestris</i>				<i>Mazama spp.</i>				<i>O. virginianus</i>			
						S	P	D	U	S	P	D	U	S	P	D	U	S	P	D	U	S	P	D	U
PNNT	A	4.3	43	12	51.6	1	3	4										3	2	5	1	1	2	4	
	B	2.2	21	12	25.8		2	2	4									1	1				1	1	
	C	3.7	38	12	44.4	4	3		6	2	2	1	5	3				3	2	1			3		
	D	3.0	42	11	33.0				1	1					4	4		8	2		2	2		2	4
	E	4.5	45	11	49.5	2	3	1	5						2			2	1	2	2	4	1		1
	F	2.2	22	11	24.2	4	3	1	7		1	1	2	1		1	2		1		1				
Total	6	20	211		228.5	11	14	5	27	2	3	2	7	10	4	1	15	3	10	4	16			10	

La búsqueda de ungulados se realizó mediante la observación directa de individuos y el registro indirecto a través de rastros. Los recorridos se realizaron mínimo 24 horas después de que los senderos fueron abiertos y las parcelas instaladas. Los observadores fueron rotados entre las dos áreas protegidas y entre los senderos para reducir los potenciales sesgos dependientes del observador (Peres 1999). Los recorridos de observación directa e indirecta se realizaron entre las 4:30 y las 14:30 h a una velocidad promedio de 1 km/h con dos observadores por recorrido, un investigador y una persona local. El registro indirecto de ungulados se realizó mediante la búsqueda de rastros a lo largo de los senderos y en las parcelas de huellas. Cada huella encontrada en el sendero y/o en las parcelas se borró una vez anotada para evitar doble registro. El conjunto de huellas en forma de sendas se incluyó como uno sola y no se consideraron las huellas que no se pudieron identificar claramente para evitar falsas detecciones.

El conjunto de todas las detecciones obtenidas en cada recorrido se agruparon y se consideraron como un único registro por sendero, denotando 1 cuando se obtuvo alguna detección (huella y/o observación) y 0 en caso contrario. Se utilizó cada uno de los senderos como la unidad de muestreo. Para identificar las huellas se siguió la guía de Morales-Jiménez et al. (2004) y la experiencia de los guías locales.

Covariables. A partir de los mapas de coberturas obtenidos de la clasificación supervisada, se realizó un buffer de 1 km en cada sendero (1000 hectáreas en promedio) para obtener el porcentaje de cobertura de bosque alto y de bosque inundable en el paisaje circundante. Se calculó la distancia lineal hasta la comunidad indígena más cercana desde el centroide de cada sendero, la cual se denominó "distancia a poblados" y se utilizó como una medida indirecta de la presión de cacería. Los cálculos se realizaron en el software QGIS.

Análisis. Se realizó un análisis de varianza de una vía para comparar el porcentaje de bosque total, bosque alto (BA) y bosque inundable (BI) entre las dos áreas protegidas, usando el área protegida como un factor. Se verificaron los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-wilk) y homogeneidad de varianzas (test de Levene). Se realizó una correlación de Spearman entre las covariables cuantitativas para analizar la multicolinealidad. En el análisis se consideraron las variables con un coeficiente de correlación $r < 0.6$ y se incluyeron con una estandarización normalizada (dato original – media/ desviación estándar).

Se construyó un historial de detecciones con la información obtenida mediante la observación directa y el registro de huellas tomando cada sendero como un sitio para un total de 15 sitios. Se consideró cada día de recorrido como una visita por lo cual se obtuvieron entre 9 y 12 medidas repetidas, a partir de los cuales se generó un historial de detección para cada especie.

Se utilizó el modelo de ocupación con detección heterogénea desarrollado por Royle y Nichols (2003) (en adelante RN) quienes complementan el modelo original de MacKenzie et al. (2002) para estimar la abundancia a partir de datos de presencia y ausencia. En el modelo de RN la frecuencia de detección en cada sitio (i), es decir el número de veces que la especie fue detectada en los muestreos repetidos (j), sigue una distribución binomial con un número de intentos igual a (j) y una probabilidad (pi), la cual depende de una abundancia (Ni). La relación entre la probabilidad de detección por sitio (i) y la abundancia está dada por $p_{ij} = 1 - (1 - r_{ij})^{N_i}$, en donde p_{ij} es la probabilidad de detección de cada sitio, r_{ij} es la probabilidad de detección propia de

la especie y N_i es el número de individuos en el sitio (Royle y Nichols 2003, Dénes *et al.* 2015). El modelo considera que la heterogeneidad en la probabilidad de detección específica de cada sitio está relacionada con la abundancia local. Esta relación entre la heterogeneidad en la probabilidad de detección causada por la variación en la abundancia local permite extraer información sobre la abundancia a partir de un estudio de ocupación mediante la mezcla de los modelos Binomial/Poisson (Dénes *et al.* 2015; Kery y Royle 2015).

Este modelo proporciona estimadores de los parámetros λ y r , definidos como la abundancia promedio por sitio y la probabilidad de detección respectivamente (Royle y Nichols 2003). En el modelo de RN la probabilidad de ocupación (Ψ) es un parámetro derivado que se estima como $\psi = 1 - e^{-\lambda}$, en donde los sitios no ocupados tienen probabilidad de detección cero como resultado de abundancia cero. La probabilidad de ocupación se refiere a la proporción de sitios en los cuales la especie estuvo presente (Royle y Nichols 2003; Stanley y Royle 2005). Debido a que no podemos asegurar que las detecciones de las visitas repetidas corresponden a diferentes individuos de la población, los parámetros estimados de λ no se interpretaron como abundancia absoluta por sitio sino como un índice de abundancia relativa ajustado por la detectabilidad (Stanley y Royle 2005; Thorn *et al.* 2011).

El modelo de RN asume que la población es cerrada, que los individuos se distribuyen al azar en el espacio y que la abundancia (N_i) se puede modelar con una distribución de probabilidad de Poisson (Royle y Nichols 2003). Este modelo ha sido usado para especies con bajas densidades como los ungulados y los carnívoros tropicales (Thorn *et al.* 2011; Gopalaswamy *et al.* 2012; Kalle *et al.* 2014). Se asumió que durante el periodo del estudio no hubo nacimientos ni muertes, por lo tanto, se consideraron como poblaciones cerradas durante el tiempo de muestreo.

El parámetro lambda (λ) se expresó de forma relativa al esfuerzo de muestreo promedio por sendero ($\lambda/EM_{\text{sendero}}$), con lo cual se obtuvo un índice de abundancia relativa (Stanley y Royle 2005; Thorn *et al.* 2011; Gopalaswamy *et al.* 2012). La estimación de abundancia relativa $\lambda/EM_{\text{sendero}}$ obtenida para los venados y el tapir se interpretó como el número de detecciones de individuos por kilómetro recorrido, mientras que para el pecarí de collar y el de labios blancos se interpretó como el número de detecciones de grupos por kilómetro recorrido.

La relación entre la abundancia relativa (λ) y la probabilidad de detección (r) con las covariables, se analizó mediante un modelo lineal generalizado con diferentes funciones de enlace (Dénes *et al.* 2015). La probabilidad de detección se analizó en función del esfuerzo de muestreo (EM) y del área protegida como un factor con dos niveles (AP). La abundancia relativa se analizó en función del área protegida como un factor (AP), el porcentaje de bosque alto (BA) y de bosque inundable en el paisaje (BI), y la distancia a poblados (DP). Para todos los casos, se realizó un modelo con cada covariable individual y el modelo saturado con todas las covariables.

El modelo detectabilidad para cada especie con todas las covariables analizadas fue: $\text{Logit}(r) = \beta_0 + \beta_1 * AP + \beta_2 * EM$. El modelo de abundancia para cada especie con todas las covariables analizadas fue: $\text{Log}(\lambda) = \beta_0 + \beta_1 * AP + \beta_2 * BA + \beta_3 * BI + \beta_4 * DP$. El primer paso para construir los modelos candidatos a ser seleccionados fue analizar las covariables relacionadas con la probabilidad de detección, manteniendo constante la abundancia promedio por sitio $\lambda(.)$. Una vez encontrado el mejor modelo de detectabilidad, se construyeron los modelos de abundancia con el mejor

modelo de detección. Se usaron los pesos de cada modelo derivados del criterio de información de Akaike corregidos para muestras pequeñas (AICc) para determinar la evidencia relativa a favor de cada modelo y determinar la influencia de cada una de las covariables (MacKenzie et al. 2006). Cuando varios modelos fueron igualmente posibles, se realizó un promedio de mismos para estimar el efecto (positivo o negativo) de las covariables a través de los coeficientes (β). Se determinó que una covariable tuvo efecto en la abundancia y/o detectabilidad si los intervalos de confianza excluían el cero (90 %) (Kery y Royle 2015). Se analizó el ajuste del modelo más parsimonioso para los datos observados a través de una función paramétrica de remuestreo que simula datos del modelo ajustado y aplica un ajuste de χ^2 de Pearson (Fiske y Chandler 2011) y se estimaron los parámetros finales de abundancia (λ) con los errores estándar asociados (Kalle et al. 2014). Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa estadístico R versión 3.2 (R Development Core Team 2012) con el paquete Unmarked (Fiske y Chandler 2011).

Resultados

En el PNNT se recorrieron 228.5 km (38 km en promedio por sendero) y en la RNNP 289.8 km (32 km en promedio por sendero). Mediante observación directa e indirecta en las dos áreas protegidas en el presente estudio se registraron cinco especies de ungulados: el tapir de tierras bajas, el pecarí de collar, el pecarí de labios blancos y los venados del género *Mazama* spp. (el venado pardo y el venado colorado). En el PNNT adicionalmente también se registró el venado cola blanca (Tabla 1).

Se obtuvieron 48 detecciones para el tapir, 15 en el PNNT y 33 en la RNNP. En cuanto a los tayassuidos, para el pecarí de collar se obtuvieron 52 detecciones, 27 en el PNNT y 25 en la RNNP, mientras que el pecarí de labios blancos se detectó en 13 ocasiones, 7 en el PNNT y 6 en la RNNP (Tabla 1). Durante las observaciones directas, el tamaño de los grupos de pecarí de collar fue de 10 en promedio y la única observación del pecarí de labios blancos fue de un grupo de al menos 20 individuos.

Las detecciones de los venados del género *Mazama* spp. correspondieron a las especies *Mazama americana* y *Mazama nemorivaga*, cuyas detecciones se agruparon a nivel de género, ya que no se logró discriminar entre las especies a través de los registros obtenidos con las huellas. Se obtuvieron 31 registros de *Mazama* spp., 16 en el PNNT y 15 en la RNNP. El venado cola blanca se detectó únicamente en el PNNT con 10 registros (Tabla 1).

Covariables. No se encontró correlación entre el porcentaje de bosque alto y el porcentaje de bosque inundable en el paisaje circundante a cada sendero ($r = -0.3$), ni entre la distancia a poblados y el porcentaje de bosque alto ($r = -0.5$) y bosque inundable ($r = -0.26$). Por lo tanto, las tres covariables se incluyeron en el análisis. El porcentaje promedio de bosque en el paisaje circundante a cada sendero (buffer de 1000 ha) mostró diferencia significativa entre las áreas ($F = 139.4$, g. l. = 13, $P < 0.05$) y fue el doble para la RNNP (89.2 %) respecto al PNNT (45.3 %). Esta misma relación se mantuvo analizando separadamente el bosque alto (RNNP = 75.2 %, PNNT = 36.3 %; $F = 1.01$, g. l. = 13, $P = 0.33$) y el bosque inundable (RNNP = 14.1 %, PNNT = 8.9 %; $F = 43.3$, g. l. = 13, $P > 0.05$), aunque este último no presentó diferencia significativa.

Abundancia: modelo de ocupación con heterogeneidad en la detección. Se encontró buen ajuste del modelo más parsimonioso para todas las especies (tapir $P = 0.6$, pecarí de collar $P = 0.5$, pecarí de labios blancos $P = 0.7$, venados *Mazama* spp. $P = 0.6$, venado

cola blanca $P = 0.6$). El peso de los modelos candidatos (w) fue homogéneo en la mayoría de los casos indicando que varios de los modelos analizados fueron igualmente posibles (Tabla 2), por lo tanto, se realizó un promedio de los mismos (Tabla 3).

Se encontró que las abundancias relativas del tapir, el pecarí de collar y de los venados del género *Mazama* spp. fueron diferentes entre las áreas protegidas mientras que no se observó diferencia en la abundancia del pecarí de labios blancos (Tabla 3). La estimación de abundancia relativa ajustada por el esfuerzo de muestreo promedio por sendero ($\lambda/EM_{\text{promedio}}$) fue mayor en la RNNP para el tapir (RNNP = 0.08, PNNT = 0.06) y *Mazama* spp. (RNNP = 0.43, PNNT = 0.27) contrario a lo encontrado para el pecarí de collar (RNNP = 0.28, PNNT = 0.42). La abundancia relativa del pecarí de labios blancos fue de 0.02 para las dos áreas. La abundancia relativa del venado cola blanca fue 0.1 para el PNNT.

El porcentaje de bosque alto no tuvo efecto en la abundancia de ninguna especie de ungulado. El porcentaje de bosque inundable en el paisaje tuvo efecto positivo

Tabla 2. Modelos de ocupación con heterogeneidad en la detección para ungulados en dos áreas protegidas de la Guyana colombiana a partir del registro de huellas y observaciones directas. Los parámetros λ y r son definidos como la abundancia relativa promedio por sitio y la probabilidad de detección respectivamente (Royle y Nichols 2003). Los modelos incluyen el área protegida como factor (AP), el esfuerzo de muestreo (EM), el porcentaje de cobertura de bosque alto (BA), el porcentaje de bosque inundable (BI) y la distancia a poblados (DP). N.P.: Número de parámetros, AICc: Criterio de Información de Akaike, Δ AICc: diferencia en los valores de AICc entre los modelos, w : peso del modelo.

Modelo	N.P.	AICc	Δ AICc	w
<i>Tapirus terrestris</i>				
λ (DP), r (EM)	4	180.0	0.55	0.6
λ (.), r (.)	2	182.8	0.13	0.7
λ (BI), r (EM)	4	183.6	0.09	0.8
λ (AP), r (EM)	4	183.6	0.09	0.9
λ (BA), r (EM)	4	183.9	0.08	0.9
λ (AP+BA+BI+DP), r (EM)	7	184.3	0.06	1.0
<i>Pecari tajacu</i>				
λ (DP), r (.)	3	201.4	0.32	0.3
λ (.), r (.)	2	201.9	0.25	0.6
λ (AP), r (.)	3	202.7	0.17	0.7
λ (BA), r (.)	3	203.1	0.14	0.9
λ (BI), r (.)	3	203.9	0.09	1.0
λ (AP+BA+BI+DP), r (.)	6	206.1	0.03	1.0
<i>Tayassu pecari</i>				
λ (BI), r (EM)	4	84.9	0.43	0.4
λ (AP), r (EM)	4	86.2	0.23	0.7
λ (.), r (.)	2	87.7	0.11	0.8
λ (DP), r (EM)	4	87.9	0.10	0.9
λ (BA), r (EM)	4	88.1	0.09	1.0
λ (AP+BA+BI+DP), r (EM)	7	89.1	0.05	1.0
<i>Mazama</i> spp.				
λ (DP), r (EM)	4	156.6	0.34	0.3
λ (AP), r (EM)	4	157.8	0.19	0.5
λ (BI), r (EM)	4	158.0	0.17	0.7
λ (BA), r (EM)	4	158.3	0.15	0.9
λ (.), r (.)	2	158.6	0.13	1.0
λ (AP+BA+BI+DP), r (EM)	7	162.3	0.02	1.0
<i>Odocoileus virginianus</i>				
λ (DP), r (.)	4	85.8	0.52	0.5
λ (.), r (.)	2	88.0	0.17	0.7
λ (BI), r (.)	4	88.8	0.11	0.8
λ (BA+BI+DP), r (.)	4	89.1	0.10	0.9
λ (BA), r (.)	6	89.2	0.10	1.0

en la abundancia del pecarí de labios blancos. La distancia a poblados tuvo un efecto positivo en la abundancia del pecarí de collar (mayor abundancia cuando la distancia es mayor), mientras que el efecto fue contrario para el tapir y el venado cola blanca (Tabla 3).

La ocupación del tapir fue de $\Psi = 0.56$ en el PNNT y de $\Psi = 0.68$ en la RNNP y para el pecarí de collar fue $\Psi = 0.93$ en el PNNT y $\Psi = 0.89$ en la RNNP (Tabla 3). El pecarí de labios blancos tuvo una ocupación de $\Psi = 0.51$ para el PNNT y $\Psi = 0.44$ para RNNP. Por

Tabla 3. Coeficientes del modelo promedio para cinco especies de ungulados basados en el registro de huellas y observación directa en la Guayana colombiana. Los parámetros λ , r y (ψ), son definidos como la abundancia relativa promedio, la probabilidad de detección y la probabilidad de ocupación (Royle y Nichols 2003). Beta (β) = coeficiente, EE = error estándar, 5 % = límite inferior de intervalo de confianza, 90 % = límite superior de intervalo de confianza.

Especie – Parámetro	Beta (β)	EE	5 %	90 %	λ (EE)	r (EE)	ψ	
<i>Tapirus terrestris</i>	λ (PNNT)	0.83	0.80	-0.49	2.15	2.3 (1.8)	0.1 (0.07)	0.56
	λ (RNNP)	1.14	0.54	0.25	2.03	3.1 (1.69)		0.68
	λ (BA)	0.05	0.26	-0.38	0.47			
	λ (BI)	0.11	0.21	-0.23	0.45			
	λ (DP)	-0.63	0.37	-1.25	-0.02			
	λ (Int)	0.94	0.58	-0.02	1.89			
	p (EM)	-0.22	0.41	-0.90	0.45			
	p (Int)	-1.78	0.67	-2.88	-0.69			
	λ (PNNT)	2.65	0.56	1.73	3.57	14.6 (6.8)	0.09 (0.05)	0.93
<i>Pecari tajacu</i>	λ (RNNP)	2.32	0.61	1.31	3.32	10.4 (5.5)	0.09 (0.05)	0.89
	λ (BA)	-0.13	0.17	-0.41	0.15			
	λ (BI)	0.01	0.17	-0.26	0.29			
	λ (DP)	0.23	0.15	0.01	0.47			
	λ (Int)	2.46	0.73	1.26	3.65			
	p (Int)	-3.32	0.73	-4.53	-2.12			
	λ (PNNT)	-0.71	0.75	-1.95	0.53	0.8 (0.5)	0.04 (0.02)	0.51
	λ (RNNP)	0.59	0.72	-0.59	1.77	0.8 (0.5)	0.04 (0.02)	0.44
	λ (BA)	0.20	0.47	-0.58	0.98			
<i>Tayassu pecari</i>	λ (BI)	0.70	0.38	0.07	1.32			
	λ (DP)	-0.30	0.47	-1.07	0.47			
	λ (Int)	-0.08	0.59	-1.05	0.89			
	p (EM)	1.22	0.54	0.34	2.10			
	p (Int)	-2.28	0.63	-3.31	-1.25			
	λ (PNNT)	2.26	0.63	1.23	3.29	9.5 (5.9)	0.02 (0.01)	0.89
	λ (RNNP)	2.70	0.37	2.09	3.30	14.9 (5.5)	0.02 (0.01)	0.93
	λ (BA)	0.09	0.23	-0.29	0.48			
	λ (BI)	0.13	0.20	-0.21	0.46			
<i>Mazama spp.</i>	λ (DP)	-0.32	0.25	-0.73	0.10			
	λ (Int)	2.49	0.85	1.09	3.90			
	p (EM)	0.49	0.24	0.10	0.88			
	p (Int)	-4.03	0.84	-5.41	-2.65			
	λ (BA)	0.04	0.42	-0.66	0.73			
	λ (BI)	-0.22	0.48	-1.01	0.57			
	λ (DP)	-0.80	0.42	-1.50	-0.11			
	λ (Int)	0.57	0.88	-0.88	2.01	3.48 (6.3)	0.03 (0.06)	0.43
	p (Int)	-2.38	0.94	-3.94	-0.83			

último, para *Mazama* spp. se obtuvo una ocupación $\Psi = 0.89$ en el PNNT y $\Psi = 0.93$ en la RNNP. La ocupación del venado cola blanca en el PNNT fue $\Psi = 0.43$.

Se observó diferencia en la probabilidad de detección entre las especies de ungulados analizadas. El esfuerzo de muestreo (EM) tuvo efecto en la detectabilidad para el pecarí de labios blancos y *Mazama* spp. (Tabla 3). La probabilidad de detección fue muy baja para todas las especies, siendo *Mazama* spp. el que presentó la menor probabilidad de detección, seguido por el venado cola blanca, el pecarí de labios blancos, el pecarí de collar y por último el tapir.

Discusión

Se encontró diferencia en la abundancia de ungulados entre las dos áreas protegidas para tres especies de ungulados. Los modelos de RN permitieron estimar la abundancia relativa para las cinco especies de ungulados aun con la baja detectabilidad observada la cual está asociada con sus bajas abundancias (Tabla 3). Simulaciones realizadas para los modelos de ocupación con heterogeneidad en la detección indican que para las situaciones con pocos sitios (menores a 25) y con baja probabilidad de detección ($r \leq 0.1$), los sesgos pueden ser del orden de 10 a 15 % (Royle y Nichols 2003; Stanley y Royle 2005; Thorn et al. 2011). Para estos casos, recomiendan un incremento en el esfuerzo de muestreo en las medidas repetidas de 9 a 12 por sitio (Thorn et al. 2011). En nuestro caso, las medidas repetidas fueron entre 9 y 12 por sendero, con por lo cual sugerimos que las estimaciones son confiables a pesar de los pocos sitios (15) y la baja detectabilidad de las especies (Tabla 3), por lo cual el sesgo en nuestras estimaciones podría ser del 10 a 15 %.

El tapir es una especie dependiente del bosque (Desbiez et al. 2009) de tal manera que su presencia ha estado asociada positivamente con la cantidad de bosque disponible en el paisaje (Tejeda-Cruz et al. 2009; Garmendia et al. 2013) y la probabilidad de ocurrencia y la abundancia aumentan a medida que la cantidad de bosque continuo aumenta. Esta misma relación en la preferencia por paisajes con mayor cobertura de bosque ocurre para los venados *Mazama* spp. (Sampaio et al. 2010). El venado pardo es más común y ocupa ampliamente todos los tipos de bosque, los arbustales y los ambientes abiertos (Ferreguetti et al. 2015), mientras que el colorado muestra preferencia por el bosque maduro y continuo (Rivero et al. 2005; Desbiez et al. 2009). Si bien, la abundancia para ambas especies, el tapir y los venados *Mazama* spp., fue mayor en la RNNP, no encontramos relación entre la cantidad de bosque en el paisaje y la abundancia. Por lo tanto, la mayor abundancia en la RNNP puede estar relacionada con las condiciones del hábitat a escala local tales como la disponibilidad de salados o de alimento (Bodmer 1989; Tobler et al. 2009; Tobler et al. 2010). El venado cola blanca es una especie que prefiere áreas abiertas y evita el bosque maduro el cual usa como refugio (Tejeda-Cruz et al. 2009), lo cual se ve reflejado en la ocupación del 43 % de los sitios con bosque en el PNNT.

El pecarí de labios blancos es otra especie sensible a la cantidad de bosque en el paisaje. Esta especie se ha encontrado con preferencia en bosque continuo y en parches de bosque de gran tamaño (Michalski y Peres 2007; Garmendia et al. 2013). Es una especie demandante de grandes áreas dado que vive en grupos numerosos que requieren áreas de acción de gran magnitud (Fragoso 1998; Keuroghlian et al. 2004; Reyna-Hurtado et al. 2009). También se ha encontrado que los bosques ribereños funcionan como corredores naturales ya que los pecaríes de labios blancos recorren

grandes distancias a través del paisaje para obtener los recursos necesarios para mantener sus grandes tropas ([Fragoso 1999](#)) o utilizan estacionalmente los recursos alimenticios disponibles en estos bosques ribereños ([Keuroghlian et al. 2009](#)). Por lo general, estos pecaríes no se registran en corredores de bosque aislados ([Lees y Peres 2008](#)). Por lo tanto, el no encontrar diferencia en la abundancia de esta especie entre las dos áreas protegidas, puede ser un indicador de la buena condición de los bosques en las dos áreas protegidas, los cuales proporcionan el hábitat adecuado para esta especie, a pesar de las diferencias en la proporción de bosque en el paisaje. Por esta razón, sugerimos que la presencia de estos pecaríes en las dos áreas estudiadas es un buen indicador del buen estado de conservación de sus bosques pues es una especie selectiva de bosques prístinos ([Desbiez et al. 2009](#)).

La relación positiva de la abundancia del pecarí de labios blancos y el porcentaje de bosque inundable en el paisaje, coincide con los patrones observados en otras áreas de la Amazonía ([Bodmer 1990](#); [Tobler et al. 2009](#)). Los pecaríes de labios blancos migran entre el bosque de tierra firme y el bosque inundable y les permite aprovechar la mayor producción de frutos del bosque inundable ([Bodmer 1990](#)).

De otra parte, la abundancia del pecarí de collar se ha encontrado asociada de manera positiva y beneficiada por un grado moderado de subdivisión (número de parches) del bosque en el paisaje ([Michalski y Peres 2007](#); [Tejeda-Cruz et al. 2009](#); [Thornton et al. 2011](#); [Garmendia et al. 2013](#)). Esto podría explicar la mayor abundancia del pecarí de collar en el PNNT. En el PNNT el bosque se encuentra disponible de manera natural en parches y esta configuración parece favorecer a esta especie, puesto que también puede usar los recursos de áreas abiertas ([Keuroghlian y Eaton 2008](#); [Tejeda-Cruz et al. 2009](#)). Sin embargo, no se observó efecto entre la cantidad de bosque en el paisaje y la abundancia para esta especie.

El uso de hábitat del tapir incrementa con el incremento en la protección contra cacería y el incremento en la distancia a puntos de acceso para cazadores ([Cruz et al. 2014](#)), por lo tanto, la relación negativa de la distancia a poblados ($\beta = -0.63$) puede reflejar la baja presión de cacería para esta especie. Esto coincide con que el tapir no se reportó como una de las especies de cacería de subsistencia en las comunidades del PNNT ([Martinez-Salas et al. 2016](#)) y en la RNNP el aprovechamiento fue muy bajo con una frecuencia de 1.4 individuos por año ([Tafur 2010](#)). Esta misma tendencia se observó para el venado cola blanca en el PNNT, indicando baja presión de cacería en el PNNT. Contrario a esto, el efecto positivo de la distancia a poblados para el pecarí de collar, puede estar relacionado con la presión de cacería de subsistencia de las comunidades locales, en donde el pecarí de collar representó el mayor aporte de biomasa a las comunidades del Resguardo de Curripacos ([Martinez-Salas et al. 2016](#)).

Las limitaciones del trabajo están relacionadas a que nuestras estimaciones de abundancia relativa corresponden a una sola época climática. Así mismo, los datos obtenidos corresponden a esta zona estudiada y sería difícil extrapolar a áreas con condiciones de hábitat diferente. Las limitaciones metodológicas de este trabajo están relacionadas con la baja detectabilidad de los métodos usados en la época de lluvia, lo cual tratamos de resolver con modelos que tienen en cuenta de detección imperfecta. Es posible que la detección mejore con métodos como cámaras trampa.

De acuerdo a nuestros resultados, estas áreas protegidas estudiadas son muy relevantes porque albergan poblaciones vulnerables de estos ungulados, ya que el PNNT es la única área protegida del sistema nacional que incluye ecosistemas de

pastizal y la RNNP se encuentra altamente vulnerable por la actividad de minería ilegal (Güiza 2014). Los modelos de ocupación permitieron discriminar diferencias entre zonas, aun en condiciones de bajas abundancias y pueden convertirse en una herramienta fundamental para el monitoreo de estas poblaciones a largo plazo. Tales monitoreos son necesarios para evaluar la efectividad de las áreas protegidas en la conservación de los ungulados, especialmente en la región del escudo guayanés, únicas por su antigüedad y singularidad.

Agradecimientos

Agradecemos al Grupo Conservación y Manejo de Vida Silvestre del Instituto de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia (UN), a la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, específicamente el PNNT y la RNNP. Este trabajo fue financiado por Colciencias a través del Proyecto “Ecología, uso y conservación de ungulados en la Orinoquía y Amazonía colombianas”, la Fundación Alejandro Ángel Escobar - Beca Colombia Biodiversa y la División de Investigación-Sede Bogotá-UN. Agradecemos a nuestros colegas M. Rodríguez, N. Roncancio, M. Martínez, F. Suárez, W. López y C. Mora por el trabajo de campo. También agradecemos a todos los miembros de la comunidad Zancudo y al personal del PNNT por la colaboración en campo. A J. Thompson por su valiosa colaboración con los análisis de ocupación. Finalmente, agradecemos a los evaluadores y al editor asociado por los valiosos aportes que enriquecieron el manuscrito.

Literatura citada

- ALTRICHTER, M., y G. I. BOAGLIO.** 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation* 116:217–225.
- ALTRICHTER, M., A. TABER, H. BECK, R. REYNA-HURTADO, L. LIZARRAGA, A. KEUROGHLIAN, y E.W. SANDERSON.** 2012. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *ORYX* 46:87–98.
- BECK, H., J. W. SNODGRASS, y P. THEBPANYA.** 2013. Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological Conservation* 163:115–121.
- BODMER, R. E.** 1989. Frugivory in Amazonian Artiodactyla: evidence for the evolution of the ruminant stomach. *Journal of Zoology* 219:457–467.
- BODMER, R. E.** 1990. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon Floodplain. *Journal of Tropical Ecology* 6:191–201.
- BURNHAM, K. P., D. R. ANDERSON, y J. L. LAAKE.** 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72:3–202.
- CORREA, H. D., S. L. RUIZ, y L. M. ARÉVALO (EDS.).** 2006. Plan de acción en biodiversidad de la cuenca del Orinoco-Colombia/2005-2015: Propuesta técnica. Corporinoquia, Cormacarena, IAvH, Unitrópico, Fundación Omacha, Fundación Horizonte Verde, Universidad Javeriana, Unillanos, WWF-Colombia, GTZ-Colombia. Bogotá, Colombia.
- CRUZ, P., A. PAVIOLO, R. F. BÓ, J. J. THOMPSON, y M. S. DI BITETTI.** 2014. Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in the Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 79:376–383.
- DE THOISY, B., S. BROSSE, y M. A. DUBOIS.** 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required? *Biodiversity and Conservation* 17:2627–2644.
- DE THOISY, B., C. RICHARD-HANSEN, B. GOGUILLON, P. JOUBERT, J. OBSTANCIAS, P. WINTERTON, y S. BROSSE.** 2010. Rapid evaluation of threats to biodiversity: human footprint score and large vertebrate species responses in French Guiana. *Biodiversity and Conservation* 19:1567–1584.

- DÉNES, F. V., L. F. SILVEIRA, Y S. R. BEISSINGER.** 2015. Estimating abundance of unmarked animal populations: accounting for imperfect detection and other sources of zero inflation. *Methods in Ecology and Evolution* 6:543–556.
- DESBIEZ, A. L. J., R. E. BODMER, Y S. A. SANTOS.** 2009. Wildlife habitat selection and sustainable resources management in a Neotropical wetland. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 1:11–20.
- DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. ISAAC, Y B. COLLEN.** 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–406.
- DUARTE, J. M., Y A. VOGLIOTTI.** 2015. *Mazama americana*. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/details/29619/0>.
- ETTER, A.** 2001. Puinawai y Nukak: Caracterización ecológica de dos reservas nacionales naturales de la Amazonía colombiana. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- FERREGUETTI, Á. C., W. M. TOMÁS, Y H. G. BERGALLO.** 2015. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Mammalogy* 96:1245–1254.
- FISKE, I., Y R. CHANDLER.** 2011. Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43:1–23.
- FORGET, P. M., Y D. S. HAMMOND.** 2005. Rainforest vertebrates and food plant diversity in the Guiana Shield. Pp. 233–294 in *Tropical forests of the Guiana shield: ancient forests in a modern world*. CABI International. Wallington, Reino Unido.
- FRAGOSO, J. M. V.** 1998. Home Range and Movement Patterns of White-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30:458–469.
- FRAGOSO, J. M. V.** 1999. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral causes and ecological implications. *Journal of Mammalogy* 80:993–1003.
- GABOR, T. M., Y E. C. HELLGREN.** 2000. Variation in peccary populations: landscape composition or competition by an invader? *Ecology* 81:2509–2524.
- GABOR, T. M., E. C. HELLGREN, Y N. J. SILVY.** 2001. Multi-scale habitat partitioning in sympatric suiforms. *The Journal of Wildlife Management* 65:99–110.
- GARMENDIA, A., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, A. ESTRADA, E. J. NARANJO, Y K. E. STONER.** 2013. Landscape and patch attributes impacting medium and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 29:331–344.
- GÓMEZ, B.** 2010. Densidad y áreas de ocupación del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y su relación con el hábitat en el Parque Nacional Natural Tuparro y la Reserva Natural Puinawai. Tesis de maestría en Ciencias Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- GÓMEZ, B., Y O. MONTENEGRO.** 2012. Abundancia del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) en dos áreas protegidas de la Guayana colombiana. *Mastozoología Neotropical* 19:163–178.
- GOPALASWAMY, A. M., K. U. KARANTH, N. S. KUMAR, Y D. W. MACDONALD.** 2012. Estimating tropical forest ungulate densities from sign surveys using abundance models of occupancy. *Animal Conservation* 15:669–679.
- GÚIZA, L.** 2014. La realidad de la minería ilegal en países amazónicos. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental. Lima, Perú.
- HAMMOND, D. S.** 2005. Ancient land in a modern world. Pp. 1–14 in *Tropical forests of the Guiana shield: ancient forests in a modern world*. CABI International. Wallington, UK.
- HARRISON, R. D., S. TAN, J. B. PLOTKIN, F. SLIK, M. DETTO, T. BRENES, A. ITOH, Y S. J. DAVIES.** 2013. Consequences of defaunation for a tropical tree community. *Ecology Letters* 16:687–694.
- KALLE, R., T. RAMESH, Q. QURESHI, Y K. SANKAR.** 2014. Estimating seasonal abundance and habitat use of small carnivores in the Western Ghats using an occupancy approach. *Journal of Tropical Ecology* 30:469–480.
- KERY, M., Y J. A. ROYLE.** 2015. Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS: Volume 1: Prelude and Static Models. Academic Press. Londres, Reino Unido.

- KEUROGHLIAN, A., y D. P. EATON.** 2008. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. *Journal of Zoology* 275:283–293.
- KEUROGHLIAN, A., D. P. EATON, y A. L. DESBIEZ.** 2009. The response of a landscape species, white-lipped peccaries, to seasonal resource fluctuations in a tropical wetland, the Brazilian Pantanal. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 1:87–97.
- KEUROGHLIAN, A., D. P. EATON, y W. S. LONGLAND.** 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120:411–425.
- KEUROGHLIAN, A., R. REYNA-HURTADO, M. ALTRICHTER, H. BECK, A. TABER, y J. M. V. FRAGOSO.** 2013. *Tayassu pecari*. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/details/41778/0>.
- KURTEN, E.L.** 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation* 163:22–32.
- LEES, A. C., y C. A. PERES.** 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22:439–449.
- MACKENZIE, D. I., y J. D. NICHOLS.** 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27:461–467.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, G. B. LACHMAN, S. DROEGE, J. ANDREW ROYLE, y C. A. LANGTIMM.** 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, J. A. ROYLE, K. H. POLLOCK, L. L. BAILEY, y J. E. HINES.** 2006. Occupancy estimation and modeling. Academic Press. California, EE. UU.
- MARTÍNEZ-SALAS, M., H. F. LÓPEZ-ARÉVALO, y P. SÁNCHEZ-PALOMINO.** 2016. Cacería de subsistencia de mamíferos en el sector oriental de la Reserva de Biósfera El Tuparro, Vichada (Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 21:151-166.
- MICHALSKI, F., y C. A. PERES.** 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21:1626–1640.
- MORALES-JIMÉNEZ, A. L., K. POVEDA, y F. SÁNCHEZ.** 2004. Mamíferos terrestres y voladores de Colombia: Guía de campo. Bogotá, Colombia.
- MORELLET, N., J. M. GAILLARD, A. J. M. HEWISON, P. BALLON, Y. BOSCARDIN, P. DUNCAN, F. KLEIN, y D. MAILLARD.** 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology* 44:634–643.
- MUNARI, D. P., C. KELLER, y E. M. VENTICINQUE.** 2011. An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammal populations in Amazonia. *Mammalian Biology* 76:401–408.
- NARANJO, E. J., y R. E. BODMER.** 2007. Source–sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138:412–420.
- NAVEDA, A., B. DE THOISY, C. RICHARD-HANSEN, D. A. TORRES, L. SALAS, R. WALLANCE, S. CHALUKIAN, y S. DE BUSTOS.** 2008. *Tapirus terrestris*. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/details/21474/0>.
- PATTERSON, B. D., y L. P. COSTA.** 2012. Bones, Clones, and Biomes: The History and Geography of Recent Neotropical Mammals. University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- PERES, C. A.** 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77:115–123.
- PERES, C. A.** 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates* 7:11–16.
- PERES, C.A., y E. PALACIOS.** 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39:304–315.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM.** 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

- RAY, J., K.H. REDFORD, R. STENECK, y J. BERGER.** 2013. Large carnivores and the conservation of biodiversity. Island Press. Washington, EE. UU.
- REYNA-HURTADO, R., E. ROJAS-FLORES, y G. W. TANNER.** 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90:1199–1209.
- REYNA-HURTADO, R., y G. W. TANNER.** 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37:676–685.
- REYNA-HURTADO, R., y G. W. TANNER.** 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16:743–756.
- RICHARD-HANSEN, C., G. JAOUEN, T. DENIS, O. BRUNAU, E. MARCON, y S. GUITET.** 2015. Landscape patterns influence communities of medium to large-bodied vertebrates in undisturbed terra firme forests of French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 31:423–436.
- RIVERO, K., D. I. RUMIZ, y A. B. TABER.** 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia* 69:169–183.
- RODRÍGUEZ-MAHECHA, J. V., C. L. MENDOZA, y S. D. NASH.** 2006. Libro rojo de los mamíferos de Colombia. Conservación Internacional Colombia. Bogotá, Colombia.
- ROMERO, M., G. GALINDO, J. OTERO, y D. ARMENTERAS.** 2004. Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- ROYLE, J. A., y J. D. NICHOLS.** 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84:777–790.
- SALAS, L. A.** 1996. Habitat use by lowland tapirs (*Tapirus terrestris* L.) in the Tabaro River valley, southern Venezuela. *Canadian Journal of Zoology* 74:1452–1458.
- SAMPAIO, R., A. P. LIMA, W. E. MAGNUSSON, y C. A. PERES.** 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity and Conservation* 19:2421–2439.
- SOWLS, L. K.** 1997. Javelinas and other peccaries: their biology, management, and use. Texas A&M University Press. Texas, EE. UU.
- STANLEY, T. R., y J. A. ROYLE.** 2005. Estimating site occupancy and abundance using indirect detection indices. *Journal of Wildlife Management* 69:874–883.
- TAFUR, M. P.** 2010. Evaluación de la sostenibilidad de la cacería de mamíferos en la comunidad de Zancudo, Reserva nacional natural puinawai, Guainía–Colombia. Tesis de maestría. Departamento de biología. Facultad de ciencias. Universidad nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- TEJEDA-CRUZ, C., E. J. NARANJO, A. D. CUARON, H. PERALES, y J. L. CRUZ-BURGUETE.** 2009. Habitat use of wild ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon Forest, Southern Mexico. *Mammalia* 73:211–219.
- THORN, M., M. GREEN, P. W. BATEMAN, S. WAITE, y D. M. SCOTT.** 2011. Brown hyaenas on roads: estimating carnivore occupancy and abundance using spatially auto-correlated sign survey replicates. *Biological Conservation* 144:1799–1807.
- THORNTON, D. H., L. C. BRANCH, y M. E. SUNQUIST.** 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications* 21:2324–2333.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, y G. POWELL.** 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology* 25:261–270.

- TOBLER, M. W., J. P. JANOVEC, y F. CORNEJO.** 2010. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir *Tapirus terrestris* in the Peruvian Amazon. *Biotropica* 42:215–222.
- UAESPNN.** 1998. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. El sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia.
- WEBER, M., y S. GONZALEZ.** 2003. Latin American deer diversity and conservation: a review of status and distribution. *Ecoscience* 10:443–454.
- WILKIE, D. S., E. L. BENNETT, C. A. PERES, y A. A. CUNNINGHAM.** 2011. The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223:120–128.

Submitted: October 15, 2015
Reviewed: December 2, 2015
Accepted: January 16, 2016
Associated editor: Rafael Reyna

**Clasificación del hábitat potencial del tapir centroamericano
(*Tapirus bairdii* Gill, 1865) para su conservación en Guatemala**

Classification of the potential habitat of the Central American tapir (*Tapirus bairdii* Gill, 1865) for its conservation in Guatemala

Manolo García^{1*} y Raquel Leonardo²

¹ Centro de Estudios Conservacionistas de la Universidad de San Carlos de Guatemala. Avenida Reforma 0-63 zona 10, Ciudad de Guatemala 01010, Guatemala. E-mail: garcia.manolo@usac.edu.gt (MG).

² Unidad de Investigación, Fundación Defensores de la Naturaleza. 4 Avenida 23-01, Zona 14, Ciudad de Guatemala 01014, Guatemala. E-mail: raque.leonardo@gmail.com (RL)

*Corresponding author

Tapir distribution in Guatemala has dropped dramatically over the past century, causing populations to be restricted to protected areas of the northeastern region of the country. This study seeks to determine the conservation status of the species habitat in the country based on its presence, the importance of forest remnants in system connectivity and coverage of formal mechanisms of protection. The Maxent distribution modeling was performed using 62 records of presence 10 climatic variables and terrain elevation. The resulting map was reclassified into a binary map (cutoff 0.3) and using the Morphological Spatial Pattern Analysis tool of GUIDOS program, a map in which the 12 larger forest remnants were selected was obtained. To these remnants the Integral Connectivity Index (dIIC) with Sensinode CONEFOR program was calculated. From the above, classifications of forest remnants were established to determine the conservation status of the species habitat. The potential distribution model had an area under the curve (AUC) of 0.815 and from the binary map it was estimated that the potential habitat of the tapir in 2012 was 26,095.82 km². The Morphological Spatial Pattern Analysis showed that the tapir habitat is mainly composed of core area (43 %). The connectivity analysis indicated that the forest remnants of the Maya Biosphere Reserve (Northeast and West) and the Sierra de las Minas Biosphere Reserve have a dIIC of 33.505662, 0.51311405 and 0.38876015, respectively. The remnants of larger extension and higher dIIC correspond to the northeast and west section of the Maya Biosphere Reserve and Sierra de las Minas Biosphere Reserve. Compared with previous studies, there is a tendency in reducing coverage and degradation (fragmentation) tapir habitat, highlighting the vulnerability of the species populations in the country.

La distribución del tapir en Guatemala se ha reducido drásticamente durante el último siglo, provocando que sus poblaciones estén restringidas a las áreas protegidas de la región nororiente del país. En este estudio se determinó el estado de conservación del hábitat para la especie en el país basado en su presencia, la importancia de los remanentes boscosos en la conectividad del sistema y la cobertura de mecanismos formales de protección. Se realizó el modelado de distribución con Maxent, utilizando 62 registros de presencia, 10 variables climáticas y la elevación. El mapa resultante se reclasificó en un mapa binario (umbral de corte 0.3) y utilizando la herramienta Morphological Spatial Pattern Analysis del Programa GUIDOS, se obtuvo un mapa en el que se seleccionaron los 12 remanentes boscosos de mayor superficie. A estos remanentes se les calculó el Índice Integral de Conectividad (dIIC) con el programa CONEFOR Sensinode. A partir de lo anterior se establecieron clasificaciones de los remanentes boscosos para establecer el estado de conservación de los mismos. El modelo de distribución potencial tuvo un área bajo la curva (AUC) de 0.815 y a partir del mapa binario se estimó que el hábitat potencial para el tapir en el 2012 era de 26,095.82 km². El Análisis Morfológico de los Patrones Espaciales mostró que el hábitat del tapir está compuesto principalmente de área de interior (43 %). El análisis de conectividad indicó que los remanentes boscosos de la Reserva de Biosfera Maya (Noreste y Oeste) y la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas tienen un dIIC de 33.505662, 0.51311405 y 0.38876015 respectivamente. Los remanentes de mayor superficie e Índice Integral de Conectividad corresponden a la sección noreste y oeste de la Reserva de Biosfera Maya y a la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas. En comparación con estudios previos, existe una tendencia en la reducción de la cobertura y fragmentación del hábitat del tapir, evidenciando la vulnerabilidad de las poblaciones silvestres de la especie en el país.

Key words: Potential distribution; Morphological Spatial Pattern Analysis; Integral Connectivity Index (dIIC).

Introducción

El Tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*; Perissodactyla: Tapiridae), también conocido como *tixl* (en idioma Q'eqchi'), es el mamífero terrestre de mayor talla de Guatemala y de la región Mesoamericana. Su distribución regional comprende desde el sureste de México hasta el este de Ecuador y Colombia ([Matola et al. 1997](#); [Castellanos et al. 2008](#); [Naranjo 2009](#); [Schank et al. 2015](#)). Se le puede encontrar desde el nivel del mar hasta los 3620 m de altura ([Naranjo y Vaughan 2000](#)), habitando en diversos ambientes tropicales y subtropicales, entre ellos bosques tropicales, manglares, bosques mesófilos, encinares y páramos ([March 1994](#); [Naranjo 2001](#)).

De acuerdo a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) el tapir se encuentra en la lista roja de especies amenazadas debido a la reducción de sus poblaciones ([Castellanos et al. 2008](#)). A nivel regional y local las principales amenazas son la pérdida y degradación del hábitat, y en menor medida la cacería ([Matola et al. 1997](#); [Castellanos et al. 2008](#)). Debido a los requerimientos específicos de calidad hábitat, la presencia del tapir constituye un indicador del buen estado de conservación de las áreas donde aún está presente ([Zapata y Dyer 2003](#); [Botello et al. 2014](#)).

Las primeras descripciones de la distribución de la especie para el país corresponden a la segunda mitad del siglo XIX, y abarcan la costa atlántica y pacífica guatemalteca, incluyendo las faldas de la cadena volcánica de la Sierra Madre, en el descenso del altiplano hacia la planicie costera del Pacífico, con elevaciones de 300 a 1,400 m ([Alston 1918](#); [Ximenez 1967](#); [www.insivumeh.gov.gt](#)). El conocimiento sobre la distribución del tapir se enriquece a mediados del siglo XX, cuando se reportó que el área de distribución también comprendía los departamentos de Petén, Quiché y Alta Verapaz ([Saunders et al. 1950](#); [Ibarra 1959](#)). A finales de la década de 1990, [Matola et al. \(1997\)](#) reportaron que el tapir estaba presente solamente en cuatro departamentos, siendo éstos Quiché, Alta Verapaz, Izabal y Petén, evidenciando de esta manera su extinción en la región sur del territorio nacional. A inicios del presente siglo se iniciaron los estudios específicos sobre el tapir en el país (al igual que otros estudios de fauna), por medio de los cuales fue posible verificar (a través de huellas, excretas, fototrampeo y material de colecciones científicas) que su distribución actual está restringida a los departamentos de Alta Verapaz, Baja Verapaz, Quiché, El Progreso, Izabal y Petén ([Kawanishi 1995](#); [Baur 1999](#); [Bestelmeyer y Alonso 2000](#); [Novack 2003](#); [García y Radachowsky 2004](#); [Phillips y Dudik, 2008](#); [Morales et al. 2005](#); [Ruíz y García 2005](#); [Ruíz y Rodríguez 2006](#); [García 2006](#); [Moreira et al. 2007](#); [García et al. 2008a, 2008b, 2009, 2010a, 2010b](#); [Gómez 2011](#)).

Siendo las principales amenazas para el tapir la cacería y la pérdida de hábitat, se puede deducir que la extinción local de la especie está asociada con el cambio del uso del suelo y la consecuente fragmentación del hábitat ([Castellanos et al. 2008](#)). En este escenario, los remanentes de hábitat y el patrón espacial de los mismos, son elementos de relevancia para la conservación de la especie en el país. En el presente estudio se busca desarrollar una clasificación del hábitat del tapir en el país que pueda ser aplicada en la planificación y ordenamiento del territorio. La clasificación propuesta se basa en tres aspectos: presencia de la especie en la última década (2005-2015), la importancia de cada remanente boscoso para la conectividad del sistema y la extensión bajo mecanismos de protección formal dentro de cada remanente boscoso.

Materiales y métodos

Área de estudio. El área de estudio comprendió toda la superficie del territorio guatemalteco, entre las latitudes 13.7° y 17.8° N y longitudes -88.2° y -92.2° O, abarcando una extensión continental de 108,889 km². Se recopilieron registros de presencia de tapir a través de visitas a 26 de las 34 áreas protegidas ubicadas dentro del ámbito de distribución reportado por [Matola et al. \(1997\)](#),

durante las cuales se recorrieron los sitios sugeridos previamente por los guías, pobladores, registros históricos y conversaciones con técnicos, guarda recursos y administradores de las áreas protegidas. Durante las visitas de campo se realizaron caminatas para buscar y referenciar los rastros que evidenciaban la presencia de la especie (huellas, excretas, comederos, echaderos y caminos). La fase de campo fue realizada entre los años 2007 y 2009 en áreas del Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas (SIGAP). Estos datos fueron complementados con registros de presencia de tapir en el país, correspondientes a registros actuales e históricos de huellas, excretas, comederos, echaderos y fototrampeo, generados a partir de investigaciones científicas ([Ruíz y García 2005](#); [Ruiz y Rodríguez 2006](#); [García et al. 2008b](#); 2009b), bases de datos de los programas de monitoreo biológico de instituciones locales (Fundación Mario Dary -FUNDARY- datos del 2005-2007; Centro de Estudios Conservacionistas de la Universidad de San Carlos de Guatemala (CECON) datos del 2014-2015; Fundación Defensores de la Naturaleza (FDN) datos del 2014) y revisión bibliográfica. Todos estos datos fueron compilados en una base de datos digital.

Modelado de la distribución potencial. El modelado de distribución potencial del tapir se realizó utilizando el algoritmo Maxent Ver. 3.3.3 k ([Phillips y Dudik, 2008](#)). Para ello se utilizaron 10 variables climáticas (BIO1, BIO4, BIO5, BIO6, BIO12, BIO15, BIO16, BIO17, BIO18 y BIO19) y la elevación (ALT), en formato raster con resolución de 1 km², provenientes de la base de datos versión 1.4 de WorldClim ([Hijmans et al. 2005](#)), siguiendo a [Schank et al. \(2015\)](#).

Dado que se cuenta únicamente con tres registros para la vertiente del Pacífico, donde de acuerdo con [Alston \(1918\)](#) la especie aún era abundante a principios del siglo pasado, se asume que existe un sesgo en los registros de presencia actual con respecto a su distribución potencial, ya que no se cuenta con registros de localidades que fueron adecuadas para la especie pero que en la actualidad han sido deforestadas ([GIMBOT, 2014](#)). Debido a lo anterior con el fin de contar con una distribución más uniforme de los registros de presencia para reducir este sesgo y el efecto de un mayor muestreo adentro de áreas protegidas, utilizando ArcMap ver. 10 (ESRI, Redlands, CA, EE. UU.) se generó una cuadrícula de 10 x 10 km² que se sobrepuso a la capa de registros de presencia existentes y se procedió a seleccionar únicamente un registro para cada celda, identificando de manera visual el registro (de la base de datos compilada) ubicado más cerca del centro de la celda. Por último se seleccionaron las opciones de curvas de respuesta, Jackknife y los ajustes preseleccionados por Maxent (default settings).

Análisis morfológico de los patrones espaciales. El mapa de distribución potencial generado con Maxent se reclasificó en ArcMap 10 a partir del umbral de corte de 0.3, que se estableció con base en las categorías utilizadas por [Mendoza et al. \(2013\)](#) y [Schank et al. \(2015\)](#) (incluyendo 3-5 low suitability, 5 - 7 very suitable y > 7 high suitability). El mapa binario resultante fue transformado a formato vectorial para realizar una extracción del Mapa de Cobertura Forestal por Tipo y Subtipo de Bosques en Guatemala ([GIMBOT, 2014](#)), y así obtener un mapa de los remanentes de hábitat para el tapir para el año 2012 con una resolución de 5 x 5 m. El resultado fue transformado de nuevo a un mapa binario formato raster con una resolución de 250 x 250 m.

Con el fin de determinar el patrón morfológico espacial del hábitat potencial remanente, el mapa binario de presencia-ausencia correspondiente a las zonas con mayor probabilidad de distribución de la especie se procesó con la herramienta Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA) del Programa GUIDOS ver. 1.3, la cual utiliza una secuencia de operadores matemáticos para clasificar los objetos de una imagen en clases de acuerdo a su geometría, arreglo espacial y conectividad estructural ([Vogt et al. 2007](#); [Soille y Vogt 2009](#)). El resultado de este procesamiento proporcionó al mapa del hábitat potencial valores correspondientes a las siete clases del MSPA: área de interior (core area), relicto (islet), perforación (perforation), borde (edge), puente (bridge), lazo (loop) y rama (branch) ([Vogt et al. 2007](#); [Correa y Mendoza 2013](#)). A partir de este mapa se generó un mapa con los principales remanentes de hábitat del tapir de

acuerdo a su patrón morfológico espacial, incluyendo solamente las áreas interiores, sus bordes y las perforaciones.

Conectividad de los remanentes de hábitat. La capa de remanentes de hábitat resultante se transformó en formato vectorial para ser procesada con el programa CONEFOR Sensinode ver. 2.5.8 ([Pascual-Hortal y Saura 2006](#); [Saura y Pascual-Hortal 2007](#)). A través de este programa se evaluó la conectividad funcional potencial para el tapir, estimando el diferencial del Índice Integral de Conectividad (dIIC) a cada uno de los remanentes de hábitat, el cual se calcula a partir de su conectividad interna, su contribución con el flujo y su contribución como conector (stepping stones). La distancia umbral de dispersión utilizada entre dos remanentes de hábitat para el tapir fue de 1,500m, con base a los datos de [Medici \(2010\)](#) para el tapir de tierras bajas *Tapirus terrestris* en Brasil. Este procedimiento permitió identificar los remanentes de hábitat de mayor importancia de acuerdo a su aporte a la conectividad de todo el sistema.

Clasificación de principales remanentes de hábitat potencial. Con base en la información generada a partir del modelado de distribución potencial, el análisis morfológico de los patrones espaciales, el Índice Integral de Conectividad (dIIC) y el mapa de distribución del tapir a nivel regional ([Schank et al. 2015](#)), se desarrolló una propuesta de clasificación para los principales remanentes de hábitat potencial del tapir en el país. Tomando estos tres aspectos como base, se generó un cuadro de ponderación para los remanentes de hábitat potencial (modificado de [García et al. 2008b, 2009](#)). Se evaluaron los 25 remanentes con la mayor extensión con el fin de limitar el análisis a un número determinado. Los remanentes con afinidad espacial y administrativa, pertenecientes a una misma área protegida o región específica fueron reclasificados en complejos.

En la clasificación desarrollada se proponen cinco categorías (A1, A2, A3, B1 y B2) para la clasificación del hábitat potencial del tapir, las cuales representan la relevancia de los principales remanentes para la conservación de la especie en el país a partir de la presencia actual de la especie, el Índice Integral de Conectividad y la presencia de mecanismos formales de protección de la cobertura forestal y la diversidad biológica (áreas protegidas). Los remanentes tipo A corresponden a localidades donde la especie está presente en la actualidad y las B donde ya no está presente o no se tienen reportes recientes. Los remanentes A1 corresponden a zonas de gran extensión territorial, donde la conectividad es alta y existen mecanismos formales de protección (áreas protegidas oficialmente declaradas). Los remanentes tipo A2 son aquellos que albergan poblaciones de tapires pero que su conectividad es media. En los remanentes A3, la especie está presente y poseen una baja conectividad. En los remanentes tipo B1 la conectividad es baja y existen mecanismos formales de protección y los remanentes B2 se diferencian de los primeros por no presentar mecanismos formales de protección.

Resultados

Modelado de la distribución potencial. La base de datos de registros de presencia de tapir que se generó contiene un total de 206 registros con referencia espacial, de los cuales 148 corresponden a la verificación en campo durante el período 2007-2009 en 15 áreas protegidas del país (Biotopo Protegido Naachtún-Dos Lagunas, Biotopo Protegido San Miguel La Palotada-El Zotz, Concesión Forestal Carmelita (ZUM), Concesión Forestal Uaxactún (ZUM), Parque Nacional Laguna del Tigre, Parque Nacional Laguna Lachuá, Parque Nacional Mirador-Río Azul, Parque Nacional Sierra del Lacandón, Parque Nacional Tikal, Parque Nacional Yaxhá-Nakum-Naranjo, Refugio de Vida Silvestre Machaquilá, Reserva Biológica San Román, Reserva Comunitaria Indígena Bioitzá (ZUM), Reserva de Biosfera Montañas Mayas Chiquibul y Reserva de Biosfera Sierra de las Minas), 15 corresponden al programa de monitoreo biológico desarrollado por instituciones locales, 28 a comunicaciones personales y 15 a registros bibliográficos. Para el modelo se utilizaron 62 registros de presencia

seleccionados con base a la metodología para obtener una distribución uniforme de los registros. El modelo de distribución potencial dio como resultado un área bajo la curva (AUC) de 0.815. Las variables con los mayores porcentajes de contribución fueron BIO17 = Precipitación del trimestre más seco (38.8 %), BIO4 = Temperatura estacional (desviación estándar * 100) (27.9 %) y BIO15 = Coeficiente de variación de las precipitaciones estacionales (8.4 %).

Los valores de Maxent se presentan en un rango que va de 0 a 1, donde los valores más cercanos a 1 indican mayor probabilidad de ocurrencia del tapir, debido a una mejor condición del hábitat. De acuerdo a lo anterior en el modelo se observa que la mayor probabilidad de presencia de la especie está focalizada en la región nororiente del país (Petén, Izabal, Alta Verapaz, Baja Verapaz y una región de Quiché), siendo aún mayor en el noreste y oeste de esta región. Además, sobresalen pequeñas zonas con alta probabilidad de distribución ubicadas a lo largo de la cadena volcánica, al sur del territorio nacional (Figura 1). El resto del territorio presenta una baja probabilidad de distribución.

Análisis morfológico de los patrones espaciales. El mapa binario que se generó indica que la extensión total de hábitat potencial para el tapir abarca alrededor de 58,456.87 km², es decir el 53.68 % del territorio nacional, sin embargo, al eliminar las áreas donde no existe cobertura forestal, la extensión del hábitat potencial se reduce a 26,095.82 km², equivalente al 44.54 % de su extensión potencial (GIMBOT, 2014).

La clasificación morfológica de los patrones espaciales permitió conocer mejor

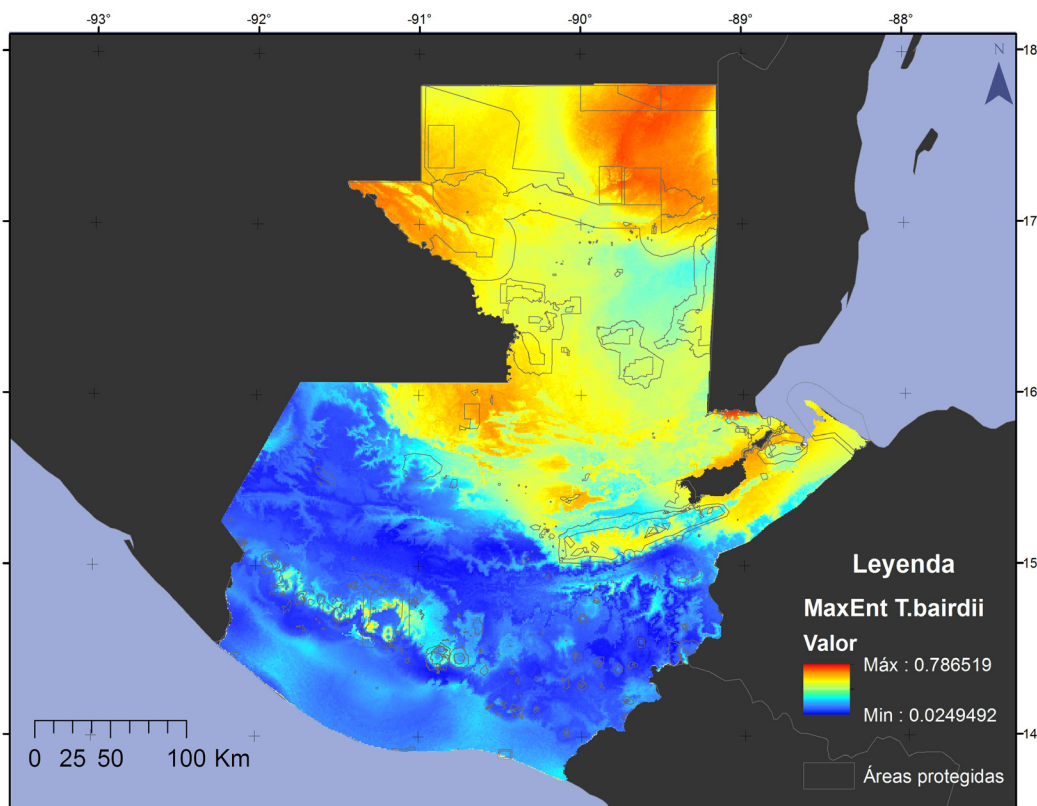


Figura 1. Modelo de distribución potencial de *Tapirus bairdii* en Guatemala generado con Maxent. Las áreas de color rojo muestran mayor probabilidad de ocurrencia de la especie y las áreas en color azul muestran la menor probabilidad de ocurrencia.

la dinámica de los fragmentos de hábitat. En la Tabla 1 y Figura 2 se presentan los resultados de las siete clasificaciones de la cobertura, correspondientes al mapa binario de presencia-ausencia.

La herramienta MSPA estimó que el mayor porcentaje del hábitat del tapir al 2012 corresponde a área de interior (43 %), seguido de los elementos conectores, que incluye las clasificaciones lazo, puente y rama, que en su conjunto representan el 32 %. Sin embargo, es importante resaltar que la mayoría de los elementos fueron clasificados como relictos (remanentes de bosque aislados) y borde (4,620 y 1,712 respectivamente) a pesar de no presentar porcentajes elevados (14 % y 10 % respectivamente).

Se seleccionaron los 25 remanentes de mayor superficie que están ubicados en el ámbito de distribución de la especie, los cuales fueron organizados en 12 unidades espaciales (remanentes o complejos de remanentes) que se describen en la Tabla 2.

Conectividad de los remanentes de hábitat potencial. El resultado del análisis de conectividad muestra que el remanente con el mayor diIC es el Noreste de la Reserva de Biosfera Maya (RBM-NE; 33.505662). El resto de remanentes presentan una baja conectividad, a excepción de los remanentes Sierra de las Minas y el Oeste de la Reserva de Biosfera Maya (RBM-O) que son de mayor tamaño (0.51311405 y 0.38876015 respectivamente). El resto de remanentes presenta un Índice Integral de Conectividad menor a 0.1 (Tabla 3 y Figura 3).

Clasificación de principales remanentes de hábitat potencial. La clasificación de las 12 unidades espaciales de hábitat potencial para el tapir en Guatemala se presenta en la Tabla 4 y Figura 4. Las unidades espaciales de mayor importancia son el noreste de la RBM (incluyendo zonas núcleo, de usos múltiples y de amortiguamiento) y las correspondientes a la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas y Parque Nacional Sierra del Lacandón.

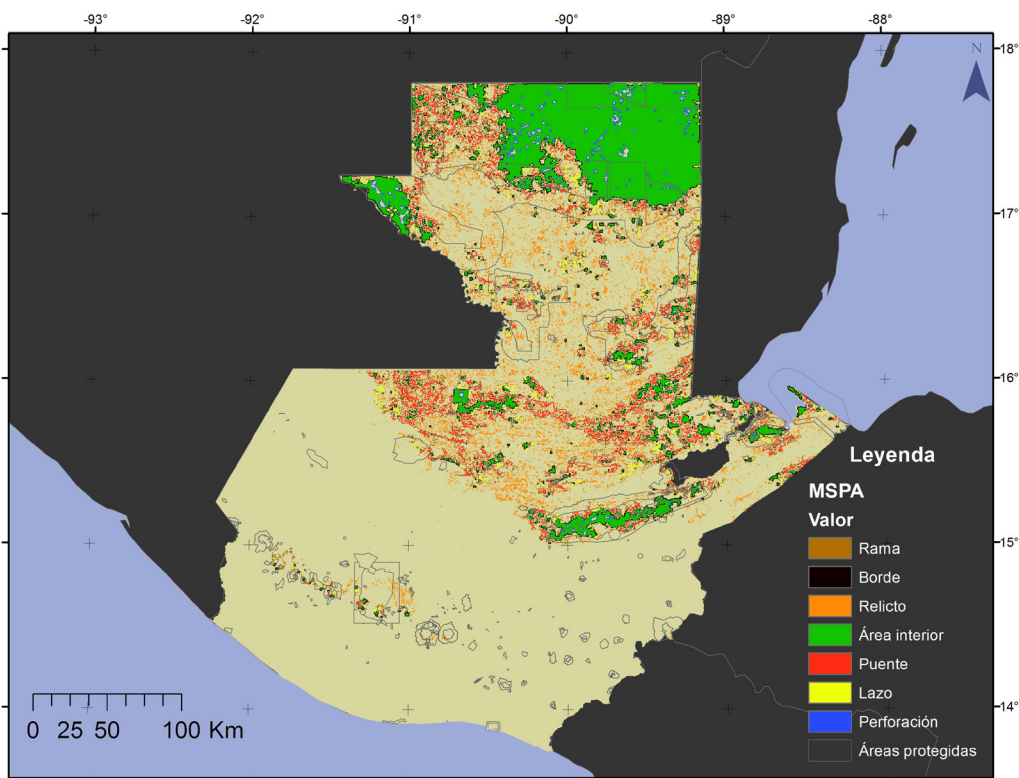


Figura 2. Mapa de las siete clasificaciones del análisis morfológico de los patrones espaciales del hábitat potencial de *Tapirus bairdii* en Guatemala.

Tabla 1. Clasificaciones del análisis morfológico de los patrones espaciales del hábitat potencial de *Tapirus bairdii* en Guatemala

Clasificación de la cobertura	Número de elementos (frecuencia) que comprende el hábitat	Porcentaje del hábitat (%)
Área interior	639	43
Relicto	4,620	14
Perforación	208	2
Borde	1,712	10
Lazo	341	4
Puente	284	17
Rama	3,775	11
Total	11,579	100

Discusión

Modelado de la distribución potencial. El resultado del modelo de distribución potencial del tapir en Guatemala es semejante al obtenido por [Schank et al. 2015](#). En ambos casos se evidencia alta probabilidad de presencia de la especie en la sección noreste de la RBM, la cual forma parte del bloque transfronterizo de la Selva Maya (Reserva de la Biosfera Calakmul en México, RBM en Guatemala y Río Bravo en Belice), y la sección oeste donde se ubica el Parque Nacional Sierra del Lacandón (colindante con la Reserva de la Biosfera Montes Azules, México). De acuerdo con [Naranjo \(2009\)](#)

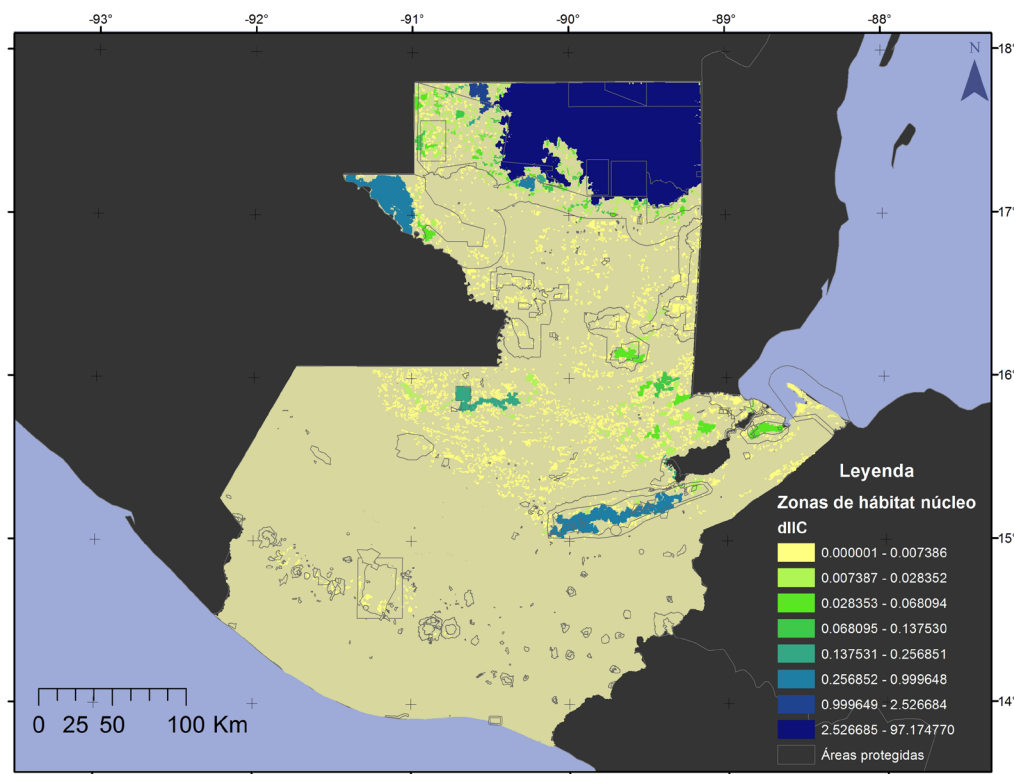


Figura 3. Mapa del Índice Integral de Conectividad para 12 remanentes boscosos de mayor tamaño dentro del área de distribución de *Tapirus bairdii* en Guatemala. En color amarillo claro se encuentran los remanentes con menor dIIC y en color azul los remanentes con mayor dIIC.

estas zonas de México son de gran importancia ya que albergan alrededor del 50 % de la población de tapir en ese país.

Esta región de alta probabilidad de distribución incluye en su extremo inferior al Parque Nacional Laguna Lachuá, Reserva de Biosfera Sierra de las Minas y áreas protegidas de Izabal, donde su presencia ha sido reportada durante la última década. Al igual que [Schank et al. 2015](#), el presente modelo sobreestima (aunque en menor escala) la presencia de tapir en la región central y sur del país (específicamente en la cadena volcánica), donde existe alta fragmentación y cambio de uso del suelo debido a las actividades agropecuarias (p.e. algodón, caña de azúcar, ganadería extensiva) que han contribuido a su extinción local, sin embargo, es un área de distribución histórica ([Alston 1918](#); [Saunders et al. 1950](#)).

Es importante resaltar que las zonas de alta probabilidad de distribución de la especie en el modelo coinciden en un alto porcentaje con áreas protegidas. De acuerdo al análisis del modelo, las áreas protegidas constituyen los últimos refugios donde se alberguen poblaciones de tapir en el país, aspecto que evidencia la importancia que tienen estos espacios en la supervivencia de esta especie y de las especies que están asociadas a su hábitat.

El alto porcentaje de contribución de la variable BIO17 (precipitación del trimestre más seco) puede sugerir, de manera similar a los resultados de [Carrillo-Reyna et al. \(2015\)](#) para la península de Yucatán, que los tapires no se distribuyen en las zonas más calientes con escasa precipitación. En este sentido la disponibilidad de agua puede ser un factor limitante de la distribución de la especie, especialmente en ambientes con poca disponibilidad de agua superficial como ocurre en la región RBM-NO, al igual que áreas aledañas de México en el estado de Campeche ([Pérez-Córtez et al. 2012](#); [Carrillo-Reyna et al. 2015](#))

Análisis morfológico del patrón espacial. Las zonas interiores constituyen el mayor porcentaje de acuerdo al análisis MSPA, situación que se evidencia principalmente en el gran bloque de la RBM-NE, donde la cobertura forestal es mayor y la fragmentación es baja. La pérdida de hábitat y la fragmentación son las principales amenazas para la especie en la región ([Castellanos et al. 2008](#)). Las poblaciones están quedando cada vez más aisladas, lo que las hace más vulnerables ante la cacería y las enfermedades, reduciendo su éxito reproductivo y la supervivencia de los juveniles, entre otros aspectos ([Deyoung y Honeycutt 2005](#)). En Brasil, [Gonçalves \(2007\)](#) evaluó el efecto de la fragmentación en cinco especies de mamíferos y encontró que esta las afecta en diferente escala de acuerdo con el tamaño corporal. Sin lugar a duda el patrón morfológico de la cobertura forestal tiene un efecto directo en la supervivencia de las especies ([Akçakaya y Brook 2009](#)), por lo que su análisis aporta información esencial para el manejo del hábitat del tapir.

Las categorías de relicto y rama fueron las clasificaciones más numerosas (4,620 y 3,775 respectivamente) pero no las más representativas (14 % y 11 % respectivamente) obtenidas a partir del Análisis Morfológico de los Patrones Espaciales. Estos dos elementos evidencian el proceso de fragmentación. En el caso de relicto los resultados muestran que existe una mayor área con pequeños fragmentos de hábitat, que son producto de la pérdida paulatina del hábitat; a pesar de constituir zonas potenciales de alimentación es importante recuperar la conexión de éstas hacia áreas interiores, puesto que por sí mismas no pueden albergar poblaciones viables ([Correa y Mendoza 2013](#)). Lo anterior se ve reflejado en la zona sur de la RBM, las Verapaces e Izabal, donde la fragmentación del hábitat se ha incrementado durante los últimos

Tabla 2. Descripción de 12 unidades espaciales de mayor tamaño en el hábitat potencial del *Tapirus bairdii* en Guatemala.

No.	Unidad espacial	Área total (km ²)	Mecanismos formales de protección (áreas protegidas)		Ubicación
			Extensión (km ²)	Porcentaje (%)	
1	RBM-NE	9,546.51	9,536.9	100	Bloque ubicado en el Noreste de la Reserva de Biosfera Maya. Incluye Zonas núcleo, Zona de amortiguamiento y Zona de usos múltiples
2	Sierra de las Minas	849.2	846.9	100	Reserva de Biosfera Sierra de las Minas
3	RBM-O	841.8	837.6	100	Parque Nacional Sierra de Lacandón
4	Ixcán-Lachúa-Chinajá	384.9	125.3	33	Complejo: Ecorregión Lachúa con remanentes en Ixcán y Chinajá
5	Montañas Chocón Nacional	209.94	0	0	Complejo de remanentes en cerros sin protección
6	Sierra Santa Cruz	145.44	0	0	Área de protección especial Santa Cruz
7	Cerro San Gil	134.29	134.3	100	Reserva Protectora de Manantiales Cerro San Gil
8	Xutilhá	121.12	119.8	99	Refugio de Vida Silvestre Xutilhá
9	RBM-NO	105.75	105.7	100	Complejo de remanentes en Parque Nacional Laguna del Tigre y Biotopo Protegido Laguna del Tigre – Río Escondido
10	Punta de Manabique	61.39	61.4	100	Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique
11	Montañas Mayas	27.79	27.8	100	Reserva de Biosfera Montañas Mayas
12	Río Sarstún	27.21	27.2	100	Área de usos múltiples Río Sarstún

años reduciendo la cobertura forestal dentro de las áreas protegidas existentes y aislándolas aún más ([GIMBOT 2014](#)).

De acuerdo con [Soille y Vogt \(2009\)](#) las áreas categorizadas como puente contribuyen a conectar físicamente los fragmentos de hábitat, favoreciendo la conectividad entre áreas. Sin embargo, es importante realizar un análisis más detallado, ya que de acuerdo con [Correa y Mendoza \(2013\)](#) estos elementos pueden ser clave para la conectividad entre áreas pero también pueden ser el resultado de la reducción de los fragmentos de hábitat por intervención antrópica.

Conectividad de los remanentes de hábitat potencial. El resultado del análisis de conectividad concuerda con los obtenidos por [García et al. \(2011\)](#), quienes reportan que el diIC más alto corresponde a la Selva Maya. Además de la integridad ecológica de la RBM, su colindancia con otras zonas boscosas de México y Belice ([Mendoza](#)

[et al. 2013](#); [Carrillo-Reyna et al. 2015](#); [Schank et al. 2015](#)) hace de ésta la zona más importante por la conectividad que presenta tanto a nivel interno como externo, contribuyendo de esta forma a mantener el flujo de las poblaciones de fauna silvestre como las de tapir.

Los remanentes boscosos que le siguen en orden de importancia de acuerdo al dIIC son el oeste de la RBM, representado por Sierra del Lacandón, los bloques de Sierra de las Minas y la Ecoregión Lachuá. Estas áreas constituyen los últimos remanentes de mayor tamaño, donde a pesar de no tener conexión con otras áreas, a excepción de Lacandón que si presenta conexión externa con la Reserva de la Biosfera Montes Azules, la conectividad interna aún es relativamente alta.

Al igual que lo reportado por [García et al. \(2011\)](#), el resto de áreas ubicadas en Izabal y la región sur de Petén presentaron un dIIC bajo, evidenciando la baja conectividad con otras áreas circundantes, así como la baja conectividad que existe a nivel interno, resultado de la fragmentación de estos bloques. No debe descartarse que estas zonas puedan ser utilizadas como remanentes de paso (stepping stones) y como núcleos de restauración.

[Muench \(2006\)](#) llevó a cabo una caracterización del estado de la conectividad en tres zonas de la selva Lacandona en México e identificó 40 corredores, clasificados en seis categorías y localizados sobre seis unidades del paisaje. Los resultados de la conectividad de los remanentes boscosos en conjunto con la información de los patrones morfológicos obtenidos en este estudio pueden ayudar a identificar a mayor detalle las áreas donde la conectividad externa puede ser mejorada a través de diferentes mecanismos de manejo como el establecimiento de programas de restauración ecológica.

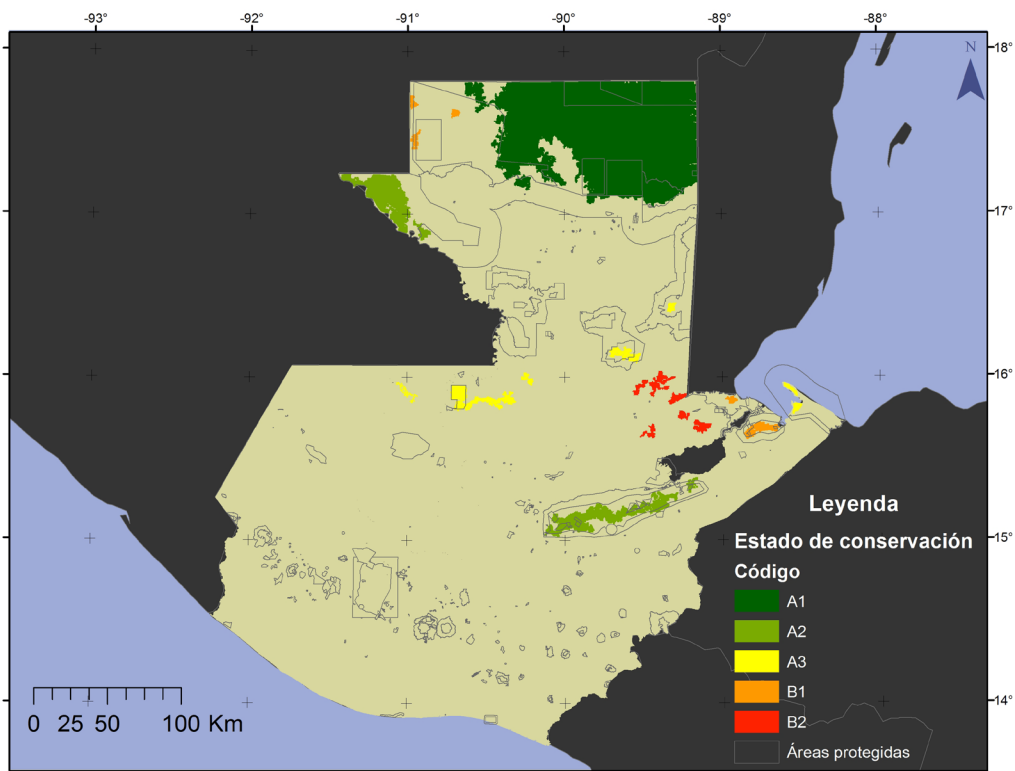


Figura 4. Mapa de clasificación de 12 unidades espaciales de mayor dentro hábitat potencial de *Tapirus bairdii* en Guatemala.

Clasificación de principales remanentes de hábitat potencial. El remanente que corresponde al noreste de la RBM ya ha sido identificado como el área de mayor importancia para la conservación del tapir ([Matola et al. 1997](#); [García et al. 2009](#); [2010b](#); [Schank et al. 2015](#)). [Naranjo \(2009\)](#) identificó como una zona de importancia global para las poblaciones de tapir al remanente de Calakmul, que colinda con este bloque de la RBM, por contar con la mayor población de tapir en vida silvestre a nivel global.

Con respecto a los remanentes tipo A2, Sierra de las Minas es un área con baja conectividad hacia otros remanentes de hábitat pero con alta conectividad interna debido a su extensión, mientras que Sierra del Lacandón presenta alta conectividad tanto interna por su extensión como hacia otros remanentes, ya que colinda con la Reserva de la Biosfera Montes Azules en la Selva Lacandona ([Muench 2006](#); [Naranjo 2009](#)).

Tabla 3. Índice Integral de Conectividad de las 12 unidades espaciales de mayor tamaño dentro del hábitat potencial de del *Tapirus bairdii* en Guatemala.

No.	Unidades espaciales	dIIC promedio
1	RBM-NE	33.50566200
2	Sierra de las Minas	0.51311405
3	RBM-O	0.38876015
4	Ixcán-Lachuá-Chinajá	0.09761087
5	Montañas Chocón Nacional	0.05743970
6	Sierra Santa Cruz	0.03534297
7	Cerro San Gil	0.03396800
8	Xutilhá	0.04563750
9	RBM-NO	0.08055553
10	Punta de Manabique	0.00195510
11	Montañas Mayas	0.00638260
12	Río Sarstún	0.00428770

De acuerdo a los resultados obtenidos en la clasificación de los principales remanentes de hábitat potencial y a los análisis realizados, se puede evidenciar una disminución y deterioro del hábitat del tapir en el país en los últimos cinco años, en relación con evaluaciones previas realizadas para el Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas (SIGAP) por [García et al. \(2008b, 2009, 2010b\)](#). Algunos de los fragmentos que fueron considerados previamente han desaparecido o se ha reducido el área boscosa a fragmentos menores a 1 km², como es el caso del remanente correspondiente a la Reserva Biológica San Román, en la cual [García et al. \(2009\)](#) obtuvieron en el año 2008 un registro de presencia de la especie, y para el 2012 la cobertura boscosa había sido reemplazada casi en su totalidad por monocultivo de palma africana ([GIMBOT 2014](#)). Incluso en la RBM-NE, el remanente de mayor extensión en el país, se una reducción de la cobertura y modificación del patrón morfológico espacial. Lo anterior, permite deducir que el estado de conservación de las poblaciones silvestres de la especie en el país es vulnerable, ya que existe una tendencia continua a la pérdida y degradación de hábitat con la consecuente reducción o extinción de poblaciones locales de tapires. Se hace evidente la necesidad del desarrollo de herramientas de

gestión del territorio e implementación de acciones que reviertan esta tendencia así como el fortalecimiento del SIGAP.

Agradecimientos

El presente estudio se realizó gracias al apoyo financiero de: Fondo Nacional para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología (FODECYT) otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONCYT) y la Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología (SENACYT), Fondo Nacional para la Conservación de la Naturaleza (FONACON), Dirección General de Investigación (DIGI) de la Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC), Fondo para la Conservación del Tapir del Grupo de Especialistas del Tapir (TSG) de la UICN y Jacksonville Zoo & Gardens, y el apoyo administrativo de la Organización Nacional para la Conservación y el Ambiente (ONCA). Agradecemos también el apoyo del Centro de Datos para la Conservación (CDC) del Centro de Estudios Conservacionistas (CECON) y las instituciones por compartir información de interés: Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) (Subregionales Petén e Izabal), Instituto de Antropología e Historia Natural (IDAEH),

Tabla 4. Clasificación de 12 unidades espaciales de mayor tamaño dentro del potencial de *Tapirus bairdii* en Guatemala.

No.	Remanente	Presencia	Conectividad	Protección	Código
1	RBM-NE	Sí	Alta	Alta	A1
2	Sierra de las Minas	Sí	Media	Alta	A2
3	RBM-O	Sí	Media	Alta	A2
4	Montañas Mayas	Sí	Baja	Alta	A3
5	Punta de Manabique	Sí	Baja	Alta	A3
6	Xutilhá	Sí	Baja	Alta	A3
7	Ixcán-Lachuá-Chinajá	Sí	Baja	Media	A3
8	Cerro San Gil	No	Baja	Alta	B1
9	Río Sartstún	No	Baja	Alta	B1
10	RBM-NO	No	Baja	Alta	B1
11	Sierra Santa Cruz	No	Baja	Nula	B2
12	Montañas Chocón Nacional	No	Baja	Nula	B2

Fundación Defensores de la Naturaleza (FDN), Fundación para el Ecodesarrollo y la Conservación (FUNDAECO), AprovaSank, Instituto Nacional de Bosques (INAB), Fundación PROPETEN, Fundación para la Conservación del Ambiente "Mario Dary Rivera" (FUNDARY), WildlifeConservationSociety (WCS), Parque Nacional Zoológico La Aurora y la Editorial Universitaria de la Universidad de San Carlos de Guatemala. Por último, agradecemos la participación de I. Gómez, L. García, F. Castillo, G. Rodríguez y E. Alburez.

Literatura citada

AKÇAKAYA, R., y B. BROOK. 2009. Methods for determining viability of wildlife populations in large landscapes. Pp 688 en *Models for planning wildlife conservation in large landscapes.* (Millspaugh, J., y F. Thompson, eds.).

- ALSTON, E.** 1918. Mammalia (1879-1882). En *Biología Central-Americana* (Goodman, F. y O. Salvin, eds.). Bernard Quaritch Ltd. London, UK.
- BAUR, E.** 1999. Estudio de la cacería de subsistencia en la Concesión Forestal de Carmelita, San Andrés, Petén. Informe interno. Conservation International – ProPetén. Guatemala.
- BESTELMEYER, B., y L. ALONSO.** 2000. Evaluación biológica de los sistemas acuáticos del Parque Nacional Laguna del Tigre, Petén, Guatemala. *RAP Bulletin of Biological Assessment*. Conservación Internacional.
- BOTELLO, F., J. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, O. HERNÁNDEZ, D. REYES-CHÁVEZ, y V. SÁNCHEZ-CORDERO.** 2014. Registros notables del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en la Sierra Mixe, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:995-999.
- CARRILLO-REYNA, N., R. REYNA-HURTADO, y B. SCHMOOK.** 2015. Abundancia relativa y selección de hábitat de *Tapirus bairdii* en las reservas de Calakmul y Balam Kú, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:202-207.
- CARRILLO, N., H. WEISSENBARGER, y R. REYNA-HURTADO.** 2015. Distribución potencial del Tapir Centroamericano en la península de Yucatán. *Therya* 6:575-596.
- CASTELLANOS, A., C. FOERESTER, D. J. LIZCANO, E. NARANJO, E. CRUZ-ALDAN, I. LIRA-TORRES, R. SAMUDIO, S. MATOLA, J. SCHIPPER, y J. GONZALEZ-MAYA.** 2008. *Tapirus bairdii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T21471A9284327. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21471A9284327.en>. Downloaded on 12 October 2015.
- CONSEJO NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (CONAP).** 2015. Listado de Áreas Protegidas, Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas. Departamento de Unidades de Conservación. Guatemala. Disponible en: file:///C:/Users/Investigacion/Downloads/201501listados igappblico%20(1).pdf
- CORREA, C., y M. MENDOZA.** 2013. Análisis morfológico de los patrones espaciales: una aplicación en el estudio multitemporal (1975-2008) de los fragmentos de hábitat de la cuenca del Lago Cuitzeo. Michoacán, México. *GeoSIG* 5:50-63.
- DEYOUNG, R., y R. HONEYCUTT.** 2005. The molecular toolbox: genetic techniques in wildlife ecology and management. *Journal of Wildlife Management* 69:1362-1384.
- GARCÍA, M.** 2006. Caracterización de la dieta y el hábitat del tapir (*Tapirus bairdii* Gill, 1865) en ecosistemas ribereños del Parque Nacional Laguna Lachuá, Cobán, Alta Verapaz, Guatemala. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala.
- GARCÍA, M. J., CASTILLO, F. y R. LEONARDO.** 2011. Evaluación preliminar de la conectividad de hábitat para el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en Guatemala. The Newsletter of the IUCN /SSC Tapir Specialist Group 20:20-24.
- GARCÍA, M., R. LEONARDO, I. GÓMEZ, y L. GARCÍA.** 2008B. Estado actual de conservación del Tapir (*Tapirus bairdii*) en el Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas. Informe Técnico Final, FODECYT 120-06, Guatemala.
- GARCÍA, M., R. LEONARDO, I. GÓMEZ, y L. GARCÍA.** 2008B. Estado actual de conservación del tapir (*Tapirus bairdii*) en el Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas. *Mesoamericana* 12:67.
- GARCÍA, M., R. LEONARDO, I. GÓMEZ, L. GARCÍA, y F. CASTILLO.** 2010A. Los Biotopos Universitarios como sitios prioritarios para la conservación del hábitat del tapir (*Tapirus bairdii* Gill.) en Guatemala. *Ciencia y Conservación* 1:32-39.
- GARCÍA, M., R. LEONARDO, F. CASTILLO, I. GÓMEZ, y L. GARCÍA.** 2010B. El Tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) como herramienta para el fortalecimiento del Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas. Informe Final, Dirección General de Investigación, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.

- GARCÍA, M., R. LEONARDO, L. GARCÍA, E I. GÓMEZ.** 2009. Estado actual de conservación del Tapir (*Tapirus bairdii*) en el Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas. Informe Final, FONACON, Guatemala.
- GARCÍA, R., Y J. RADACHOWSKY (Eds).** 2004. Evaluación ecológica rápida del Parque Nacional Mirador Río Azul, Petén, Guatemala. Informe interno, Wildlife Conservation Society, Programa para Guatemala. Guatemala.
- GARCÍA, R. ET AL.** 2005. Los jaguares del corazón del Parque Nacional Tikal, Petén, Guatemala. Informe interno, Wildlife Conservation Society, Programa para Guatemala, Guatemala.
- GÓMEZ, A.** 2011. Comparación de la diversidad y abundancia de mamíferos en dos localidades de la Reserva de la Biosfera Visis-Cabá, Guatemala. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala.
- GONÇALVES, A.** 2007. Causes of spatial genetic structure in mammals: a case study in the Atlantic forest, Brazil. Tesis para optar al grado de doctor en filosofía. University of British Columbia, Canadá.
- GRUPO INTERINSTITUCIONAL DE MONITOREO DE BOSQUES Y USO DE LA TIERRA [GIMBOT].** 2014. Mapa de bosques y uso de la tierra 2012 y Mapa de cambios en uso de la tierra 2001- 2010 para estimación de emisiones de gases de efecto invernadero. Informe técnico, GIMBOT. Guatemala.
- HJMANS, R. J., S. E. CAMERON, J. L. PARRA, P. G. JONES, Y A. JARVIS.** 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 25:1965–1978.
- IBARRA, J.** 1959. Apuntes de Historia Natural y Mamíferos de Guatemala. Editorial José Pineda de Ibarra. Guatemala.
- KAWANISHI, K.** 1995. Camera Monitoring of Human Impacts on Rain Forest Wildlife in Tikal National Park, Guatemala. Tesis de Maestría. Frostburg State University. EE.UU.
- MARCH, I.** 1994. Situación actual del tapir en México. Serie Monográfica No.1. Chiapas, México: Centro de Investigaciones Ecológicas del sureste.
- MATOLA, S., A. CUARÓN, Y H. RUBIO-TORGLER.** 1997. Status and action plan of the Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*). En: Tapirs, status survey and conservation action plan (Brooks, D., R. Bodmer y S. Matola, eds). IUCN.
- MEDICI, E. P.** 2010. Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape. Tesis de doctorado. University of Kent.
- MENDOZA, E., T. L. FULLER, , H. A. THOMASSEN, W. BUERMANN, D. RAMÍREZ-MEJÍA, Y T. B. SMITH.** 2013. An assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor for protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in southern Mexico. Integrative Zoology 8:34–46.
- MORALES, J., A. J. CÓBAR, F. RAMÍREZ, A. MORALES, J. MOREIRA, R. LEONARDO, Y M. GONZÁLEZ.** 2005. Programa piloto de conservación y manejo de especies cinegéticas en tres comunidades de la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (RBSM). Proyecto FONACON F12/2004 y Proyecto FODECYT 12-03. Guatemala.
- MOREIRA, J. ET AL.** 2007. The comparative abundance of jaguars in La Gloria-El Lechugal, multiple use zone, Maya biosphere reserve, Guatemala. Informe interno, Wildlife Conservation Society, Programa para Guatemala, Guatemala.
- MUENCH, C.** 2006. Corredores de vegetación y conectividad de hábitat para el tapir (*Tapirus bairdii*) en la Selva Lacandona, Chiapas. Tesis para optar al grado de maestro en ciencias biológicas. Universidad Autónoma de México. UNAM.
- NARANJO, E.** 2001. El Tapir en México. Biodiversitas 21:9-11.
- NARANJO, E.** 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. Tropical Conservation Science 2:140-158.

- NARANJO, E., y C. VAUGHAN.** 2000. Ampliación del Ámbito Altitudinal del Tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*). *Revista de Biología Tropical* 48:724.
- NOVACK, A.** 2003. Impacts of subsistence hunting on the foraging ecology of jaguar and puma in the Maya Biosphere Reserve. Tesis de maestría. University of Florida. EE.UU.
- PASCUAL-HORTAL, L., y S. SAURA.** 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21:959-967.
- PHILLIPS, S. J., y M. DUDIK.** 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.
- RUÍZ, J., y G. RODRÍGUEZ.** 2006. Abundancia poblacional, movimientos y uso de hábitat del Tapir (*Tapirus bairdii*), en el Parque Nacional Laguna Lachua, Alta Verapaz, Guatemala (Segunda Fase). Guatemala: Dirección General de Investigación –DIGI-, Universidad de San Carlos de Guatemala.
- RUÍZ, J., y M. GARCÍA.** 2005. Abundancia poblacional, movimientos y uso de hábitat del Tapir (*Tapirus bairdii*), en el Parque Nacional Laguna Lachua, Alta Verapaz, Guatemala (Primera Fase). Guatemala: Dirección General de Investigación –DIGI-, Universidad de San Carlos de Guatemala.
- SAUNDERS, G. B.** 1950. The Game Birds and Shorebirds of Guatemala. Special Scientific Report 5– Wildlife 5:3-98.
- SAURA, S., y L. PASCUAL-HORTAL.** 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and applications to a case study. *Landscape and urban planning*, DOI 10.1016/j.landurbplan.2007.03.005.
- SCHANK, C., E. MENDOZA, V. GARCÍA, M. V. COVE, C. A. JORDAN, G. O'FARRILL, N. MEYER, D. J. LIZCANO, N. ESTRADA, C. POOT, y R. LEONARDO.** 2015. Integrating current range-wide occurrence data with species distribution models to map the potential distribution of Baird's Tapir. *The Newsletter of the IUCN /SSC Tapir Specialist Group* 24:15-30.
- SOILLE, P., y P. VOGT.** 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern recognition letters* 30:456-459.
- VOGT, P., K. H. RIITERS, C. ESTREGUIL, J. KOZAK, T. G. WADE, y J. D. WICKHAM.** 2007. Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology* 22:171–177.
- XIMENEZ, F.** 1967. Historia Natural del Reino de Guatemala. Editorial José de Pineda Ibarra. Guatemala.
- ZAPATA, G., y J. DYER.** 2003. Diseño de una red de áreas protegidas en la amazonía nororiental ecuatoriana: uso combinado de los sistemas de información geográfica y los análisis de viabilidad poblacionales. *Lyonia* 5:169-178.

Submitted: October 19, 2015

Reviewed: November 30, 2015

Accepted: January 16, 2016

Associated editor: Rafael Reyna

Abundancia relativa y patrones de actividad de los felinos silvestres en la selva de los Chimalapas, Oaxaca, México

Relative abundance and activity patterns of wild felids in Chimalapas rainforest, Oaxaca, Mexico

Miguel Briones-Salas¹, Iván Lira-Torres^{2*}, Rogelio Carrera-Treviño³ y Gerardo Sánchez-Rojas⁴

¹ Laboratorio de Vertebrados Terrestres (Mastozoología), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional. Hornos 1003, Oaxaca 71230. Oaxaca, México. Email: miguelbrionessalas@hotmail.com (MBS).

² Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas, Av. División del Golfo No. 356. Ciudad. Victoria 87019. Tamaulipas, México. Email: ilira_12@hotmail.com (ILT).

³ Laboratorio de Fauna Silvestre, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Nuevo León, Campus Ciencias Agropecuarias, Francisco Villa s/n, Escobedo 66050. Nuevo León, México. Email: rogeliocarrera@hotmail.com (RCT).

⁴ Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Centro de Investigaciones Biológicas, Laboratorio de Conservación Biológica. A.P. 69, Pachuca 42001. Hidalgo, México. Email: gsanchez@uaeh.edu.mx (GSR).

*Corresponding author

The Chimalapas forests in Oaxaca, Mexico, still maintain populations of wild felids despite increased anthropogenic threats. These species have an important ecological role as predators within the carnivore assemblage. Nevertheless their distribution and population status is unknown in this region. From 2009 to 2013 we collected field data of wild felids to assess their conservation status that included presence, relative abundance, activity patterns, and population structure. We collected data during five different sampling periods using 30 camera traps per sampling period. We had a sampling effort of 9,000 trap days and estimated an index of relative abundance (IRA) of 0.44 for *Herpailurus yagouaroundi*, 0.55 for *Leopardus wiedii*, 0.66 for *Puma concolor*, 1.55 for *Panthera onca*, and 3.22 for *Leopardus pardalis*. *L. pardalis* was the species with the highest number of independent records ($n = 29$) while *P. concolor* and *P. onca* were absent during the first two years of sampling. Most felid individuals were identified to gender and age class. Three types of activity patterns were recorded, with *L. pardalis* being active during all day (24 hrs), *H. yagouaroundi* was diurnal, while *L. wiedii* and *P. onca* were mostly nocturnal and *P. concolor* was crepuscular. We conclude that environmental education, regulation of subsistence hunting, establishment of a source-sink system, a livestock losses compensation program and payments for environmental services are essential for the conservation of wild felids in this priority region.

En la Selva de los Chimalapas, Oaxaca, México, aún existen poblaciones de felinos; sin embargo, debido a factores antropogénicos sus poblaciones se ven amenazadas. La importancia de estas especies se debe a la función ecológica que tienen como carnívoros depredadores, no obstante su estado poblacional y su distribución espacial en esta región son desconocidas. Durante los años 2009 al 2013, se recopilaron datos de campo sobre la presencia de estas especies en la región y sobre su estado de conservación; además, se determinaron sus abundancias relativas, patrones de actividad y estructura poblacional mediante el uso de cámaras trampa. Se llevaron a cabo cinco periodos de muestreo fotográfico con un total de 30 cámaras trampa en cada periodo. Con un esfuerzo total de muestreo de 9,000 días/trampa se estimó un índice de abundancia relativa (IAR) de: 0.44 para *Herpailurus yagouaroundi*, 0.55 para *Leopardus wiedii*, 0.66 para *Puma concolor*, 1.55 para *Panthera onca* y 3.22 para *Leopardus pardalis*. Esta última especie resultó con mayor número de registros independientes ($n = 29$), mientras *P. concolor* y *P. onca* estuvieron ausentes durante los dos primeros años de muestreo. Con respecto a la estructura poblacional se reconocieron individualmente la mayoría de los felinos manchados. Se registraron tres patrones de actividad: *H. yagouaroundi* fue una especie diurna, *L. wiedii* y *P. onca* fueron nocturnas, *P. concolor* una especie crepuscular, mientras que *L. pardalis* estuvo activa las 24 h. Se concluye que la educación ambiental, la regulación de la cacería de subsistencia, el establecimiento de un sistema fuente-sumidero, el pago del seguro ganadero y de servicios ambientales son factores indispensables para la conservación de estas especies en la región.

Key words: Chimalapas; felinos; Oaxaca; *Panthera onca*; Mexico.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

En las últimas décadas, las actividades humanas han generado cambios muy relevantes en los ecosistemas, entre otras causas debido al establecimiento de poblados y sus consecuentes actividades, afectando las últimas regiones de importancia biológicas como es el caso de la Selva de los Chimalapas, en el estado de Oaxaca, México, considerada como uno de los sitios de mayor riqueza biológica de México y Mesoamérica ([Mittermeier et al. 1999](#); [Salas et al. 2001](#)). Esta región incluye la mayor extensión de bosques tropicales perennifolios, subperennifolios y bosques mesófilos de montaña mejor conservados de México; además de contar con bosques caducifolios y bosques de coníferas ([Lira-Torres et al. 2012](#)). Es considerada además, una de las regiones prioritarias para la conservación del jaguar nivel I: ([Ceballos et al. 2006](#); [Briones et al. 2012](#)). En contraste, sus habitantes enfrentan altos índices de marginación y pobreza lo cual se acentúa al tener un complejo mosaico inter étnico (zoques, tzotziles, tzeltales, chinantecos y mixtecos) al que se suman pobladores provenientes de otras regiones de Oaxaca, o bien de estados como Veracruz, Michoacán y Chiapas ([Ortega del Valle et al. 2012](#)).

La deforestación y pérdida de hábitat, conflictos agrarios, ganadería, cacería de subsistencia e incendios forestales que ocurren en los Chimalapas, amenazan la permanencia de muchas especies, entre ellas *Panthera onca* y otros felinos silvestres ([Ortega del Valle et al. 2012](#); [Lira et al. 2014](#)). Los felinos desempeñan un papel ecológico primordial, pues controlan las densidades poblacionales de sus presas ([Miller y Rabinowitz 2002](#)), sin embargo a partir del año 2000 es frecuente el reporte de ganado doméstico (equinos y bovinos) depredado por felinos en los alrededores de las comunidades y en los potreros cercanos al borde de los bosques tropicales de la región, razón por la cual muchos campesinos y ganaderos eliminan a estos felinos del lugar ([Lira-Torres y Ramos-Fernández 2007](#)).

El estudio de los felinos silvestres en su hábitat natural es complicado y oneroso, incluso a niveles tan elementales como conocer su presencia en un sitio determinado ([Briones et al. 2012](#)). Su conducta sigilosa tiene como resultado que registrarlos sea poco frecuente ([Gittleman et al. 2001](#)), y si a esto se adiciona que la densidad de sus poblaciones tiende a disminuir debido a la persecución que viene derivada de la hostilidad de la gente ([Rabinowitz y Nottingham 1986](#); [Weber y Rabinowitz 1996](#); [Sanderson et al. 2002](#)), es necesario obtener estimaciones de su abundancia confiables, para lo cual es necesario el uso de diferentes dispositivos de captura o registro ([Barea-Azcón et al. 2007](#)).

En la selva de los Chimalapas, se han registrado previamente 149 especies de mamíferos, entre ellos 20 especies del Orden Carnívora con cinco especies de felinos: dos grandes depredadores, *Puma concolor* y *Panthera onca*, y tres mesodepredadores: *Leopardus pardalis*, *Leopardus wiedii* y *Herpailurus yagouaroundi* ([Lira-Torres et al. 2012](#)). Sin embargo, las poblaciones de estas especies sobre todo las especies mayores se encuentran sumamente amenazadas por la pérdida de su hábitat, la disminución de sus presas y su cacería provocada por el conflicto con la ganadería extensiva ([Lavariega et al. 2013](#); [Lira-Torres et al. 2014](#)).

Panthera onca es una de las especies de carnívoros que más impactan al ganado en las zonas tropicales ([Zimmerman et al. 2005](#); [Zeller 2007](#); [Rosas-Rosas et al. 2008](#); [Peña-Mondragón 2011](#)). Es probable que por esta razón ha desaparecido en más del 60 % de su distribución original en México ([Hoogesteijn y Hoogesteijn 2001](#); [Ceballos et al. 2006](#)), por lo que hoy se registra en la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN; [Caso et al. 2008](#)), y es considerado en México como en peligro de extinción (NOM-059-ECOL-2010, [SEMARNAT 2010](#)).

Es por ello que resulta conveniente y necesario llevar a cabo estudios sobre la abundancia de las especies de felinos en estos ambientes y conocer sus tendencias poblacionales con el tiempo.

Por lo que la presente investigación analiza la riqueza, abundancia relativa y patrones de actividad de las especies de felinos presentes en la selva de los Chimalapas, Oaxaca, México. Partiendo de la suposición de que los grandes depredadores *P. onca* y *P. concolor* requieren de mayor extensión de hábitat en buenas condiciones y son perseguidos por los pobladores locales, por lo tanto, sus abundancia relativas serán menores y sus patrones de actividad serán nocturnos; mientras que para los mesodepredadores, sus abundancias relativas serán mayores y sus patrones de actividad serán más repartidos durante las 24 horas del día.

Materiales y métodos

El trabajo se realizó dentro de los terrenos comunales de la congregación de La Fortaleza, Municipio de Santa María Chimalapa, en la región denominada como Los Chimalapas. Se ubica al sureste del estado de Oaxaca en la región del Istmo de Tehuantepec (17° 09' 32.2" N, -94° 13' 45.3" O). Limita al este con la Sierra del Espinazo del Diablo, al sur con la Sierra Atravesada, ambos en Oaxaca, al norte con Los Uxpanapas, Veracruz y al oeste con el río Oaxaca ([Arriaga et al. 2000](#)).

La congregación de La Fortaleza está rodeada por montañas pedregosas y cañadas en las que predomina el bosque tropical perennifolio y subperennifolio, vegetación secundaria y pastizales introducidos ([Rzedowsky 1978](#); [Torres Colín 2004](#)). El clima es cálido húmedo con lluvias en verano (Am(f) y (A)C(w2); [García 1973](#)). La precipitación y temperatura media anual varían de 3,000 a 3,500 mm y de 18 a 22 °C, respectivamente ([Arriaga et al. 2000](#)). La temporada seca abarca cuatro meses (marzo - junio) y la temporada de lluvia abarca ocho meses (julio - febrero), siendo esta región una de las más húmedas del país ([Wendt 1989](#)). Los suelos son de tipo eútrico ([Alfaro 2004](#)). El sistema hidrográfico es alimentado por las vertientes septentrionales de los ríos Oaxaca, Uxpanapa, y del escurrimiento de la zona central del río Coatzacoalcos ([Ortiz Pérez et al. 2004](#); Figura 1).

En La Fortaleza viven cerca de 120 personas de 30 familias. Todos hablan español y algunos pobladores dominan algún idioma indígena. La mayoría de los jóvenes y adultos de la congregación se dedican a la ganadería extensiva de doble propósito, producción de carne y leche; de forma temporal cultivan maíz, frijol y calabaza. La cacería de subsistencia es una de las actividades más recurrentes en la población, pues cerca de la mitad de sus habitantes se dedican a ella ([Lira-Torres y Briones-Salas 2011](#)).

Muestreo. Se realizaron cinco temporadas de muestreo fotográfico entre los años 2009 y 2013, con una duración de 60 días cada uno. La primera se llevó a cabo durante la temporada secas del 2009 (mayo - junio). La segunda durante la temporada de lluvias 2010 (julio - agosto). La tercera durante la temporada seca (abril - mayo). La cuarta durante la temporada de lluvias (octubre - noviembre) del 2012, y la quinta en la temporada de lluvias (enero - febrero) del 2013. En todas las temporadas de muestreo se colocaron 30 estaciones fijas con una cámara trampa en cada una, abarcando una superficie de 80 km² ([Medellín et al. 2006](#); [Chávez et al. 2013](#); Figura 1).

Las estaciones de muestreo se instalaron bajo un criterio al azar buscando siempre la cercanía a las veredas naturales, bordes de montañas, cañadas, arroyos secos y márgenes de río, separadas una de otra a una distancia de 1.5 a 3 km para no dejar áreas sin muestrear, y asumiendo que esta distancia es lo suficientemente grande para lograr la independencia estadística entre las estaciones de trapeo ([Chávez et al. 2013](#)). En cada estación de muestreo se instaló una cámara trampa marca Cuddeback Digital® modelo *Expert*, a una altura no mayor de 50 cm del nivel del suelo, dependiendo de la topografía e inclinación del área de muestreo. Las cámaras fueron programadas para permanecer activas durante 24 horas, mientras que el período de retardo entre fotografías fue fijado a 1 min. La ubicación de cada una de ellas fue georreferenciada con un sistema de posicionamiento global (GPS) modelo Garmin etrex®. Durante el muestreo, las cámaras trampa fueron revisadas una vez al mes; en cada fotografía detectada se imprimió la hora y fecha.

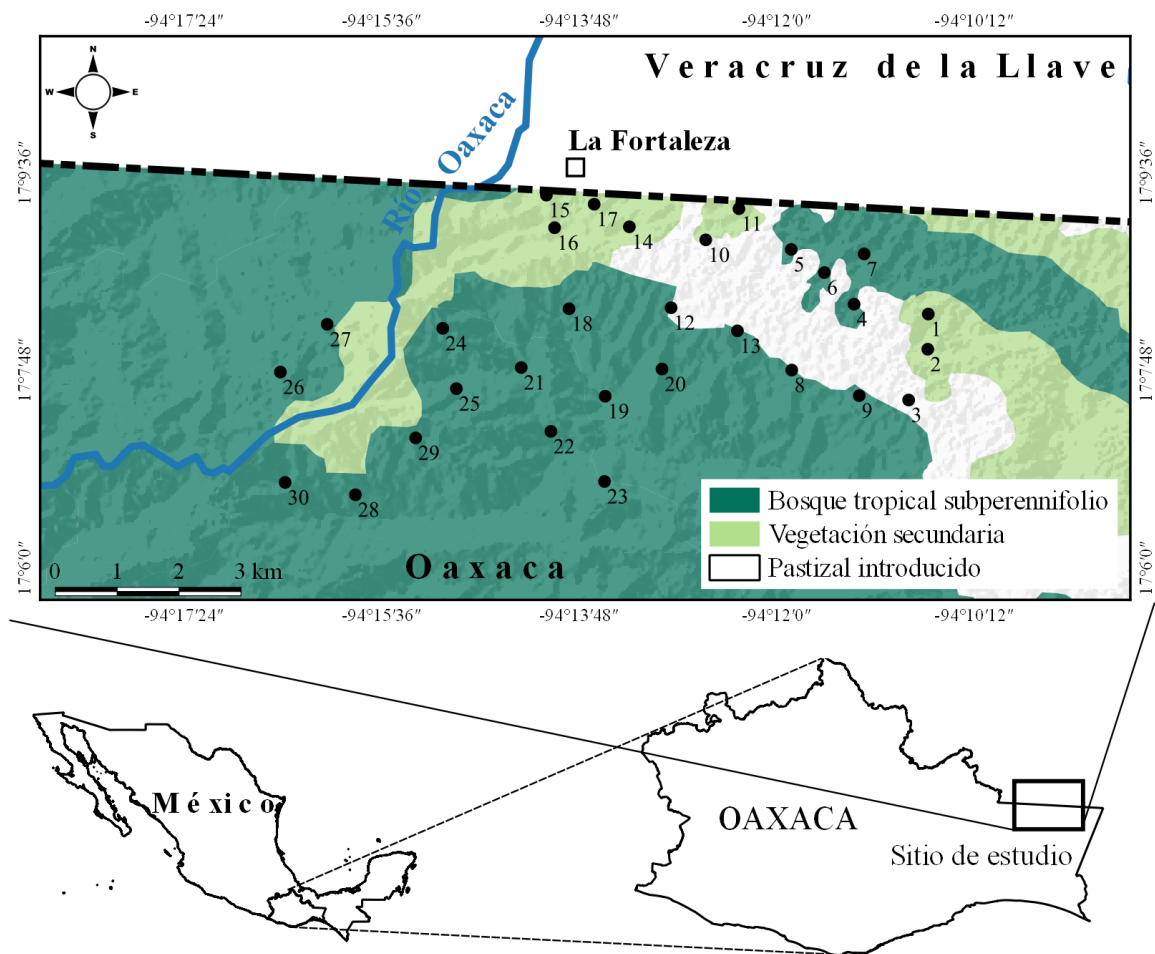


Figura 1. Sitio de estudio y distribución de las cámaras trampa en la selva de los Chimalapas, Oaxaca, México. Los tipos de vegetación presentes según los Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación Serie IV para la Escala 1:250000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

El esfuerzo total de muestreo se obtuvo multiplicando el número total de cámaras trampa por el total de días de muestreo (Medellín *et al.* 2006).

Abundancia relativa. Para obtener el índice de abundancia relativa (IAR) de los felinos en el área se utilizó la siguiente fórmula (Maffei *et al.* 2002; Sanderson 2004; Azuara 2005; Jenks *et al.* 2011; Zamora 2012; Lira-Torres *et al.* 2014): $IAR = (C/EM) * 1,000 \text{ días/trampas}$.

Donde: C es el número de eventos fotográficos; EM es el esfuerzo de muestreo (medido como número de cámaras multiplicado por los días de monitoreo) estacional o total y 1,000 días trampa (unidad estándar).

Se consideraron como registros fotográficos independientes los siguientes casos: a) fotografías consecutivas de diferentes individuos y/o especies y b) fotografías consecutivas de la misma especie separadas por 60 min (este criterio fue aplicado cuando no era claro si una serie de fotografías correspondían al mismo individuo, de modo que las fotografías tomadas antes de 60 min se consideraron como un solo registro; Maffei *et al.* 2002; Sanderson 2004; Azuara 2005; Jenks *et al.* 2011; Zamora 2012; Lira-Torres *et al.* 2014). Se comparó el IAR de cada especie de felino entre las diferentes temporadas de muestreo con una prueba de suma de rangos de Kruskal-Wallis para más de dos muestras independientes (Zar 2010).

Identificación individual. La identificación de *P. onca*, *L. pardalis* y *L. wiedii* se basó en el patrón de manchas en el cuerpo, que es único para cada individuo, como sucede con otros gatos manchados

([Karanth y Nichols 1998](#)), lo que permitió identificar diferentes individuos en la zona de estudio. Adicionalmente se trató de identificar el sexo de los individuos y si estos eran crías, jóvenes o adultos. Por otro lado, se identificó a *P. concolor* y *H. yagouaroundi* a partir de cicatrices que presentaban los individuos ([Noss et al. 2003](#); [Kelly et al. 2008](#)).

Patrón de actividad. El patrón de actividad fue determinado cuando se obtuvieron al menos 10 registros fotográficos independientes de las especies ([Maffei et al. 2002](#); [Monroy-Vilchis et al. 2011](#); [Lira-Torres et al. 2014](#)). Los registros obtenidos se ordenaron por intervalos de una hora y se agruparon en tres periodos de tiempo: a) diurnos (09:00 -17:00 h), cuando en las fotos se observó luz solar; b) nocturnos cuando no hubo luz solar, (21:00 - 05:00 h), y c) crepusculares, cuando se obtuvieron al amanecer (05:00 - 09:00 h) o al atardecer (17:00 - 21:00 h). Se realizó una prueba de G ajustada para continuidad (Corrección de Williams) para evaluar si los registros obtenidos son independientes entre las especies de felinos y los tres periodos de tiempo ([Ott 1988](#)).

Resultados

Muestreo. El esfuerzo total de muestreo en las cinco temporadas fue de 9,000 días/trampa; 1,800 días/trampa para cada uno de ellos, en los cuales se obtuvieron 3,058 fotografías de mamíferos grandes y medianos de la región, así como de aves. De los registros obtenidos, 58 corresponden a eventos independientes de felinos silvestres.

En este estudio se registraron cinco de las seis especies de felinos que se distribuyen en México y que se encuentran también en Norte y Sudamérica estas son: *P. onca*, *P. concolor*, *L. pardalis*, *L. wiedii* y *H. yagouaroundi* (Figura 2). De estas especies, *P. onca*, *L. pardalis* y *L. wiedii* se consideran en peligro de extinción de acuerdo a las normas mexicanas (NOM-059-SEMARNAT-2010, [SEMARNAT 2010](#)), además cuatro (*P. onca*, *L. pardalis*, *L. wiedii* y *H. yagouaroundi*) están en la lista roja de la IUCN o en CITES. Con excepción de *L. pardalis*, la mayoría de las especies registradas solo estuvieron presentes en dos temporadas de muestreo. Los datos de registros por especie y temporada de muestreo se proporcionan en la tabla 1.

Abundancia relativa. Se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo para las cinco especies de felinos. Para *L. pardalis* se obtuvo un IAR = 3.22 en promedio; durante el primero y cuarto muestreo se observó el índice más alto (IAR = 6.11), mientras que el menor se registró durante el segundo y quinto muestreo (IAR = 0.55; $H = 13.75$; g. l. = 4; $P = 0.008$). Para *L. wiedii*, se obtuvo un valor de IAR = 0.55 en promedio; los valores resultaron mayores durante la primera y cuarta temporada de muestreo ($H = 10.25$; g. l. = 4; $P = 0.036$). Para *H. yaouaroundi* fue de IAR = 0.44 en promedio, el índice mayor se observó durante el primer muestreo, durante la segunda y quinta temporada de muestreo no se obtuvieron registros ($H = 12.67$; g. l. = 4; $P = 0.013$; Tabla 1).

Con respecto a los felinos mayores, *P. concolor* obtuvo un IAR = 0.66 en promedio, el mayor IAR se registró en la quinta temporada (IAR = 2.77). Durante tres temporadas de muestreo no se obtuvieron registros de esta especie ($H = 10.759$; g. l. = 4; $P = 0.029$). Para *P. onca* el IAR = 1.55; el índice mayor se obtuvo durante el tercer muestreo (IAR = 5.55), mientras que durante las dos primeras temporadas no se obtuvieron registros ($H = 12.404$; g. l. = 4; $P = 0.155$; Tabla 1).

Identificación individual. Se identificaron al menos cuatro *H. yagouaroundi* adultos, uno de ellos fue macho y los otros fueron de sexo indeterminado. Cinco individuos adultos, uno macho y los otros cuatro de sexo indeterminado para *L. wiedii*. En el caso de *L. pardalis* se identificaron 22, de los cuales el 27.0 % fueron machos ($n = 6$), 18.2 % hembras ($n = 4$) y el 54.5 % de sexo indeterminado ($n = 12$). Por medio del patrón de manchas se identificaron todos los ejemplares de *P. onca*, mismos que eran de sexo indeterminado. Con respecto a los ejemplares de *P. concolor* se identificaron dos individuos adultos de sexo indeterminado por medio de cicatrices y conformación anatómica, uno durante el periodo de secas del 2012 y otro durante las lluvias del 2013.

Tabla 1. Índice de abundancia relativa (IAR) de los felinos silvestres en la selva de Los Chimalapas, Oaxaca, durante el periodo 2009-2013.

Especie	Total Fotos	Total (%)	Seca 2009		Lluviosa 2010		Seca 2012		Lluviosa 2012		Lluviosa 2013	
			N	IAR	N	IAR	N	IAR	N	IAR	N	IAR
<i>Leopardus pardalis</i>	29	50	11	6.11	1	0.55	3	1.66	13	6.11	1	0.55
<i>Leopardus wiedii</i>	5	8.62	2	1.11	0	-	1	0.55	2	1.11	0	-
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	4	6.98	2	1.11	0	-	1	0.55	1	0.55	0	-
<i>Puma concolor</i>	6	10.34	0	-	0	-	1	0.55	0	-	5	2.77
<i>Panthera onca</i>	14	24.14	0	-	0	-	10	5.55	2	1.11	2	1.11
Total	58	100		8.33	1	0.55	16	8.86	18	8.88	8	4.43
Media				1.66		0.11		1.77		1.78		0.89
Desviación Estándar (DS)				2.54		0.25		2.17		2.47		1.15
Error Estándar (SE)				1.14		0.11		0.97		1.10		0.51

Patrón de actividad. La prueba de G ajustada para continuidad (Corrección de Williams) para los datos de los ejemplares de *P. concolor* y *P. onca* con la finalidad de determinar la independencia entre los tres periodos de tiempo; diurnos, nocturnos y crepusculares, no fue significativa ($G = 6.07$; $P = 0.16$). Las tres especies de mesodepredadores (*L. pardalis*, *L. wiedii* y *H. yagouaroundi*) no presentan diferencias significativas ($G = 8.29$; $P = 0.08$) considerando los tres periodos de tiempo. A pesar de que no se pudieron encontrar diferencias estadísticas en el patrón de actividad de los diferentes felinos, se observan registros ($n = 29$) de *L. pardalis* como activo las 24 h, con un pico de actividad entre 16:00 a 22:00 h. *H. yagouaroundi* ($n = 4$) se registró más durante el día (entre las 7:00 a las 17:00 h). *L. wiedii* ($n = 5$) es una especie nocturna, con actividad entre las 19:00 a 6:00 h (Fig. 3). *P. concolor* ($n = 6$) se registró durante el crepúsculo, con actividad entre 15:00 a 19:00 h y *P. onca* ($n = 13$) durante la noche, con una mayor actividad entre las 21:00 a 5:00 h (Figura 4).



Figura 2. Imágenes de las cinco especies de felinos capturadas con foto-trampeo en los Chimalapas, Oaxaca. De izquierda a derecha: *Puma concolor*, *Leopardus pardalis*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Leopardus wiedii* y *Panthera onca*.

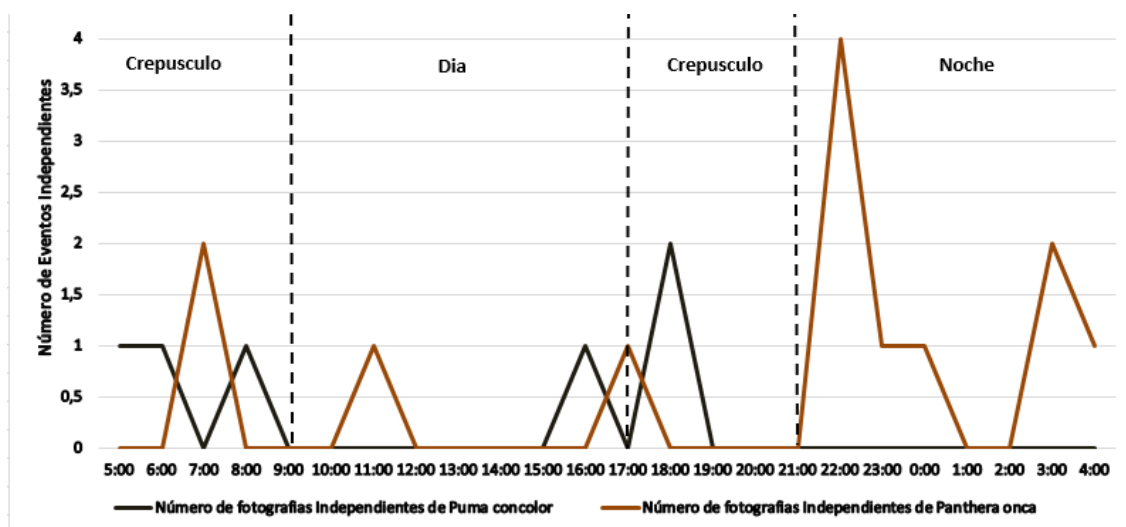


Figura 3. Patrones de actividad de *P. concolor* y *P. onca* durante los periodos de muestreo en la selva de los Chimalapas, Oaxaca, México.

Discusión

Respecto al número de fotografías independientes, el mayor tamaño de muestra se obtuvo para *L. pardalis*. La distancia entre trampas utilizadas y el tamaño del área son adecuados para estudiar a este felino (Azuara y Medellín 2007). La alta adaptabilidad a diferentes ecosistemas posiblemente sea la razón de los IAR obtenidos. Es posible que este mesodepredador se beneficie de la ausencia de grandes depredadores (Aranda 2005b), ya que los dos primeros años no fueron registrados ni *P. concolor*, ni *P. onca*. En el caso de *L. wiedii* los IAR obtenidos posiblemente estén asociados a que es una especie arborícola que rara vez baja al sustrato y por tanto nuestro método de muestreo subestima su población (Aranda 2005c). Finalmente, los bajos índices de abundancia para *H. yagouaroundi* pueden estar asociados al buen estado de conservación del área, ya que esta especie prefiere zonas de ecotonos y áreas abiertas (Aranda 2005a).

En el caso de *P. onca* y *P. concolor* durante los primeros dos años de muestreo no se obtuvieron registros fotográficos, lo que puede estar asociado a que durante esos años (2009-2010) se habían sacrificados algunos ejemplares en el área de estudio. Es posible que los registros fotográficos obtenidos a partir del tercer año, se deba a la dispersión de nuevos individuos de otras áreas del interior de la selva de los Chimalapas que llegaron a ocupar las áreas deshabitadas.

Los índices de abundancia relativa (IAR) obtenidos para *L. pardalis*, *L. wiedii*, *P. concolor* y *H. yagouaroundi* están por debajo de los reportados por Azuara (2005) y Azuara y Medellín (2007) y son similares para *P. onca*. Hay que tomar en cuenta que estos autores trabajaron en la estación biológica de Chajul en la zona núcleo de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules (REBIMA) en el estado de Chiapas, un área natural protegida (ANP) donde existe poca actividad humana, todo lo contrario a nuestro sitio de estudio, donde los organismos conviven con la presencia del ser humano.

Con respecto a los patrones de actividad, *L. pardalis* es una especie que se encuentra activa durante todo el día, *L. wiedii* es una especie nocturna y *H. yagouaroundi* es una especie diurna. Probablemente este comportamiento está relacionado con la actividad de sus presas principales en el área (Aranda 2005a, b, c; Vanderhoff et al. 2011; Lira-Torres y Briones-Salas 2012). Por otro lado, la diferencia en los patrones de actividad de *P. concolor* y *P. onca* posiblemente sea una estrategia para evitar encuentros entre ellos (Foster et al. 2013), ya que se han reportado varios casos de especies simpátricas con hábitos alimentarios similares donde se ha visto este tipo de comportamiento, que aparentemente disminuye la competencia y permite la coexistencia de ambos (De Almeida et al. 2004). A pesar de que no se cuenta con suficientes registros fotográficos para corroborar este aspecto, estudios indican

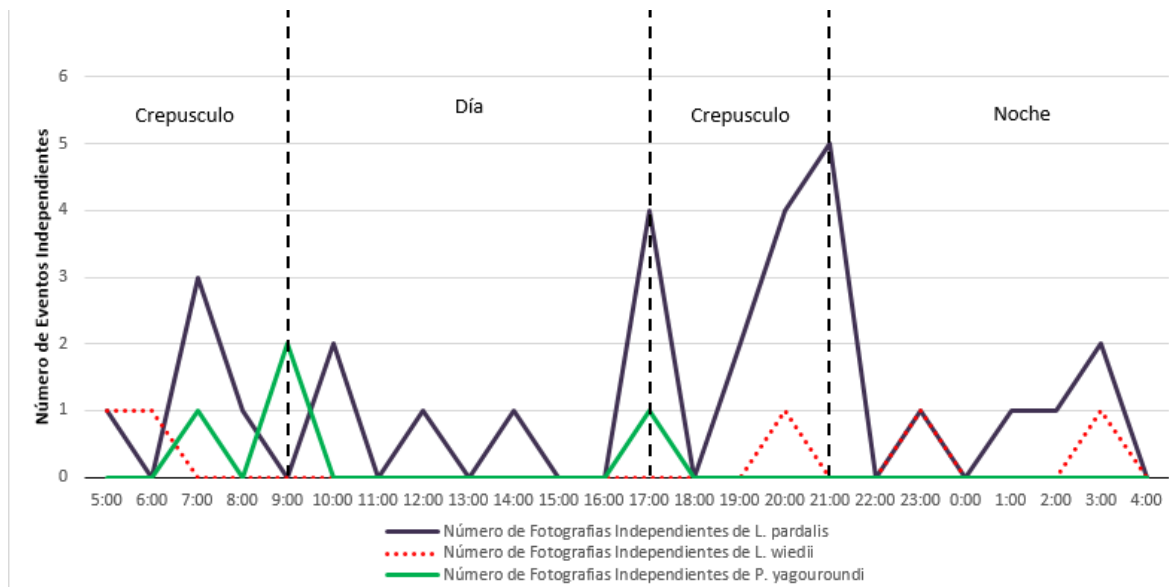


Figura 4. Patrones de actividad de *L. pardalis*, *L. wiedii* y *H. yagouaroundi* los tres pequeños felinos silvestres durante los periodos de muestreo en la selva de los Chimalapas, Oaxaca, México.

que para evitar competencia, *P. concolor* toma una amplia variedad de tamaños de presas y más especies pequeñas que *P. onca* (Rabinowitz y Nottingham 1986; Iriarte et al. 1990; Farrell et al. 2000). Sin embargo, a pesar de que pueda existir esta separación, y que *P. onca* tiende a tomar presas grandes (Jaksic et al. 1981), en bosques en donde las presas son pequeñas y escasas *P. onca* toma lo que encuentra en proporción a su disponibilidad (Emmons 1987).

De acuerdo a Monroy-Vilchis et al. (2007), *P. concolor* tiene su pico de actividad durante el crepúsculo (matutino y vespertino), lo que coincide con nuestras observaciones. Por otro lado, a partir de 121 registros obtenidos en el Parque Nacional Kaa Iya en Bolivia (Maffei et al. 2007) observaron a *P. onca* más activo durante el día, lo que contrasta con los datos aquí obtenidos. Sin embargo, coincide con lo reportado por Moreira et al. (2009), quien encontró que esta especie es principalmente nocturna en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Los patrones de actividad de las principales presas potenciales: *Cuniculus paca*, *Crax rubra*, *Dasyopus novemcinctus*, *Dicotyles angulatus*, *Mazama temama*, *Nasua narica*, *Penelope purpurascens*, *Tapirella bairdii*, y *Tayassu pecari*, y reportados por Lira-Torres y Briones-Salas (2012) coincide con lo observado para los dos grandes depredadores en los Chimalapas, Oaxaca, las cuales en su mayoría son de hábitos nocturnos y crepusculares.

Finalmente, los felinos silvestres son considerados especies focales por su alta sensibilidad a la cacería, a la fragmentación, pérdida de hábitat y a la disminución de sus presas potenciales. Por lo tanto, al proteger a estas especies, se garantiza la conservación de una gran cantidad de especies con las que coexiste (Miller y Rabinowitz 2002; Drury et al. 2011). Por lo que su presencia en las selvas de los Chimalapas en el estado de Oaxaca, resulta un buen indicador del estado de conservación de esta región en México.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo de los pobladores de la congregación La Fortaleza, Municipio de Santa María Chimalapa, Oaxaca, y del Municipio de Uxpanapa, Veracruz. De igual forma al CENJAGUAR, coordinado por el Laboratorio de Ecología y Conservación de Fauna Silvestre del Instituto de Ecología de la UNAM, al Programa Bosques Mexicanos: Selva Zoque, del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF por sus siglas en inglés), a la Fundación Carlos Slim y a la SIP del IPN (proyecto

SIP: 20121142) por el financiamiento otorgado para la realización del presente estudio. M. Lavariega por la elaboración de los mapas y revisión del manuscrito. MB-S agradece a la Comisión de Operación y Fomento a las actividades Académicas (COFFA) y al programa de Estímulos al Desempeño a la Investigación (EDI), del Instituto Politécnico Nacional por el apoyo recibido. Los autores agradecen al Sistema Nacional de Investigadores (SNI) y al Programa para el Desarrollo Profesional Docente para el tipo Superior (PRODEP) por su reconocimiento y apoyo.

Literatura citada

- ALFARO, S.** 2004. Suelos. Pp. 55-65 en Biodiversidad de Oaxaca (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- ARANDA, M.** 2005a. Leoncillo, Jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*). Pp. 358-359 en Los Mamíferos Silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Fondo de Cultura Económica/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- ARANDA, M.** 2005b. Ocelote (*Leopardus pardalis*). Pp. 359-361 en Los Mamíferos Silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Fondo de Cultura Económica/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- ARANDA, M.** 2005c. Tigrillo (*Leopardus wiedii*). Pp. 361-362 en Los Mamíferos Silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Fondo de Cultura Económica/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- 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. Ciudad de México, México.
- AZUARA, S. D.** 2005. Estimación de abundancia de mamíferos terrestres en un área de la Selva Lacandona, Chiapas. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. Ciudad de México, México.
- AZUARA, D., Y R. MEDELLIN.** 2007. Fototrampeo como herramienta para el estudio del jaguar y otros mamíferos en la Selva Lacandona, Chiapas. Pp. 143-153 en Conservación y Manejo del Jaguar en México: Estudios de Caso y Perspectivas (Ceballos, G., C. Chávez, R. List, y H. Zarza, eds.). CONABIO-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- BAREA-AZCÓN, J. M., E. VIRGÓS, E. BALLESTEROS-DUPERÓN, M. MOLEÓN, Y M. CHIROSA.** 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16:1213-1230.
- BRIONES-SALAS, M., M. LAVARIEGA, E I. LIRA-TORRES.** 2012. Distribución actual y potencial del jaguar (*Panthera onca*) en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:246-257.
- CASO, A., C. LÓPEZ-GONZÁLEZ, E. PAYAN, E. EIZIRIK, T. DE OLIVEIRA, R. LEITE-PITMAN, M. KELLY, Y C. VALDERRAMA.** 2008. *Panthera onca*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 15 September 2014.
- CEBALLOS, G., C. CHÁVEZ, S. BLANCO, R. JIMÉNEZ, M. LÓPEZ, O. MOCTEZUMA, V. TÁMEZ, Y M. VALDEZ.** 2006. Áreas prioritarias para la conservación. Pp. 13-19 en El jaguar Mexicano en el siglo XXI: Situación actual y manejo (Chávez, C., y G. Ceballos, eds.). CONABIO-Alianza WWF Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- CHÁVEZ, C., A. DE LA TORRE, A. BÁRCENAS, R. MEDELLÍN, H. ZARZA, Y G. CEBALLOS.** 2013. Manual de fototrampeo para estudios de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- DE ALMEIDA, A. T., L. SILVEIRA, Y J. A. FELIZOLA.** 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thus*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology* 262:99-106.
- DRURY, R., K. OMEWOOD, Y S. RANDALL.** 2011. Less is more: the potential of quantitative approaches in conservation research. *Animal conservation* 14:18-24.

- EMMONS, L.** 1987. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20:271-283.
- FARRELL, L., J. ROMAN, Y M. SUNQUIST.** 2000. Dietary separation of sympatric carnivores Identified by molecular analysis of scats. *Molecular Ecology* 9:1583-1590.
- FOSTER, V. C., P. SARMENTO, R. SOLLMANN, N. TÓRRES, A. T. JÁCOMO, N. NEGRÓES, Y L. SILVEIRA.** 2013. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica* 45:373-379.
- GARCÍA, E.** 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- GITTLEMAN, J. L., S. M. FUNK, D. W. MACDONALD, Y R. K. WAYNE.** 2001. "Why Carnivore conservation"? Pp. 345-400 in *Carnivore Conservation* (Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. W. Macdonald, y R. K. Wayne, eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom.
- HOOGESTEIJN, R., Y A. HOOGESTEIJN.** 2001. Estrategias anti depredación para fincas ganaderas en Latinoamérica: Una guía. PANTHERA. Gráfica y Editora Microart Ltda. Campo Grande, Brasil.
- HIRIARTE J., W. FRANKLIN, W. JOHNSON, Y K. REDFORD.** 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the American puma. *Oecologia* 85:185-190.
- JAKSIC, M., H. GREENE, Y J. YAÑEZ.** 1981. The guild structure of a community of predatory vertebrates in central Chile. *Oecologia* 49:21-28.
- JENKS, K. E., P. CHANTEAP, K. DAMRONGCHAINARONG, P. CUTTER, P. CUTTER, T. REDFORD, A. J. LYNAM, J. HOWARD, Y P. LEIMGRUBER.** 2011. Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses – an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science* 4:113-131.
- KARANTH, K. U., Y J. D. NICHOLS.** 1998. Estimation of tiger densities in India using Photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- KELLY, M. J., A. J. NOSS, M. S. DI BITETTI, L. MAFFEI, R. L. ARISPE, A. PAVIOLO, C. D. DE ANGELO, Y E. DI BLANCO.** 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89:408- 418.
- LAVARIEGA, M. C., M. BRIONES-SALAS, Y C. RODRÍGUEZ.** 2013. Registro del Tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*) con cámaras-trampa en la Sierra Madre de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:1007-1011.
- LIRA-TORRES, I., Y G. RAMOS-FERNÁNDEZ.** 2007. El Estado del Jaguar en los Chimalapas, Oaxaca. Pp. 71-80 en *Conservación y Manejo del Jaguar en México: Estudios de Caso y Perspectivas* (Ceballos, G., C. Chávez, R. List, y H. Zarza, eds.). CONABIO-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- LIRA-TORRES, I., Y M. BRIONES-SALAS.** 2011. Impacto de la ganadería extensiva y cacería de subsistencia sobre la abundancia relativa de mamíferos en la Selva Zoque, Oaxaca, México. *Therya* 2:217-244.
- 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.
- LIRA-TORRES, I., Y M. BRIONES-SALAS.** 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28:566-585.
- LIRA-TORRES, I., M. BRIONES-SALAS, Y G. SÁNCHEZ-ROJAS.** 2014. Abundancia relativa, Estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del Tapir Centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la Selva de Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62:1407-1419.
- MAFFEI, L., E. CUELLAR, Y J. NOSS.** 2002. Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 11:55-65.
- MAFFEI, L., E. CUELLAR, Y A. NOSS.** 2007. Estimación de la población de jaguar con trampas cámara: Un ejemplo en Bolivia. Pp. 155-160 en *Cambridge en México: Estudios de Caso y Perspectivas*

(Ceballos, G., Chávez, G., R. List, y H. Zarza, eds.). CONABIO-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

- MEDELLÍN, R., D. AZUARA, L. MAFFEI, H. ZARZA, H. BÁRCENAS, E. CRUZ, R. LEGARIA, I. LIRA, G. RAMOS FERNÁNDEZ, Y S. ÁVILA.** 2006. Censos y Monitoreo. Pp. 25-35 en *El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo* (Chávez, C., y G. Ceballos, eds.). CONABIO-ALIANZA WWF TELCEL-Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MILLER, B., Y A. RABINOWITZ.** 2002. "¿Por qué conservar al Jaguar?" Pp. 303-315 en *El Jaguar en el Nuevo Milenio* (Medellín, R. A., C. Equihua, C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, P. Crawshaw, K. Redford, J. G. Robinson, J. Sanderson, y A. Tabler, eds.). Fondo de Cultura Económica. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife. Conservation Society. Ciudad de México, México.
- MITTERMEIER, R. A., N. MYERS, Y C. GOETTSCH.** 1999. *Biodiversidad Amenazada; Las Ecorregiones Terrestres Prioritarias del Mundo*. CEMEX, Conservación Internacional. Ciudad de México, México.
- MONROY-VILCHIS, O., C. RODRÍGUEZ-SOTO, M. ZARCO-GONZÁLEZ, Y V. URIOS.** 2007. Distribución, uso de hábitat y patrones de actividad del puma y jaguar en el Estado de México. Pp. 59-69 en *Conservación y Manejo del Jaguar en México: Estudios de Caso y Perspectivas* (Ceballos, G., C. Chávez, R. List, y H. Zarza, eds.). CONABIO-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MONROY-VILCHIS, O., M. ZARCO-GONZÁLEZ, C. RODRÍGUEZ-SOTO, L. SORIA-DÍAZ, Y V. URIOS.** 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México. *Revista de Biología Tropical* 59:373-383.
- MOREIRA, J., R. GARCÍA, R. McNAB, G. PONCE-SANTIZO, M. MÉRIDA, Y G. RUANO.** 2009. Abundancia de jaguares y evaluación de presas asociadas al fototrampeo en las concesiones comunitarias del bloque de melchor de mencos, Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Informe Final. Wildlife Conservation Society, Programa para Guatemala. Guatemala, Guatemala.
- NOSS, A., R. CUÉLLAS, J. BARRIENTOS, L. MAFFEI, E. CUÉLLAR, R. ARISPE, D. RÚMIZ, Y K. RIVERO.** 2003. A camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivia dry forests. *Tapir Conservation* 12:24-32.
- ORTEGA DEL VALLE, D., L. T. CARRANZA, Y J. MARTÍNEZ.** 2012. Una Mirada desde el Corazón de la Jícara de Oro (Experiencias de Conservación en la Selva Zoque de los Chimalapas). WWF – México / USAID. Oaxaca, México.
- ORTIZ PÉREZ, M. A., J. R. HERNÁNDEZ SANTANA, Y J. M. FIGUEROA.** 2004. Reconocimiento Fisiográfico y Geomorfológico. Pp. 43-54 en *Biodiversidad de Oaxaca* (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- OTT, L.** 1988. *An Introduction to statistical methods and data analysis*, 3rd ed. PWS-Kent Publishing Company. Boston, EE.UU.
- PEÑA-MONDRAGÓN, J. L.** 2011. Daños económicos al ganado y percepciones sociales sobre el jaguar (*Panthera onca veraecrucis* Nelson and Goldman, 1933) en la Gran Sierra Plegada, Nuevo León, México. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, México.
- RABINOWITZ, A. R., Y B.G. NOTTINGHAM.** 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210:149-159.
- ROSAS-ROSAS, O., L. C. BENDER, Y R. VALDEZ.** 2008. Jaguar and puma predation on Calves in Noreastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology y Management* 61:554-560.
- RZEDOWSKY, J.** 1978. *Vegetación de México*. Limusa. Ciudad de México, México.
- SALAS, E., C. S. BURKE, C. A. BOWERS, Y K. A. WILSON.** 2001. Team training in the skies: Does crew resource management (CRM) training work? *Human Factors* 43:641-674.
- SANDERSON E. W., C. L. CHETKIEWICZ, R. MEDELLÍN, A. RABINOWITZ, K. H. REDFORD, G. ROBINSON, Y A. B. TABER.** 2002. Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los jaguares a través de su área de distribución. Pp. 551-600 en *El jaguar en el nuevo milenio* (Medellín, R. A., C. Equihua, C. L. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. Redford, G. Robinson, E. W. Sanderson, y A. B. Taber, eds.).

- Fondo de Cultura Económica/ Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society. Ciudad de México, México.
- SANDERSON, J. G.** 2004. Protocolo para Monitoreo con Cámaras para Trampeo Fotográfico. Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Initiative. The Center for Applied Biodiversity Science (CABS). Conservación Internacional. Watkinsville, EE. UU.
- SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE RECURSOS NATURALES (SEMARNAT).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, Jueves 30 de diciembre de 2010. 1:1-77.
- TORRES COLÍN, R.** 2004. Tipos de Vegetación. Pp. 105-117 en Biodiversidad de Oaxaca (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordoñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- VANDERHOFF, N., A. HODGE, B. ARBOGAST, J. NILSSON, Y T. KNOWLES.** 2011. Abundancia y patrones de actividad del margay (*Leopardus wiedii*) en un sitio de elevación media en los Andes Orientales de Ecuador. Mastozoología Neotropical 18:271-279.
- WEBER, W., Y A. RABINOWITZ.** 1996. A global perspective on large carnivore conservation. Conservation Biology 10:1046-1054.
- WENDT, T.** 1989. Las Selvas de Uxpanapa, Veracruz-Oaxaca, México: Evidencia de Refugios Florísticos Cenozoicos. Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica 58:29-54.
- ZAMORA, J.** 2012. Manual Básico de Fototrampeo: Aplicaciones al estudio de los vertebrados terrestres. Técnicas en Biología de la Conservación – N° 4. Tundra Ediciones. Valencia, España.
- ZAR, J. H.** 2010. Biostatistical Analysis. 5th Edition. Pearson Prentice-Hall. Upper Saddle, EE. UU.
- ZELLER, K.** 2007. Jaguar in the New Millenium Data Set Update: The State of Jaguar in 2006. Wildlife Conservation Society's Jaguar Conservation Program. Bronx, EE. UU.
- ZIMMERMANN, A., M. J. WALPOLE, Y N. LEADERWILLIAMS.** 2005. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal of Brazil. Oryx 39:406-412.

Submitted: August 14, 2015

Reviewed: October 5, 2015

Accepted: October 20, 2015

Associated editor: Rafael Reyna

Riqueza de mamíferos medianos y grandes del refugio de vida silvestre marina y costera Pacoche, Ecuador

Medium and large mammal richness from the marine and coastal wildlife refuge of Pacoche, Ecuador

Diego J. Lizcano^{1*}, Laura Cervera¹, Sueanny Espinoza-Moreira¹, Diana Poaquiza-Alva¹, Violeta Parés-Jiménez¹ y Pablo J. Ramírez-Barajas^{1,2}

¹ Departamento Central de Investigación (DCI). Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí (ULEAM). Correspondencia: Av. Circunvalación. Manta, Ecuador. Email: dj.lizcano@gmail.com (DJL), lauracervera24@gmail.com (LC), sueannyespinoza1@gmail.com (SEM), dcpoaquiza@gmail.com (DPA), violetaparesjimenez@gmail.com (VPJ), pjrbarajas@gmail.com (PJR).

² Departamento Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur Unidad Chetumal, Apartado Postal 424, CP 77014 Chetumal, Quintana Roo, Mexico.

* Corresponding author

Ecuador is a megadiverse country with high endemism rates. However, very few studies describe the diversity and abundance of medium and large mammals in protected areas of the coast. In this work we carried out the first inventory of medium size and large mammals for the marine and coastal wildlife refuge of Pacoche (RVSMCP) in Ecuador. 60 camera traps were located with one kilometer separation, the cameras were active between 30 and 45 days to carry out an inventory of medium and large sized mammals in the RVSMCP. We found 16 wild mammal species and seven domestic animals in the RVSMCP. The most abundant species were *Cuniculus paca*, *Dasybus novemcinctus* and *Eira barbara*. *Odocoileus virginianus* was the largest mammal. In addition, we report some notable records of *Cebus aequatorialis* and *Alouatta palliata* feeding on fruits on the ground. The RVSMCP is a young protected area in the coastal region of Ecuador with a unique mammal diversity, protecting species such as the endangered monkeys *Cebus aequatorialis* and *Alouatta palliata* in addition to the Guayaquil's squirrel, *Simosciurus stramineus*, almost endemic and poorly studied. The RVSMCP represents an opportunity to develop mammal conservation projects in a region poorly studied.

Ecuador cuenta con una alta diversidad y endemismo de especies. A pesar de ello, se cuenta con muy pocos estudios que describan la riqueza de mamíferos dentro y fuera de las áreas protegidas. En este trabajo presentamos el primer inventario de mamíferos medianos y grandes del Refugio de Vida Silvestre Marina y Costera Pacoche (RVSMCP) de Ecuador. Se ubicaron 60 trampas cámara en puntos separados por un kilómetro de distancia, que estuvieron activas de 30 a 45 días para hacer un inventario de los mamíferos de la zona. Se encontraron un total de 16 especies de mamíferos silvestres y 7 especies de mamíferos domésticos en el RVSMCP. Las especies más abundantes fueron *Cuniculus paca*, *Dasybus novemcinctus* y *Eira barbara*. *Odocoileus virginianus* fue la especie de mayor tamaño. Adicionalmente, se encontraron algunos registros notables como *Cebus aequatorialis* y *Alouatta palliata* alimentándose en el suelo. El RVSMCP es un área protegida joven con una diversidad de mamíferos única, y que protege a especies amenazadas como los monos *Cebus aequatorialis* y *Alouatta palliata* y a la ardilla de Guayaquil, *Simosciurus stramineus*, una especie casi endémica, de distribución restringida y poco estudiada. El RVSMCP representa una oportunidad para la realización de proyectos de conservación de mamíferos.

Keywords: Abundance; camera trap; detectability; dry forest; inventory; Manabí.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

Ecuador es uno de los países megadiversos de Sur América, y a la vez uno de los más afectados por actividades humanas como la tala selectiva, la caza y la expansión de la frontera agrícola y ganadera ([Dodson y Gentry 1991](#); [Myers et al. 2000](#)). En Ecuador, los ecosistemas al oeste de los Andes forman parte del hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena ([Myers et al. 2000](#)), una zona geográfica que ha sido altamente alterada debido al aumento de la población humana y la deforestación ([Southgate et al. 1991](#); [Jha y Bawa 2006](#)), alcanzando el 89% en algunas localidades como Flavio Alfaro ([Sierra 1999](#);

[Mosandl et al. 2008](#)). Esta situación ha proporcionado el escenario perfecto para el desarrollo de estudios científicos enfocados en la caracterización de la flora y fauna en zonas protegidas del Ecuador ([Suarez 2014](#); [Ortega-Andrade et al. 2015](#); [Pesquera et al. 2015](#)). No obstante, la mayoría de estos estudios se han realizado en la zona andina o amazónica del país, por lo que existe un vacío de información referente a la biodiversidad presente en los bosques al oeste de los Andes ([Joppa et al. 2011](#); [De la Torre 2012](#)).

El conocimiento sobre la diversidad de mamíferos en Ecuador ha crecido en la última década, especialmente luego de la publicación del libro de las listas rojas ([Tirira 2001, 2011](#)) y de la guía de campo de mamíferos del Ecuador ([Tirira 2007](#)). En la actualidad Ecuador tiene 424 especies de mamíferos, distribuidas en 201 géneros y 51 familias ([Tirira 2015](#)). Incluso para algunos grupos como los murciélagos, se cuenta con análisis bien detallados de distribución y vacíos de conservación ([Burneo y Tirira 2014](#)). Sin embargo, otros grupos y otras regiones han sido menos estudiadas, como por ejemplo la costa central y sur del Ecuador, la cual cuenta con una alta diversidad y endemismo de especies vegetales ([Linares-Palomino et al. 2009](#)). A pesar de esta alta diversidad vegetal, no se cuenta con estudios que describan la riqueza de mamíferos y menos aún están documentadas las especies dentro y fuera de las áreas protegidas.

Adicionalmente al estudio de la biodiversidad en las áreas prístinas y los bosques primarios, también es importante estudiar cómo las especies de mamíferos grandes y medianos sobreviven en paisajes modificados por los humanos, para entender las adaptaciones que les permite tener esta tolerancia e identificar especies que ameritan acciones especiales de conservación ([Cardillo et al. 2006](#); [Dirzo et al. 2014](#)). El Refugio de Vida Silvestre Marina y Costera Pacoche (RVSMCP) presenta las características idóneas para estudiar cómo los mamíferos se han adaptado al mosaico de hábitats presentes en la reserva. Aunque se trata de una zona protegida, diferentes actividades humanas se desarrollan dentro y alrededor de la reserva, las cuales incluyen la extracción de recursos (maderables y no maderables), caza de mamíferos pequeños y medianos, cultivos y ganadería.

Algunos de los métodos más comunes para estudiar la abundancia de mamíferos son conteos de observaciones directas ([Buckland et al. 2004](#)) o indirectas (huellas, heces, madrigueras, etc.) en transectos ([Marques et al. 2001](#); [Silveira et al. 2003](#)). Sin embargo, estos métodos exigen un alto esfuerzo logístico y son difíciles de estandarizar y replicar, ya que dependen de la habilidad del observador ([Iknayan et al. 2014](#)). Las trampas cámara proveen una forma alternativa y fácil de estandarizar y de replicar para estudiar mamíferos medianos y grandes ([Tobler et al. 2008](#)). Varios factores han llevado al incremento de estudios con trampas cámara en la última década, entre los cuales se incluye la posibilidad de minimizar el error de detección, en especial para algunas especies crípticas y difíciles de observar, la disminución en su costo y la posibilidad de estandarizar y replicar el mismo muestreo a diferentes lugares ([Tobler et al. 2008](#); [Ahumada et al. 2011](#); [Ahumada et al. 2013](#); [Rovero et al. 2014](#)). En Ecuador se han realizado algunos estudios usando esta metodología pero han estado enfocados en la diversidad de grupos específicos como los carnívoros ([Hodge y Arbogast 2015](#)) o algunos aspectos de la biología de una especie en particular ([Blake et al. 2010](#)).

El objetivo de este estudio fue realizar la primera caracterización, con el uso de trampas cámara, de la riqueza y abundancia de mamíferos medianos y grandes dentro y fuera del RVSMCP, con el fin de identificar las especies presentes en esta área protegida y poder establecer una línea base sobre su riqueza faunística.

Material y Métodos

Área de estudio. El RVSMCP forma parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador

(SNAP) y está ubicado en la costa central de Ecuador, en la provincia de Manabí, en los cantones de Manta y Montecristi (Figura 1). El RVSMCP fue creado en el 2008 por el Acuerdo Ministerial N° 131 del 02 de Septiembre del 2008 y cubre un área de 13.545 ha, de las cuales 5.045 ha son de ecosistemas terrestres y 8.500 ha de área marina, la cual se ubica a partir de las 4 millas marinas desde el perfil de la costa. El clima está definido por la presencia de dos corrientes marinas (Humboldt y de Panamá), y es de tipo tropical megatérmico árido a semiárido, caracterizado por presentar una temperatura media anual de 24 °C (16 – 32 °C) y una precipitación anual inferior a los 500 mm concentrada en la época lluviosa, de enero a abril. La vegetación se caracteriza por presentar un gradiente determinado por el incremento de la humedad a medida que incrementa la altitud, que va desde los 0 hasta los 363 m ([Ministerio del Ambiente 2009](#)).

Las formaciones vegetales presentes en el RVSMCP, de menor a mayor altitud son: matorral seco de tierras bajas, con predominancia de las familias Euphorbiaceae, Cordiaceae, Capparaceae y Fabaceae; bosque decíduo de tierras bajas, con predominancia de las familias Bombacaceae, Bignoniaceae y Fabaceae; bosque semidecíduo de tierras bajas, con predominancia de las familias Fabaceae, Polygonaceae y Myrtaceae; y bosque siempreverde de tierras bajas, con predominancia de las familias Arecaceae, Moraceae, Meliaceae, Lauraceae y Fabaceae ([Sierra y López 1999](#)). Este último también es conocido como bosque nublado o de garúa. Tanto los bosques tropicales estacionalmente secos como los bosques nublados han sido identificados como ecosistemas con un especial interés de conservación ([Aldrich et al. 1997](#); [Wright et al. 2007](#); [Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010](#)), en especial el bosque tropical estacionalmente seco, pues conforma, junto con los bosques tropicales estacionalmente secos del noroeste del Perú, la región Tumbesina de endemismos, una de las más importantes a nivel mundial, menos estudiada y altamente amenazada y degradada por actividades antropogénicas como la expansión urbana, la agricultura y la explotación maderera ([Aguirre-Mendoza et al. 2006](#); [Linares-Palomino et al. 2009](#); [Espinosa et al. 2012](#)).

Los bosques naturales en el RVSMCP se encuentran fragmentados e inmersos en una matriz agroecológica, en la cual se pueden encontrar ganadería y cultivos de cítricos, café, cacao, caña de azúcar, paja toquilla y plátano. Adicionalmente, se realizan actividades de extracción de guadua y productos no maderables como la tagua y el barbasco.

Colección de datos. El trabajo de campo se realizó desde septiembre 2014 hasta enero 2015, siguiendo la metodología de la red de monitoreo TEAM ([Ahumada et al. 2011](#)). Durante este periodo se instalaron 60 trampas cámara separadas por 1 kilómetro y divididas en 3 grupos de 20 cámaras (Figura 1). Las cámaras trampa (Moultrie M990i) cuentan con un sensor de calor y movimiento, por lo que se activan cuando un animal cruza por delante de la cámara ([Jackson et al. 2005](#)). Las trampas fueron programadas para tomar fotos de manera continua (24h al día) activadas por la presencia de animales, con un intervalo de 5 segundos entre cada fotografía para de esta manera maximizar el número de fotografías por detección. Las trampas fueron colocadas a una altura de 30-50 cm sobre el nivel del suelo, y permanecieron en campo durante 30-45 días sin ser revisadas, con el fin de minimizar el impacto de nuestra presencia en la detección de la fauna en la zona ([Rovero et al. 2014](#)). Aquellos puntos de muestreo localizados en áreas de difícil acceso, las trampas no se colocaron a más de 100 metros del punto original.

Las fotografías se organizaron en el software (OpenDeskTEAM, versión 0.6.0) y se identificaron con la ayuda de guías de mamíferos ([Emmons y Feer 1997](#); [Eisenberg y Redford 2000](#); [Tirira 2007](#)) y opinión de expertos. Se consideraron como eventos independientes las fotos del mismo animal que se encontraban separadas por más de una hora de diferencia, estos eventos se agruparon por día para cada especie ([Rovero et al. 2014](#); [Burton et al. 2015](#)). Adicionalmente, para evaluar el esfuerzo de muestreo, se calculó una curva de acumulación de especies teniendo en cuenta la detectabilidad, siguiendo el método de [Dorazio et al. \(2006\)](#) implementado en el lenguaje

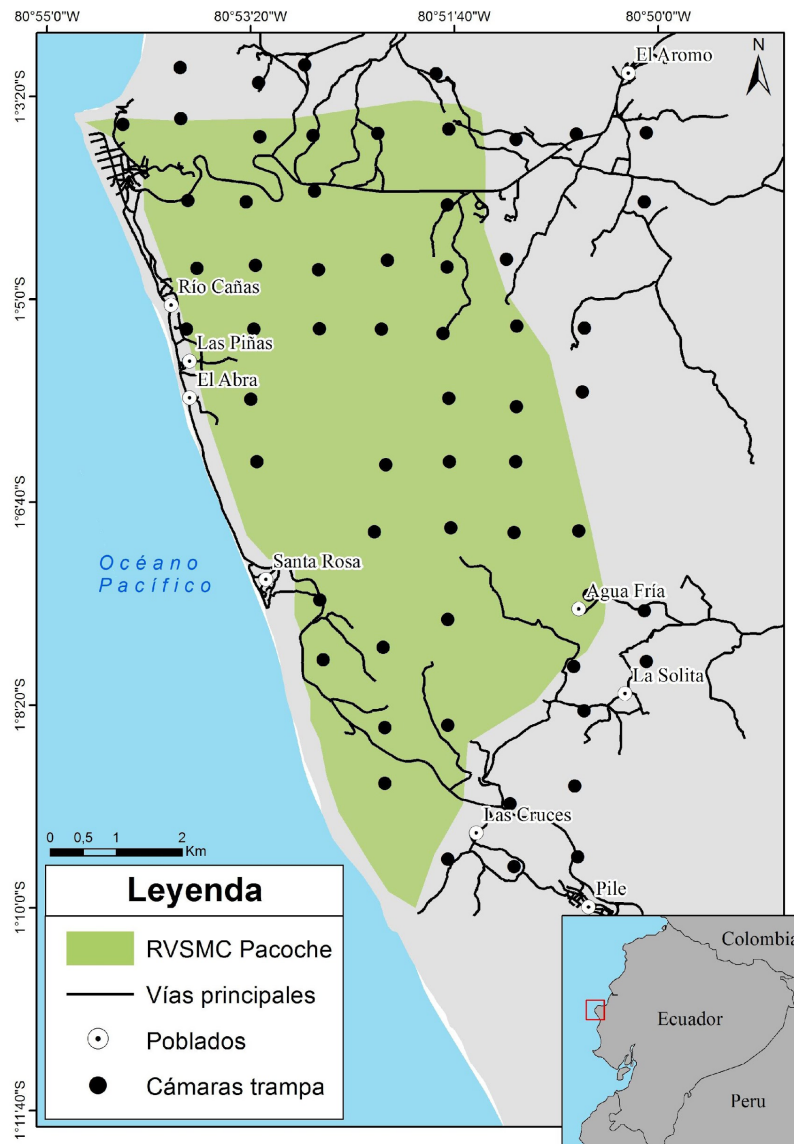


Figura 1. Ubicación del Refugio de Vida Silvestre Marina y Costera Pacoche, localización de las cámaras trampa y las comunidades situadas en la zona de influencia del refugio.

estadístico R ([R Core Team 2014](#)). Este método tiene la capacidad de incorporar explícitamente el error del proceso de detección de cada una de las especies ([Iknayan et al. 2014](#)). Finalmente se calculó la riqueza de mamíferos medianos y grandes, dentro y fuera de la reserva, teniendo en cuenta el número de especies observadas y el valor de la mediana de la distribución de posteriores, siguiendo el método de [Dorazio et al. \(2006\)](#).

Resultados

Las 60 cámaras instaladas permanecieron en campo un total de 3735 días/cámara, durante los cuales se obtuvieron 10.210 fotos de animales y 7.195 fotografías de mamíferos medianos y grandes. En total, durante los 5 meses y en los 60 puntos de muestreo, se registraron 23 especies de mamíferos (Figura 2), distribuidas en 20 géneros y 17 familias; 16 son especies silvestres y siete son introducidas (Tabla 1). El rango de especies de mamíferos muestreados por cada cámara varió de cuatro a 11 con una mediana de seis. La especie con el mayor número de registros fue la vaca doméstica (*Bos taurus*), la cual se registró en 100 ocasiones, en todas las cámaras (Tabla 1). Las especies silvestres con mayor número de registros fueron la paca, *Cuniculus paca*, con 93 registros

en 23 cámaras, el armadillo de nueve bandas, *Dasypus novemcinctus*, con 41 registros en 12 cámaras y la tayra, *Eira barbara*, con 39 registros en 10 cámaras. Especies como el venado de cola blanca, *Odocoileus virginianus*, el mapache, *Procyon cancrivorus*, y el oso hormiguero, *Tamandua mexicana*, presentaron un número intermedio de registros con 24, 18 y 17 registros respectivamente. Aparte, algunas especies como el hurón, *Galictis vittata*, y la zarigüeya, *Didelphis marsupialis*, tuvieron tan solo dos y tres registros respectivamente (Tabla 1).

La curva de acumulación de especies para los 60 puntos de muestreo muestra que con 50 puntos se alcanza la mayoría de las especies muestreadas, 23 especies. El tamaño estimado de la comunidad de mamíferos (con una mediana de 26 especies y media de 27.65 especies), teniendo en cuenta que la detectabilidad de las especies de mamíferos con trampas cámara es imperfecta ([Dorazio et al. 2006](#)), resultó mayor que el número de especies observado. Al analizar los datos agrupándolos como dentro y fuera del RVSMCP, el tamaño esperado de la comunidad de mamíferos difiere significativamente (Figura 3).

Las trampas cámara revelaron algunos registros interesantes como los monos *Alouatta palliata* y *Cebus aequatorialis* comiendo frutas en el suelo y el hurón *Galictis vittata* registrado en una cámara cercana a una quebrada. Para algunas especies como *Eira barbara*, *Cuniculus paca* y *Dasypus novemcinctus* se registraron más de 30 eventos y en más de cinco cámaras, mostrando ser abundantes. Mientras que para otras especies como *Alouatta palliata*, *Cebus aequatorialis*, *Galictis vittata* y *Didelphis marsupialis* se obtuvieron menos de tres registros (Tabla 1).

Discusión

En este estudio reportamos 16 especies de mamíferos silvestres detectados con trampas cámara dentro y fuera del RVSMCP. Las trampas cámara han mostrado ser uno de los métodos más efectivos y menos invasivos para estudiar los mamíferos terrestres, principalmente los mamíferos medianos y grandes más crípticos como por ejemplo los carnívoros ([Tobler et al. 2008](#); [Noss et al. 2012](#)). Entre los carnívoros registrados en este estudio están el margay (*Leopardus wiedii*), el ocelote (*Leopardus pardalis*) y el yaguarundi (*Puma yaguarundi*). Sin embargo, no se registraron otras especies de felinos como el puma (*Puma concolor*) ni el gato montés (*Leopardus colocolo*), los cuales, de acuerdo a sus mapas de distribución ([IUCN 2015](#)), podrían estar presentes en el RVSMCP. El mamífero silvestre más grande registrado en el RVSMCP fue el venado de cola blanca *Odocoileus virginianus* el cual presentó una abundancia media con 24 registros. Esta especie es tratada en Ecuador como *Odocoileus peruvianus* por [Tirira \(2007\)](#), soportado en estudios morfológicos de [Molina y Molinari \(1999\)](#). Sin embargo, *O. peruvianus* no es reconocida como especie por [Groves y Grubb \(2011\)](#) ni por [Wilson y Reeder \(2005\)](#).

Entre los mamíferos medianos silvestres, el armadillo (*Dasypus novemcinctus*) y la paca (*Cuniculus paca*) fueron los más abundantes en el RVSMCP. Además de la paca, se registraron otros roedores como *Dasyprocta punctata* y *Simosciurus stramineus*. Aparte de estas tres especies, no se registraron otras especies de mamíferos más pequeños, resaltando la importancia de complementar el muestreo de trampas cámara con otros tipos de muestreo como colección de ejemplares, para poder tener un listado completo de los mamíferos terrestres del RVSMCP. Si bien nuestro estudio registra dos especies de primates, es probable que nuestro método de muestreo esté subestimando su abundancia, así como la presencia de otros mamíferos arborícolas como *Potos flavus*, *Coendou bicolor*, *Bradypus variegatus*, *Choloepus hoffmanni* y *Cyclopes didactylus* los cuales según [IUCN](#), también deberían estar presentes en el RVSMCP. Nuestro estudio se realizó con cámaras instaladas a menos de un metro de altura y dirigido principalmente para registrar vertebrados terrestres, por eso es importante complementar este tipo de inventarios con registros visuales, que permitan incluir a los primates y demás mamíferos arborícolas que no bajan con frecuencia al suelo. Es importante

Tabla 1. Lista de especies del RVSMCP, ordenadas por número de registros. IUCN = estado de conservación según IUCN 2015; ECU = estado de conservación de acuerdo a Tirira (2011) para el Ecuador. CR = crítico, EN= en peligro, VU = vulnerable, NT = casi amenazado, LC= preocupación menor, DD = datos deficientes.

Familia	Especie	No. registros	IUCN	ECU
Silvestres				
Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	93	LC	NT
Dasypodidae	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	41	LC	LC
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	39	LC	LC
Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i>	24	LC	EN
Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	18	LC	DD
Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	17	LC	VU
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	16	LC	LC
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	11	LC	LC
Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	10	LC	NT
Felidae	<i>Leopardus wiedii</i>	10	NT	VU
Sciuridae	<i>Simosciurus stramineus</i>	9	LC	LC
Felidae	<i>Puma yaguaroundi</i>	7	LC	NT
Atelidae	<i>Alouatta palliata</i>	3	LC	EN
Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	3	LC	LC
Cebidae	<i>Cebus aequatorialis</i>	3	CR	CR
Mustelidae	<i>Galictis vittata</i>	2	LC	DD
Introducidas				
Bovidae	<i>Bos taurus</i>	100		
Bovidae	<i>Capra hircus</i>	52		
Equidae	<i>Equus asinus</i>	38		
Equidae	<i>Equus caballus</i>	10		
Canidae	<i>Canis familiaris</i>	11		
Felidae	<i>Felis silvestris</i>	3		
Suidae	<i>Sus scrofa</i>	1		

resaltar los registros de *Alouatta palliata* y *Cebus aequatorialis* son alimentándose de frutos en el suelo, pues es común encontrar en la literatura registros del género *Cebus* alimentándose en el suelo (Galetti y Pedroni 1994), pero no lo es tanto para *Alouatta palliata*. Este comportamiento podría estar causado por la falta de recursos alimenticios en los estratos más altos del bosque o por la gran alteración y fragmentación del RVSMCP, tal como lo sugiere el alto número de registros de especies domésticas.

En un estudio similar, en el Parque Nacional Cerros de Amotape, al noroeste de Perú, el cual es un ecosistema muy similar y relativamente cercano al del presente estudio, se usaron trampas cámara en conjunto con transectos visuales y capturas para colecciones. Se encontraron 22 especies de mamíferos medianos y grandes en tres tipos de bosque; seco, húmedo y transición (Hurtado y Pacheco 2015). Ese mismo estudio registra al puma (*Puma concolor*), sugiriendo, por la cercanía y similitud biogeográfica, que esta especie pudo haber estado también presente en el RVSMCP. Un mayor esfuerzo de muestreo con un mayor número de días y con más cámaras se requiere para poder descartar de forma definitiva su presencia en el RVSMCP. Adicionalmente otras técnicas

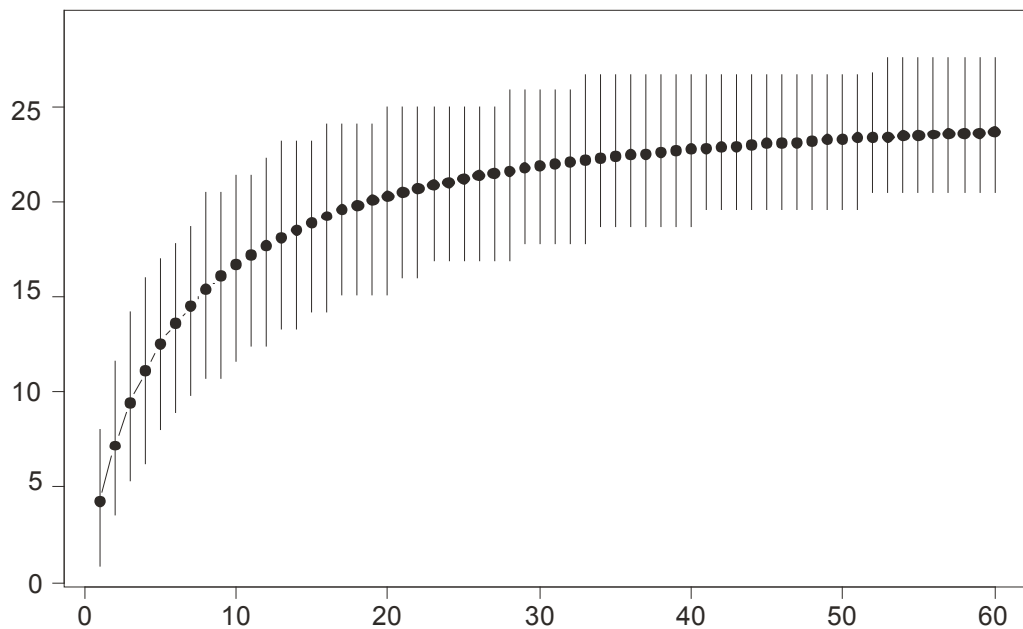


Figura 2. Curva de acumulación de especies para la comunidad de mamíferos medianos y grandes del RVSMCP.

como búsqueda de huellas y excrementos en combinación con entrevistas a los habitantes de las comunidades locales, podrían ayudar a determinar de forma definitiva la presencia de estas especies, minimizando el error de falsos negativos (Fielding y Bell 1997; Guillera-Arroita et al. 2014; Iknayan et al. 2014). Hurtado y Pacheco (2015) también discuten como en algún momento el jaguar (*Panthera onca*) y el oso (*Tremarctos ornatus*) pudieron haber estado presentes en la región de Tumbes, sin embargo hoy en día están localmente extintas en la región tumbesina de Perú.

El RVSMCP es un área protegida con una diversidad única, la cual protege a especies como los monos *Cebus aequatorialis* y *Alouatta palliata*, consideradas en peligro crítico y en peligro por IUCN y Tirira (2011). Adicionalmente, el RVSMCP protege a la ardilla de Guayaquil (*Simosciurus stramineus*), una especie casi endémica, de distribución restringida y poco estudiada. La región donde se encuentra el RVSMCP ha estado sometida a una larga historia de ocupación y asentamientos humanos, que han existido lo largo de la costa sur de Ecuador y la costa norte de Perú (Stahl y Paulsen 1984; Stothert 2001, 2013). En la actualidad, el RVSMCP protege uno de los últimos fragmentos de bosque seco de la costa de Ecuador, que, sin embargo, está en riesgo de experimentar una alta presión por el desarrollo de un megaproyecto de infraestructura (la Refinería del Pacífico) al sur del poblado El Aromo. Adicionalmente, el RVSMCP evidencia una fuerte intervención humana que hace uso del bosque y que trae consigo animales domésticos que no son manejados adecuadamente, tal como se evidencia en las trampas cámara que registraron vacas, caballos, burros, cabras, perros, gatos y cerdos. El libre movimiento de los animales domésticos por el interior del RVSMCP modifica el hábitat natural de las especies e incrementa la probabilidad de transmisión de enfermedades zoonóticas, lo cual pone en riesgo a la fauna silvestre y los asentamientos humanos de la zona (Daszak et al. 2000).

En conclusión, el presente estudio representa una línea base de monitoreo de mamíferos medianos y grandes en el RVSMCP, y pretende impulsar futuros estudios en el área. Dada la importancia ecológica y el elevado grado de amenaza que soporta la región de la costa central ecuatoriana, es necesaria una continuidad en el monitoreo para poder elaborar estrategias de

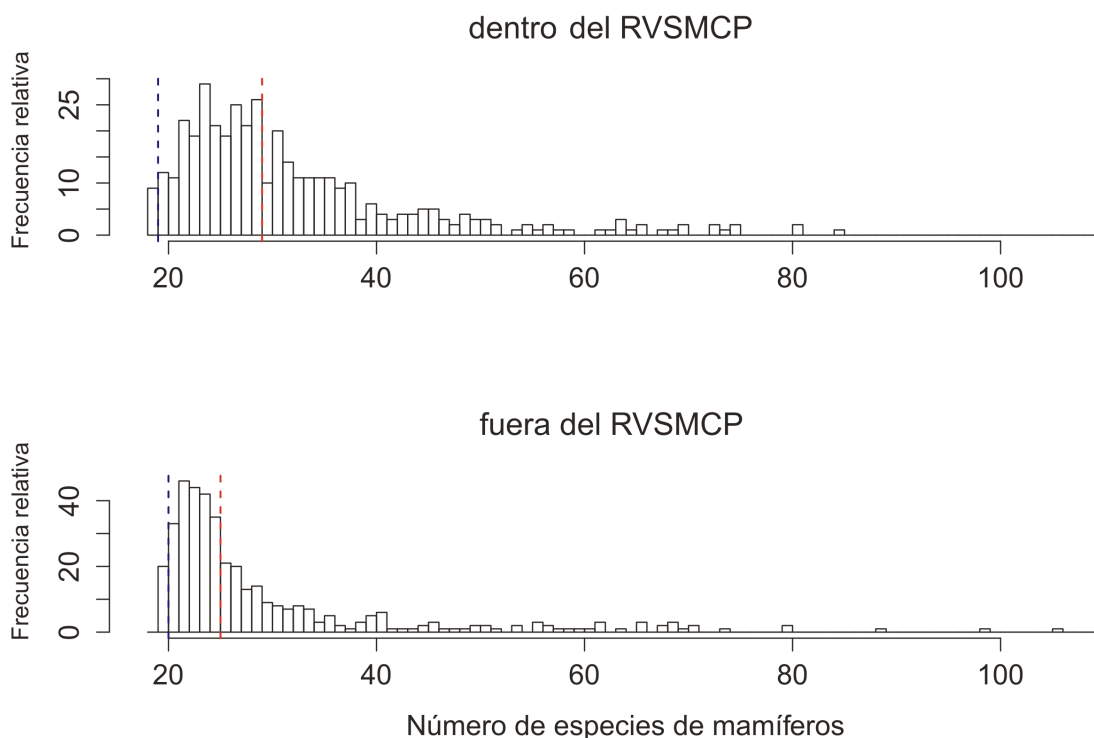


Figura 3. Distribución posterior de la riqueza de especies dentro y fuera del RVSMCP, siguiendo el método de Dorazio *et al.* (2006). La línea vertical azul representa el número observado de especies (19 dentro y 20 fuera), mientras que la línea roja representa el tamaño esperado de la comunidad (25 dentro y 22 fuera). De acuerdo a la distribución de posteriores, los números de especies dentro y fuera del refugio difieren significativamente.

manejo y conservación adecuadas.

Agradecimientos

Agradecemos a la Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo del Ecuador (SENPLADES), por financiar este proyecto. A I. Solórzano y los funcionarios del RVSMCP por la ayuda logística brindada en la fase de campo; al Ministerio del Medio Ambiente por proporcionar el permiso de investigación No. 013-2014-AT-DPAM-MAE para realizar este estudio; y a Enrique de la Montaña, J. F. González-Maya y D. Tirira por su ayuda en la identificación de especies. PJRB agradece al proyecto PROMETEO de la SENESCYT.

Literatura citada

- AGUIRRE-MENDOZA, Z. A., R. LINARES-PALOMINO, Y L. P. KVIST.** 2006. Especies leñosas y formaciones vegetales en los bosques estacionalmente secos de Ecuador y Perú. *Arnaldoa*. 13:324-346. ISSN 1815-8242.
- AHUMADA, J. A., C. E. F. SILVA, K. GAJAPERSAD, C. HALLAM, J. HURTADO, E. MARTIN, A. MCWILLIAM, B. MUGERWA, T. OBRIEN, F. ROVERO, ET AL.** 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B: Biological Sciences* 366:2703–2711.
- AHUMADA, J. A., J. HURTADO, Y D. LIZCANO.** 2013. Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. *PloS one* 8:e73707.
- ALDRICH, M., C. BILLINGTON, M. EDWARDS, Y R. LAIDLAW.** 1997. Tropical montane cloud forests: an urgent priority for conservation. No. 2. World Conservation Monitoring Centre. Cambridge, Reino Unido.
- BLAKE, J. G., J. GUERRA, D. MOSQUERA, R. TORRES, B. A. LOISELLE, Y D. ROMO.** 2010. Use of mineral licks by white-

- bellied Spider Monkeys (*Ateles belzebuth*) and red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in eastern Ecuador. *International Journal of Primatology* 31:471–483.
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, J. L. LAAKE, D. L. BORCHERS, Y T. L.** 2004. Advanced distance sampling. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.
- BURNEO, S. F. Y D. G. TIRIRA.** 2014. Murciélagos del Ecuador: un análisis de sus patrones de riqueza distribución y aspectos de conservación. *Therya* 5:197–228.
- BURTON, A. C., E. NEILSON, D. MOREIRA, A. LADLE, R. STEENWEG, J. T. FISHER, E. BAYNE, Y S. BOUTIN.** 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52:675–685.
- CARDILLO, M., G. M. MACE, J. L. GITTLEMAN, Y A. PURVIS.** 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:4157–4161.
- DASZAK, P., A. A. CUNNINGHAM, Y A. D. HYATT.** 2000. Emerging infectious diseases of wildlife—threats to biodiversity and human health. *Science* 287:443–449.
- DE LA TORRE, S.** 2012. Conservation of Neotropical primates: Ecuador – a case study. *International Zoo Yearbook*. 46:25–35.
- DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. B. ISAAC, Y B. COLLEN.** 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–406.
- DODSON, C. H. Y A. H. GENTRY.** 1991. Biological Extinction in Western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 78:273–295.
- DORAZIO, R. M., J. A. ROYLE, B. SÖDERSTRÖM, Y A. GLIMSKÄR.** 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology* 87:842–854.
- EISENBERG, J. F. Y K. H. REDFORD.** 2000. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil.* University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- EMMONS, L. H. Y F. FEER.** 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide.* University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- ESPINOSA, C. I., M. DE LA CRUZ, A. LUZURIAGA, Y A. ESCUDERO.** 2012. Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Revista Ecosistemas* 21:167-179.
- FIELDING, A. H., Y J. F. BELL.** 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38–49.
- GALETTI, M. Y F. PEDRONI.** 1994. Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10:27–39.
- GROVES, C. Y P. GRUBB.** 2011. *Ungulate taxonomy.* The Jhon Hopkins University Press. Baltimore, EE. UU.
- GUILLERA-ARROITA, G., J. J. LAHOZ-MONFORT, D. I. MACKENZIE, B. A. WINTLE, Y M. A. MCCARTHY.** 2014. Ignoring imperfect detection in biological surveys is dangerous: a response to “fitting and interpreting occupancy models”. *PloS one* 9:e99571
- HODGE, A. M. C., Y B. S. ARBOGAST.** 2015. Carnivore diversity at a montane rainforest site in Ecuador’s Gran Sumaco Biosphere Reserve. *Oryx* 1–6.
- HURTADO, C. M., Y V. PACHECO.** 2015. Nuevos registros de mamíferos en el Parque Nacional Cerros de Amotape, noroeste de Perú. *Revista Peruana de Biología* 22:077-086.
- IKNAYAN K.J., M. W. TINGLEY, B. J. FURNAS, Y S. R. BEISSINGER.** 2014. Detecting diversity: emerging methods to estimate species diversity. *Trends in ecology and evolution* 29:97–106.
- IUCN.** 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1. www.iucnredlist.org. Accessed on 01 June 2015.
- JACKSON, R. M., J. D. ROE, Y R. WANGCHUK.** 2005. *Hunter, surveying Snow Leopard populations with emphasis on camera trapping: A handbook.* The Snow Leopard Conservancy. Sonoma, EE.UU.
- JHA, S., Y K. S. BAWA.** 2006. Population growth, human development, and deforestation in biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 20:906–912.

- JOPPA, L. N., D. L. ROBERTS, N. Y. MYERS, Y S. L. PIMM.** 2011. Biodiversity hotspots house most undiscovered plant species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:13171–13176.
- LINARES-PALOMINO, R., L. P. KVIST, Z. AGUIRRE-MENDOZA, Y C. GONZALES-INCA.** 2009. Diversity and endemism of woody plant species in the Equatorial Pacific seasonally dry forests. *Biodiversity and Conservation* 19:169–185.
- MARQUES, F. F. C., S. T. BUCKLAND, D. GOFFIN, C. E. DIXON, D. L. BORCHERS, B. A. MAYLE, Y A. J. PEACE.** 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: Sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology* 38:349–363.
- MINISTERIO DEL AMBIENTE.** 2009. Plan de manejo del Refugio de Vida Silvestre y Marino Costero Pacoche pp. 1–195. Quito, Ecuador.
- MOLINA, M., Y J. MOLINARI.** 1999. Taxonomy of Venezuelan white-tailed deer (*Odocoileus*, Cervidae, Mammalia), based on cranial and mandibular traits. *Canadian Journal of Zoology* 77:632–645.
- MOSANDL, R., S. GÜNTER, B. STIMM, Y M. WEBER.** 2008. Ecuador suffers the highest deforestation rate in South America. Pp. 37-40 in *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador* (Beck, E., J. Bendix, I. Kottke, F. Makeschin, y R. Mosandl, eds.). Springer Science. New York, EE.UU.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. DA FONSECA, Y J. KENT.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–8.
- NOSS A. J., B. GARDNER, L. MAFFEI, E. CUÉLLAR, R. MONTAÑO, A. ROMERO-MUÑOZ, R. SOLLMAN, Y A. F. O'CONNELL.** 2012. Comparison of density estimation methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-lya del Gran Chaco landscape. *Animal Conservation* 15:527–535.
- ORTEGA-ANDRADE, H. M., D. A. PRIETO-TORRES, I. GÓMEZ-LORA, Y D. J. LIZCANO.** 2015. Ecological and Geographical Analysis of the Distribution of the Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) in Ecuador: Importance of Protected Areas in Future Scenarios of Global Warming. *PLoS ONE* 10, e0121137.
- PESQUERA, C., A. PORTILLO, A. M. PALOMAR, Y J. A. OTEO.** 2015. Investigation of tick-borne bacteria (*Rickettsia* spp., *Anaplasma* spp., *Ehrlichia* spp. and *Borrelia* spp.) in ticks collected from Andean tapirs, cattle and vegetation from a protected area in Ecuador. *Parasites and Vectors* 8:1–10.
- PORTILLO-QUINTERO, C., Y G. SÁNCHEZ-AZOFEIFA.** 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144–155.
- R CORETEAM.** 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- ROVERO, F., E. MARTIN, M. ROSA, J. A. AHUMADA, Y D. SPITALE.** 2014. Estimating species richness and modelling habitat preferences of Tropical forest mammals from camera trap data. *PLoS ONE* 9:e103300.
- SIERRA, R.** 1999. Traditional resource-use systems and tropical deforestation in a multi-ethnic region in North-West Ecuador. *Environmental Conservation* 26:136–145.
- SIERRA, R., Y S. LÓPEZ.** 1999. Mapa de vegetación del Ecuador continental. Proyecto INEFAN/FAN-BIRF. Quito, Ecuador.
- SILVEIRA, L., A. T. A. JÁCOMO, Y J. A. F. DINIZ-FILHO.** 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351–355.
- SOUTHGATE, D., R. SIERRA, Y L. BROWN.** 1991. The causes of tropical deforestation in Ecuador: A statistical analysis. *World Development* 19:1145–1151.
- STAHL, P., Y A. C. PAULSEN.** 1984. On climate and occupation of the Santa Elena peninsula: implications of documents for Andean prehistory. *Current Anthropology* 25:351–355.
- STOTHERT, K. E.** 2001. Manteño. Pp. 303-327 in *Encyclopedia of Prehistory* (Peregrine, P. N., and M. Ember, eds.). Springer US. New York, EE. UU.
- STOTHERT, K. E.** 2013. The peoples of the coast of Ecuador accommodate the Inca state. *Ñawpa Pacha* 33:102–71.
- SUAREZ, S. A.** 2014. Ecological factors predictive of wild spider monkey (*Ateles belzebuth*) foraging decisions in Yasuní, Ecuador. *American Journal of Primatology* 76:1185–1195.

- TIRIRA, D.** 2001. Libro rojo de los mamíferos del Ecuador, volume 1. SIMBIOE, EcoCiencia, Ministerio del Ambiente y UICN. Quito, Ecuador.
- TIRIRA, D.** 2007. Guía de campo de los mamíferos del Ecuador, publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador, volumen 6. Ediciones Murciélago Blanco. Quito, Ecuador.
- TIRIRA, D.** 2011. Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador. 2ª edición. Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador, volumen 8. Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- TIRIRA, D.** 2015. Mamíferos del Ecuador: lista actualizada de especies/Mammals of Ecuador: Updated species checklist 2015.1. Asociación Ecuatoriana de Mastozoología. Quito, Ecuador.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, R. L. PITMAN, R. MARES, Y G. POWELL.** 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178.
- WILSON, D. E., Y D. M. REEDER (EDS).** 2005. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*, tercera edición. Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.
- WRIGHT, S. J., G. A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA, C. PORTILLO-QUINTERO, Y D. DAVIES.** 2007. Poverty and corruption compromise tropical forest reserves. *Ecological Applications*.

Submitted: July 13, 2015

Reviewed: September 19, 2015

Accepted: November 10, 2015

Associated editor: Sergio Solari

Efectos del cambio climático en la distribución de una especie críticamente amenazada

Effect of climate change on the distribution of a critically threatened species

Eugenia C. Sántiz¹, Consuelo Lorenzo^{1*}, Arturo Carrillo-Reyes², Darío A. Navarrete³ and Gerald Islebe⁴

¹Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. C. P. 29290. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. E-mail: esantiz@ecosur.edu.mx (ECS), clorenzo@ecosur.mx (CL).

²Oikos: Conservación y Desarrollo Sustentable, A.C., Calle Bugambilias 5, Col. Bismark, C.P. 29267, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. E-mail: arturocarrilloreyes@gmail.com (ACR).

³Laboratorio de Información Geográfica, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. C. P. 29290. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. E-mail: dnavarrete@ecosur.mx (DAN).

⁴Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Av. del Centenario Km. 5.5. C.P. 77900. Chetumal, Quintana Roo, México. E-mail: gislebe@ecosur.mx (GI).

*Corresponding author

Climate change (CC) is modifying the habitat and distribution of wild fauna, causing distribution area reduction and/or altitudinal or latitudinal movements of species in response to increased temperatures and changes in precipitation. This increases the risk of species extinction, particularly for those with small population sizes, habitat specialists, microendemics and/or those with already restricted distributions. We examine how the effects of CC could influence the distribution and availability of habitat for the critically threatened and endemic species: the Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) as well as the species of grasses on which it feeds. Our models were constructed using Maxent. Occurrence data of jackrabbits and grasses from the years 1959 to 2014 were analyzed, along with climatic and slope variables for three time periods, present (2014) and future (2050 and 2070). The climatic variables were taken from WorldClim (resolution: 30"), utilizing the HadGEM2-ES model with scenarios 4.5 and 8.5. Potential distribution models estimate an area of 9,274 ha of habitat suitable for the jackrabbit in 2014, with a 19.3% increment in this area to 11,071 ha by 2070 with scenario 4.5 and 9% increment with an area of 10,111 ha by 2070 with scenario 8.5. According to a Jackknife analysis, Precipitation of Wettest Month (BIO13), and Precipitation of Warmest Quarter (BIO18) are the variables that contribute most to the construction of the potential distribution models of *L. flavigularis*, from 2014 to 2070. Future scenarios (4.5 and 8.5) estimate temperature increase and precipitation reduction in places where jackrabbits and grasses currently inhabit. Also, these scenarios estimate an increase in areas with suitable climatic conditions in the future. However, anthropogenic factors (not considered in this study) have influenced the distribution and retention of the populations of *L. flavigularis* in the study area, so the outlook of the species is not encouraging. It is clear that CC will have an effect on the distribution of this critically threatened and endemic species, through modification of the area and distribution of its available habitat.

El cambio climático (CC) y sus consecuencias sobre las variables climáticas (temperatura, precipitación) pueden poner en mayor riesgo la supervivencia de especies en categoría de amenaza, distribución restringida y/o endémica. Determinamos cómo los efectos del CC influyen sobre la distribución y disponibilidad de hábitat de una especie críticamente amenazada y endémica, la liebre de Tehuantepec, *Lepus flavigularis* y de las especies de pastos de las que se alimenta. Los modelos fueron elaborados con el programa Maxent, se analizaron datos de ocurrencia de la liebre y de los pastos del año 1959 al 2014, con variables climáticas y pendiente en tres periodos de tiempo, presente (2014) y futuro (2050 y 2070). Las variables climáticas fueron tomadas de WorldClim (resolución: 30"), del modelo HadGEM2-ES para los escenarios 4.5 y 8.5. Los modelos de distribución potencial estiman una superficie de 9,274 ha de hábitat adecuado para la liebre en 2014, con un incremento del 19.3% de esta superficie a 11,071 ha para el 2070 con el escenario 4.5 y un incremento del 9% de su superficie a 10,111 ha al 2070 con el escenario 8.5. La precipitación del mes más húmedo (BIO13), y precipitación del trimestre más cálido (BIO18) fueron las variables con mayor contribución a la construcción de los modelos de distribución potencial de *L. flavigularis* según el análisis de Jackknife, para el periodo de 2014 al 2070. Los escenarios futuros (4.5 y 8.5) estiman incrementos de temperatura y una reducción de la precipitación en los sitios donde se registran actualmente las liebres y los pastos y se estima un incremento de los sitios con condiciones climáticas adecuadas para la liebre en el futuro. Sin embargo, factores antropogénicos (no considerados en este estudio) han determinado la distribución y permanencia de las poblaciones de *L. flavigularis* en el área de estudio, por lo que el panorama de la especie no es alentador. Se evidencia que el CC tiene un efecto en la distribución de una especie críticamente amenazada y endémica, al modificar la superficie y distribución de su hábitat disponible.

Key words: climate change, distribution range, endemic, *Lepus flavigularis*, Oaxaca, Tehuantepec jackrabbit.

Introduction

Climate change (CC) is modifying the habitat and distribution of wild fauna, causing distribution area reduction and/or altitudinal or latitudinal movements of species ([Thuiller et al. 2004](#); [Leach et al. 2014](#)) in response to increased temperatures ([Camacho et al. 2010](#)) and changes in precipitation, thereby increasing their risk of extinction. Species with small populations, habitat specialists, or those that are included in a category of risk could be the most vulnerable to a reduced distribution range and to degradation or loss of their habitat in the future ([Thuiller et al. 2004](#); [Camacho et al. 2010](#)). Models of potential distribution and ecological niche (the set of ecological conditions required by a species to maintain populations within a defined region) are reliable tools for determining the factors that control the distribution of species ([Hutchinson 1957](#); [Peterson et al. 2002](#); [Peterson 2003](#); [Siqueira and Peterson 2003](#); [Peterson et al. 2004](#); [Thuiller et al. 2004](#); [Soberón and Peterson 2005](#); [Jackson et al. 2009](#); [Armenteras and Mulligan 2010](#)) as well as their environmental requirements and therefore the availability and suitability of habitat ([Peterson 2003](#); [Siqueira and Peterson 2003](#); [Peterson et al. 2004](#); [Parra et al. 2005](#); [Sánchez-Cordero et al. 2005](#); [Levinsky et al. 2007](#); [Elith and Leathwick 2009](#); [Jackson et al. 2009](#)).

Detailed observations (occurrence data) of the species and maps of climatic and slope variables, are required as explanatory variables of species distribution ([McCarty 2001](#); [Peterson et al. 2004](#); [Sánchez-Cordero et al. 2005](#); [Soberón and Peterson 2005](#)). Previous studies have used climatic variables to project future distributions of species ([Hampe 2004](#); [Thuiller et al. 2004](#); [Bomhard et al. 2005](#); [Heikkinen et al. 2006](#); [Triviño et al. 2011](#)).

Knowledge of the current potential distribution and future of species in danger of extinction in Mexico would allow conservation efforts to be focused on sites that present the ecological features required by these species. Therefore, it is important to determine the implications of climate change for these species, using the Tehuantepec jackrabbit *Lepus flavigularis*, as a case study. This species is endangered according to NOM-ECOL-059 ([SEMARNAT 2010](#)), and Red List ([IUCN 2012](#)), is endemic to the south of the Isthmus of Tehuantepec and has a very restricted distribution ([Cervantes 1993](#); [Lorenzo et al. 2000](#); [Lorenzo et al. 2006](#); [Carrillo-Reyes et al. 2010](#)). This jackrabbit inhabits savannas and introduced grasslands ([Farías 2004](#); [Lorenzo et al. 2006](#); [Carrillo-Reyes et al. 2010](#); [Sántiz et al. 2012](#)), and feeds mainly on grasses (66.7 %; [Lorenzo et al. 2011](#)). The major current threats to this species are loss and fragmentation of its habitat and poaching ([Lorenzo et al. 2006](#); [Cervantes et al. 2008](#); [Carrillo-Reyes et al. 2010](#); [Rioja et al. 2011](#)).

The effect of climate change on 87 species of lagomorphs (rabbits, jackrabbits and pikas) is predicted to be a reduction and/or modification in their distribution, with latitudinal movements towards the poles, especially in the species of rabbit and jackrabbit, while altitudinal changes are predicted for the pikas. Specifically, a 45 % decrease in the distribution of *L. flavigularis* is predicted, along with latitudinal changes of around 1° towards the poles and an average altitudinal increase of approximately 450 m ([Leach et al. 2014](#)). That study subjectively evaluates the effect of climate change on distribution (good, medium or poor) from just eight historical and modern records. For these reasons, it is considered that the model offers a poor representation of past and future distributions of *L. flavigularis*, and is thus unreliable ([Leach et al. 2014](#)). In the case of grasses, the global warming or the increase in CO₂, may favor the distribution of some species depending on their photosynthetic pathways ([Collatz et al. 1998](#); [Duckworth et al. 2000](#); [Hopkins and del Prado 2007](#); [Osborne 2008](#); [Lattanzi 2010](#); [Chamaillé-Jammes and Bond 2010](#)).

The present study aims to: a) model the potential distribution of *L. flavigularis* and grasses that support it in the south of the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México, b) understand the implications of climatic variables (temperature and precipitation), on the distribution of suitable areas for the jackrabbit in the present (2014) and future (2050 and 2070), under climate change

scenarios, and c) identify the specific climatic variables that determine the distribution of these species (jackrabbit and relevant grasses).

Material and Methods

Study area. The study area is located in the state of Oaxaca, México, in the south of the Isthmus of Tehuantepec (16.61° N, -95.36° W and 16.11° N, -94.24° W; 0 a 100 m; [Ortiz et al. 2004](#); Figure 1). The climate is warm sub-humid with the occurrence of a dry period in mid-summer. Annual mean temperatures are above 26 °C and total annual precipitation is 800 mm ([García 1988](#)). The vegetation is composed of scrub and mangrove with submerged vegetation in the coastal lagoons ([Ortiz et al. 2004](#)). There are also extensive areas of savanna with isolated nanche (*Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth (1822) and morro (*Crescentia alata* Kunth (1819) trees ([Rzedowski 2006](#); [Sántiz et al. 2012](#)). In the driest parts of the Isthmus there are important areas of tropical low deciduous and low spiny deciduous forests that are remnants of tropical medium sub-deciduous forest ([Torres-Colín 2004](#)), and introduced grasses occur at sites from which the original vegetation has been eliminated. The Gramineae that dominate the herbaceous stratum of the savannas and introduced grasslands are of the genera *Aristida*, *Bouteloua*, *Cathestecum*, *Cenchrus*, *Digitaria*, *Eragrostis*, *Panicum*, *Paspalum*, and *Schizachyrium* ([Rzedowski 2006](#); [INEGI 2012](#); [Sántiz et al. 2012](#)).

Potential distribution models. The models were constructed using the Maxent v. 3.3 software ([Elith et al. 2010](#)) that generates probability maps of suitable or unsuitable habitat for the species of interest ([Elith and Leathwick 2009](#)). Maxent only requires presence data and provides species response curves for different environmental variables, estimating the importance of each variable in terms of the distribution of the species ([Phillips et al. 2006](#)). Records (205) of *L. flavigularis* were compiled from the GBIF (Global Biodiversity Information Facility; www.gbif.org) database of 1960 to 2000, and field records from 2001 to 2014 were also used. Additionally, 124 records of 8 species of grasses that feed the jackrabbit were collected from 1959 to 2012, and were taken

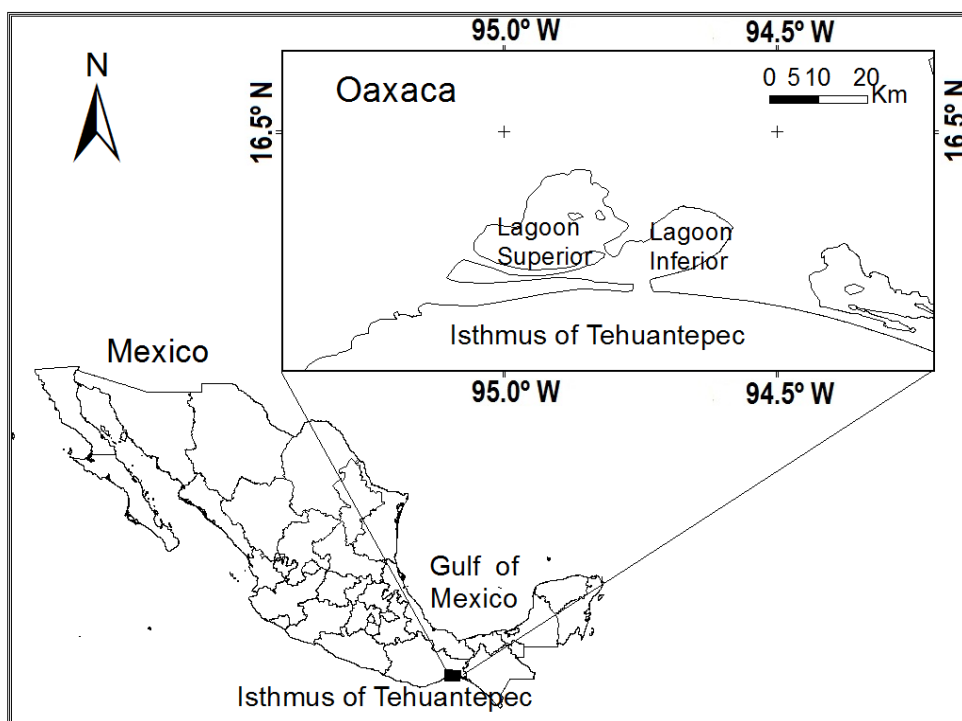


Figure 1. Location of the study area in the south of the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México.

from the databases of the CONABIO ([Herrera 1997](#); [Aragón 2001](#); [Panero 2003](#); [Villaseñor 2008](#)), data provided by Rioja *et al.* (in review) and field data from 2011 to 2014. The database of records was cleansed of repeated records, those from outside the study area, and those located in water bodies by errors.

Explanatory variables. The climatic variables for 2000, 2050, and 2070 conditions were taken from WorldClim (resolution: 30"; [Hijmans *et al.* 2005](#)). Initial selection was carried out with a test of correlation between the climatic variables, choosing those with correlation values lower than 0.7 ([Gormley *et al.* 2011](#)). A first analysis in Maxent was then conducted with the variables chosen according to the correlation test and variables with a contribution of less than 0.5% were eliminated ([Warren *et al.* 2014](#)) in order to produce the final models. The variables considered in the final analysis for jackrabbits were: slope (slop), annual mean temperature (BIO1), mean diurnal range (BIO2), temperature Seasonality (BIO4), mean temperature of coldest month (BIO6), temperature annual range (BIO7), mean temperature of driest quarter (BIO9), annual precipitation (BIO12), precipitation of wettest month (BIO13), precipitation seasonality (BIO15), precipitation of wettest quarter (BIO16), and precipitation of warmest quarter (BIO18). The variables used for grasses were: slope (slop), mean diurnal range (BIO2), isothermality (BIO3), temperature seasonality (BIO4), temperature annual range (BIO7), mean temperature of warmest quarter (BIO10), precipitation of wettest month (BIO13), precipitation of driest month (BIO14), precipitation seasonality (BIO15), precipitation of wettest quarter (BIO16), precipitation of warmest quarter (BIO18), precipitation of coldest quarter (BIO19).

In order to highlight the effect of climate on the distribution of the jackrabbit and to forecast trends for the years 2050 and 2070, the bioclimatic layers of the HadGEM2-ES model with scenarios 4.5 and 8.5 were chosen. These represent the less severe and most extreme conditions with high concentrations of CO₂, respectively ([Hijmans *et al.* 2005](#); [Riahi *et al.* 2007](#)). All of the layers of the explanatory variables were homogenized to the raster format (pixels of 30 m), datum WGS84 and to geographic coordinates, and subsequently to the ASCII format. The models of 2014, 2050 and 2070 were constructed with 123 records for training and 82 records for test with a total of 205 records, and for grasses were developed with 124 total records, of which 93 were used in the calibration and 31 for the validation of the models. A total of 20 replicates were run, with 1000 iterations, and a total of 5 distribution maps were selected based on highest AUC (area under

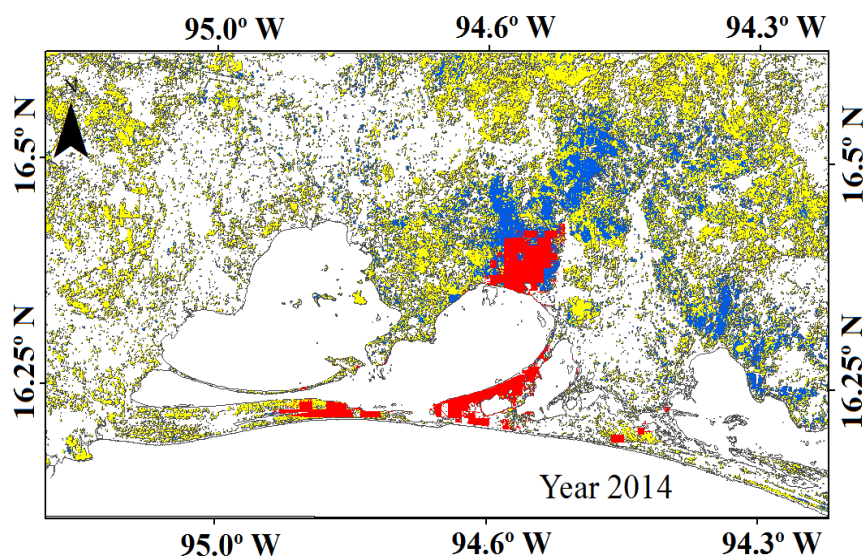


Figure 2. Based on the model for 2014, the potential distribution in the south of the Isthmus of Tehuantepec of: habitat suitable for the presence (in red) of *Lepus flavigularis* and forage grasses; the vegetation of savannas (dark blue); and grasslands dominated by introduced species (light yellow).

the curve) values. The AUC of the Receiver Operating Characteristic (ROC) graphics was used. This statistic allows evaluation of correctly classified cases for all of the prediction thresholds (from 0 to 1). The value of the AUC is between 0.5 and 1. A value of 0.5 equates to a random classification, while a value of 1 indicates a perfect fit, i.e., that all of the cases have been correctly classified (Fielding and Bell 1997).

The five chosen distribution maps were converted to maps of presence-absence, fixing the thresholds of probability of species presence (Jiménez-Valverde and Lobo 2007) in ArcGis 10.2 software (ESRI 2011). Fixed cumulative value 10 threshold was selected because the species of interest has a limited distribution. When predicted area is limited by this factor, the false positives are also reduced (predicted distribution sites, which lack suitable conditions for species distribution), and the true positives increase (predicted distribution sites, in which suitable conditions for species distribution are present). This area could be of utility in the identification of new potentially suitable zones for the establishment of the species, possible zones of reintroduction or vital zones for establishing protection measures, and reducing human pressure (Peterson et al. 2011). The final maps were obtained from multiplying the five best maps with map algebra in Spatial analyst tool of ArcGis 10.2 software (ESRI 2011).

In order to know the types of vegetation in climate suitable sites where the jackrabbits and grasses occur, a map of the vegetation and land use for 2015, was developed through a multispectral satellite image of Landsat 8 Oli, and with resolution of 30 m from 2015. Maximum likelihood algorithm was used in the GRASS module for QGIS (version 2.10), to carry out a supervised classification. Classification discriminated 80% of the errors obtained to carry out a classification at random. The kappa index resulted in an accuracy of 82%.

Results

Environmental requirements of Lepus flavigularis. According to the records of the presence of the Tehuantepec jackrabbit in the study area, it is found in zones with little slope (0 - 7.34°), with mean annual temperatures of 27.15 °C, and with total annual precipitation of 1,165 mm in 2014 (Table 1).

Distribution models of Lepus flavigularis and grasses. Over the total study period, distribution models estimate an increase in suitable area for the species in both scenarios (4.5 and 8.5). The climate suitable area for the presence of jackrabbits and its food resource according to the models, is 9,274 has (Figure 2), in the current scenario (2014). In the future, scenario 4.5 estimated a reduction of the available range to 7,510 ha's, by 2050 and an increase to 11,071 ha's in 2070. However, scenario 8.5 estimates increases of the suitable range to 11,649 ha's in 2050 and 10,111 ha's in 2070 (Figure 3).

Contribution of the variables. According to a Jackknife analysis (which determines the variable that most contributes to the potential niche), of the 12 explanatory variables included in the potential distribution models of suitable habitat, 10 variables explain more than 85% of the ecological niche of *L. flavigularis*, in the models. At the current scenario, variables BIO18 and BIO13 contributed the most to the model. At the 4.5 scenario, most important variables were BIO13 and BIO7 in 2050, and BIO13 and BIO6 for 2070. At the 8.5 scenario, variables which contributed the most were BIO13 and BIO12 in 2050, and BIO18 and BIO7 for 2070 (Table 2). For grasses, the variables

Table 1. Mean values of the conditions of temperature (°C) and precipitation (mm) for 2014 in the site where *Lepus flavigularis* has been recorded, and the possible conditions in 2050 and 2070, according to the HadGEM2-ES model with scenarios 4.5 and 8.5, in the Isthmus of Tehuantepec, in Oaxaca, México.

VARIABLE	2014	Scenario 4.5		Scenario 8.5	
		2050	2070	2050	2070
Annual mean temperature (BIO1)	27.1	29.4	30.0	30.1	31.5
Mean Diurnal Range (BIO2)	107.0	108.0	109.0	109.0	108.5
Temperature Seasonality (BIO4)	12.9	14.6	14.8	15.1	16.8
Minimum temperature in the coldest month (BIO6)	19.2	21.2	21.7	21.9	23.1
Temperature Annual Range (BIO7)	15.7	15.8	16.0	16.0	16.1
Mean temperature of the driest trimester (BIO9)	25.3	27.5	28.0	28.1	29.5
Annual precipitation (BIO12)	1,149.5	1,023.5	1,056.5	1,057.0	980.5
Precipitation of the most humid month (BIO13)	299.5	264.0	270.5	260.5	240.0
Precipitation Seasonality (BIO15)	111.0	107.5	105.5	105.0	104.0
Precipitation of the wettest trimester (BIO16)	703.5	630.5	596.0	581.0	542.5
Precipitation of the warmest trimester (BIO18)	345.5	395.5	369.0	388.0	493.5

with the greatest contribution to the construction of models was BIO2 for the 3 years (2014, 2050 and 2070), and the two scenarios analyzed, followed by BIO16 in 2014, and 2070 with the scenario 4.5, BIO13 in 2050 with the scenario 4.5, BIO 19 in 2050 with the scenario 8.5 and the isothermality for 2070 with the scenario 8.5 (Table 2).

Discussion

The potential distribution of suitable habitat (sites climatically suitable) for the jackrabbit (and grasses) is restricted to types of vegetation as savannas and introduced grasslands that present little slope. This coincides with the information available for this species, which places it in zones dominated by open grasslands (Cervantes 1993; Vargas 2000; Lorenzo *et al.* 2006), or savannas that are associations of natural grasslands with isolated morro trees (*Crescentia alata*), or isolated patches of nanche trees (*Byrsonima crassifolia*) typical of flat or slightly inclined areas (Farías 2004; Sántiz *et al.* 2012). Unfortunately, the vegetation inhabited by the jackrabbit is strongly threatened by agriculture (*e.g.*, crops of sorghum and maize) and livestock production, activities that have led to the degradation and reduction of the natural

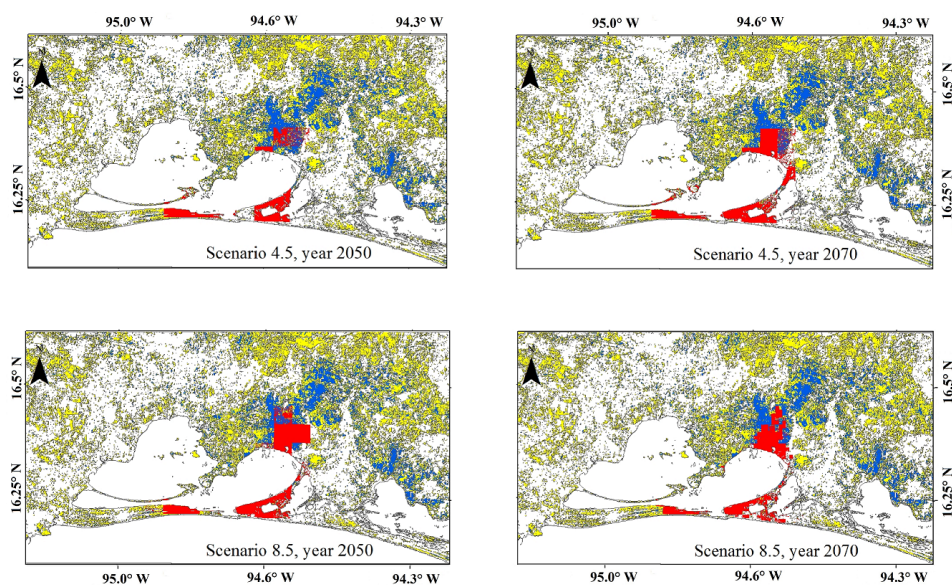


Figure 3. Using the models for 2050 and 2070, scenarios 4.5 and 8.5, potential distributions in the south of the Isthmus of Tehuantepec of: suitable habitat for the presence (in red) of *Lepus flavigularis* and forage grasses; the vegetation of savannas (dark blue); and grasslands dominated by introduced species (light yellow).

vegetation, and that cause the disappearance of the original pristine grasses and modify the plant species composition, as reported in other regions of the country ([Anderson 2006](#); [CONABIO 2006](#); [Rzedowski 2006](#); [Estrada-Castillón et al. 2010](#)).

Climatic variables such as Precipitation of Wettest Month (BIO13), and Precipitation of Warmest Quarter (BIO18), Min Temperature of Coldest Month (BIO6), Temperature Annual Range (BIO7) and annual precipitation (BIO12), are also factors of great importance in the delimitation of the niche of this jackrabbit. In previous studies, temperature and precipitation have been closely related to the reproduction and density of lagomorphs (rabbits and jackrabbits; [Pévet 1987](#); [Portales-Betancourt et al. 2012](#)). The increased availability of food signals the beginning of the reproductive season ([Pévet 1987](#)). In Texas, USA, the peak in reproduction of the lagomorphs (from January to April) coincided with an increase in this vegetation-type that is determined mainly by the temperature and quantity of precipitation ([Dunn et al. 1982](#)). *Lepus californicus* in New Mexico, USA, and the Mapimi Biosphere Reserve in Durango, Mexico, presented differences in densities between years, due to variations in levels of precipitation ([Daniel et al. 1993](#); [Portales-Betancourt et al. 2012](#)). In *L. flavigularis*, there is a strong positive relationship between seasonality and reproduction, defined by photoperiod (day length) and ambient temperature and rainfall, since this influences testicular development ([Rioja et al. 2011](#)) and, as with other jackrabbits such as *L. californicus*, this influences the phases of estrus and female receptivity ([Portales-Betancourt et al. 2004](#); [2012](#)).

This study estimated an increase in the distribution of the jackrabbit of 19.3% with the scenario 4.5 and 9% with scenario 8.5, in a period of 56 years (2014 – 2070), with no changes to its latitudinal and altitudinal distribution predicted. These results differ from that estimated previously, where a 45% decrease in its distribution was predicted with latitudinal changes of around 1° towards the poles and a mean altitudinal increase of around 450 m over a longer time period (150 years; 1930 to 2080; [Leach et al. 2014](#)).

The HadGem model with the 4.5 and 8.5 scenario in 2050 and 2070 estimates increased temperature and decreased precipitation in the study area and, according to the predictions of the models, the future availability of sites with weather conditions favorable for jackrabbits and their food (grasses) may increase. However, even if there are appropriate climatic conditions for the establishment of jackrabbits and their food in the future, the outlook for *L. flavigularis* is not favorable. Changes in vegetal cover and land use, agriculture, livestock, and the presence of human settlements, have led to the decrease of the area of distribution and abundance of *L. flavigularis* ([Lorenzo et](#)

Table 2. Estimated sizes of suitable grassland habitat, and variables of greatest contribution to the ecological niche models of *Lepus flavigularis* for each of the years 2014, 2050 and 2070.

	Scenario	Year	Area (ha)	Variables with greatest contribution
<i>Lepus flavigularis</i>		2014	13,672	BIO18, BIO13, BIO2
	4.5	2050	16,842	BIO13, BIO7, BIO2
		2070	15,226	BIO13, BIO6, BIO15
	8.5	2050	14,275	BIO13, BIO12, BIO2
		2070	14,850	BIO18, BIO7, BIO16
	Grasses		2014	9,991
4.5		2050	22,394	BIO2, BIO13, BIO19
		2070	29,036	BIO2, BIO16, BIO19
8.5		2050	26,876	BIO2, BIO16, BIO19
		2070	27,614	BIO2, BIO3, BIO16

[al. 2000, 2006, 2008, 2014; Vargas 2000; Farías 2004; Sántiz 2002, 2005](#)), and have led to the fragmentation of its habitat, causing the isolation of their populations and low genetic variability, which has aggravated their situation ([Flux and Angermann 1990; Cervantes 1993; Vargas 2000; Rico et al. 2008](#)).

Moreover, changes in cover and land uses, have caused loss and modification of the vegetal cover that favors both the jackrabbit (savannas) and an increase in human settlements. In the study area, an increase of 2.1% per year has been reported in the area of human settlements since 1986. Moreover, savannas have decreased their distribution at a rate of 1.2% per year in the same period, with a loss of 6,850.6 ha's over a period of 26 years (1986-2012; unpublished data). Overhunting is also another anthropogenic factor that has caused a decrease in the density of the populations of this species, contributing to the current situation ([Farías 2004; Lorenzo et al. 2008](#)). The impacts of these threats in the future to populations of jackrabbits and habitat could be greater and felt over a shorter time span than those of climate change.

Implications for the conservation of Lepus flavigularis. Conservation of *L. flavigularis* will present new challenges; success will depend on our capacity for working in unison with local inhabitants and decision-makers ([Lidicker 2015](#)). While climate change will modify the area considered as suitable habitat for *L. flavigularis*, other factors already exist that threaten and modify the distribution of its populations and habitat. Land use changes for activities such as livestock production and agriculture, as well as the expansion of human settlements, are already reducing the natural vegetation (savannas) in the study area ([Lorenzo et al. 2006; Rzedowski 2006; INEGI 2012](#)). For this reason, promotion of the establishment of a communal ecological reserve, administrated by the local authorities and with the technical assistance of academic personnel is one option by which to avoid the continued reduction of the habitat of the jackrabbit and to contribute to the protection of the species. Local protected areas have proven to have strengths related to dedication of the required land and its heritage of natural resources by the local communities for conservation. Such actions can be expected to also improve the quality of life for local inhabitants, since these people are currently in a socioeconomically poor situation with a lack of opportunities for work ([Vargas 2001](#)). Further research is necessary to improve our understanding of the composition of and interactions among the species of grasses comprising the plant associations in which the jackrabbit lives. It will also be critically important to establish appropriate management strategies for the grassland and savanna communities in order to avoid further degradation of the remaining populations of the Tehuantepec jackrabbit.

Acknowledgements

We appreciate the help of J. Bolaños, X. Sántiz, M. Ruiz in the fieldwork. We thank M. Gómez and M. Martínez for their support in the determination of grasses. Thanks also to the families Antonio Gutiérrez and Gutiérrez Vázquez for their support in the field. Finally, we thank two anonymous reviewers for their help in the review of this manuscript.

Literature cited

ANDERSON, R. C. 2006. Evolution and origin of the Central Grassland of North America: climate, fire, and mammalian grazers. *Journal Torrey Botanical Society* 133:626–

647.

- ARAGÓN, L.** 2001. Etapa final de la captura y catalogación del Herbario del Instituto de Ecología, A. C., Centro Regional del Bajío. Instituto de Ecología, A. C. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. Q017.
- ARMENTERAS, D., AND M. MULLIGAN.** 2010. Modelling the potential distribution of tree species on a national scale in Colombia: application to *Palicourea angustifolia* Kunth and *Palicourea guianensis*. *Aubl. Caldasia* 32:355–380.
- BOMHARD, B., D. M. RICHARDSON, J. S. DONALDSON, G. O. HUGHES, G. F. MIDGLEY, D. C. RAIMONDO, A. G. REBELO, M. ROUGET, AND W. THUILLER.** 2005. Potential impacts of future land use and climate change on the Red List status of the Proteaceae in the Cape Floristic Region, South Africa. *Global Change Biology* 11:1452–1468.
- CAMACHO, A., E. MINTEER, B. A. DOREMUS, AND J. S. McLACHLLAN.** 2010. Perspectives: Reassessing Conservation Goals in a Changing Climate. *Issues in science and technology*. University of Texas. Dallas, EE. UU.
- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, E. J. NARANJO, M. PANDO, AND T. RIOJA.** 2010. Home range dynamics of the Tehuantepec Jackrabbit in Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:143–151.
- CERVANTES, F. A.** 1993. *Lepus flavigularis*. *Mammalian Species* 423:1–3.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, V. FARIAS, AND J. VARGAS.** 2008. *Lepus flavigularis* IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2.
- CHAMAILLÉ-JAMMES, S., AND W. J. BOND.** 2010. Will global change improve grazing quality of grasslands? A call for a deeper understanding of the effects of shifts from C_4 to C_3 grasses for large herbivores. *Oikos* 119:1857–1861.
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD).** 2006. Capital natural y bienestar social, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- COLLATZ, G. J., J. A. BERRY, AND J. S. CLARK.** 1998. Effects of climate and atmospheric partial pressure on the global distribution of C_4 grasses: present, past and future. *Oecologia* 114:441–454.
- DANIEL, A., J. HOLECHEK, R. VALDEZ, A. TEMBO, L. SAIWANA, M. FUSCO, AND M. CARDENAS.** 1993. Jackrabbit densities on faire and good condition Chihuahuan desert range. *Journal Range Management* 46:524–528.
- DUCKWORTH, J. C., R. G. H. BUNCE, AND A. J. C. MALLOCH.** 2000. Modelling the potential effects of climate change on calcareous grasslands in Atlantic Europe. *Journal of Biogeography* 27:347–358.
- DUNN, J. P., J. A. CHAPMAN, AND R. E. MARSH.** 1982. Jackrabbits (*Lepus californicus* and Allies). Pp. 146–163 in *Wild Mammals of North America* (Chapman, J. A., and G. A. Feldhamer, eds.). The Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE. UU.
- ELITH, J., AND J. R. LEATHWICK.** 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40:677–97.
- ELITH, J., S. J. PHILLIPS, T. HASTIE, M. DUDÍK, Y. E. CHEE, AND C. J. YATES.** 2010. A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity and Distributions* 17:43–57.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute).** 2011. ArcGIS Desktop: Release 10, Environmental Systems Research Institute. Redlands, EE.UU.
- ESTRADA-CASTILLÓN, E., L. SCOTT-MORALES, J. A. VILLARREAL-QUINTANILLA, E. JURADO-YBARRA, M. COTERA-CORREA, C. CANTÚ-AYALA, AND J. GARCÍA-PÉREZ.** 2010. Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus*): diversidad y endemismo de especie. *Revista*

Mexicana de Biodiversidad 81:401–416.

- FARIAS, V.** 2004. Spatio temporal ecology and habitat selection of the critically endangered tropical jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, México. Tesis de doctorado. University of Massachusetts. Amherst, EE. UU.
- FIELDING, H. A., AND J. F. BELL.** 1997. A review of methods for the assessment of predictions errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38–49.
- FLUX, J. E. C., AND R. ANGERMANN.** 1990. The hares and jackrabbits. Pp. 61-94 in *Rabbits, hares and pika* (Chapman, J.A., and J.E.C. Flux, eds). Status survey and Conservation Action Plan. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland.
- GARCÍA, E.** 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- GORMLEY, A. M., D. M. FORSYTH, P. GRIFFIOEN, M. LINDEMAN, D. S. L. RAMSEY, M. P. SCROGGIE, AND L. WOODFORD.** 2011. Using presence-only and presence-absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *Journal of Applied Ecology* 48:25–34.
- HAMPE, A.** 2004. Bioclimate envelope models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography* 13:469–76.
- HEIKKINEN, R. K., M. LUOTO, M. B. ARAÚJO, R. VIRKKALA, W. THUILLER, AND M. T. SYKES.** 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography* 30:751–777.
- HERRERA, Y.** 1997. Estudio biosistemático del género *Bouteloua* (Poaceae) en México Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Durango Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. B 61.
- HIJMANS, R. J., S. E. CAMERON, J. L. PARRA, P. G. JONES, AND A. JARVIS.** 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.
- HOPKINS, A., AND A. DEL PRADO.** 2007. Implications of climate change for grassland in Europe: impacts, adaptations and mitigation options: a review. *Grass and Forage Science* 62:118–126.
- HUTCHINSON, G. E.** 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quant. Biology* 22:415–427.
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA).** 2012. Guía para la interpretación de cartografía. Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250000. Serie IV. Ciudad de México, México.
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE).** 2012. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN. Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN. IUCN, Gland, Suiza, Cambridge, Reino Unido.
- JACKSON, S. T., J. L. BETANCOURT, R. K. BOOTH, AND S. T. GRAY.** 2009. Ecology and the ratchet of events: climate variability, niche dimensions, and species distributions. *Proceedings of the National Academy of Science* 2:19685–1 9692.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., AND J. M. LOBO.** 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or or presence-absence. *Acta Oecologica* 31:361–369.
- LATTANZI, F. A.** 2010. C3/C4 grasslands and climate change. Pp. 3-13 in *Grassland in a changing world* (Schnyder, H., J. Isselstein, F. Taube, K. Auerswald, J. Schellberg, M. Wachendorf, A. Herrmann, M. Gierus, N. Wrage, and A. Hopkins, eds). Universität

Göttingen, European Grassland Federation. CIUDAD, Germany.

- LEACH, K., R. KELLY, A. CAMERON, W. I. MONTGOMERY, AND N. REID.** 2014. Response to climate change is related to species traits in the Lagomorpha. <http://biorxiv.org/> from
- LEVINSKY, I., F. SKOV, J. C. SVENNING, AND C. RAHBEK.** 2007. Potential impacts of climate change on the distributions and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity Conservation* 16:3803–3816.
- LIDICKER, W. Z.** 2015. Mammalian conservation: scientific frontiers and socio-political pitfalls. *Therya* 6:1–10.
- LORENZO, C., O. RETANA-GUIASCON, F. A. CERVANTES, J. VARGAS, AND G. L. PORTALES.** 2000. Status survey of the critically endangered *Lepus flavigularis*. Final report to Chicago Zoological Society. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, F. BARRAGÁN, AND J. VARGAS.** 2006. New records of the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) from Oaxaca, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 51:116–119.
- LORENZO, C., T. M. RIOJA, A. CARRILLO, AND F. A. CERVANTES.** 2008. Population fluctuations of *Lepus flavigularis* (Lagomorpha: Leporidae) at Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 24:207–220.
- LORENZO, C., A. CARRILLO-REYES, M. GÓMEZ-SÁNCHEZ, A. VELÁZQUEZ, AND E. ESPINOZA.** 2011. Diet of the endangered Tehuantepec jackrabbit, *Lepus flavigularis*. *Therya* 2:67–76.
- LORENZO, C., A. CARRILLO-REYES, T. M. RIOJA-PARADELA, M. DE LA PAZ CUEVAS, J. BOLAÑOS CITALÁN, AND S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA.** 2014. Estado actual de conservación de liebres y conejos en categoría de riesgo en México. Technical Report. Project HK052. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- MCCARTY, J. P.** 2001. Ecological Consequences of Recent Climate Change. *Conservation Biology* 15:320–331.
- ORTIZ, P., J. R. HERNÁNDEZ, AND J. M. FIGUEROA.** 2004. Reconocimiento Fisiográfico y geomorfológico. Pp. 43-54 in *Biodiversidad de Oaxaca* (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza - World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- OSBORNE, C. P.** 2008. Atmosphere, ecology and evolution: what drove the Miocene expansion of C4 grasslands?. *Journal of Ecology* 96:35–45.
- PANERO, J. L.** 2003. Catálogo electrónico de especímenes depositados en el Herbario de la, Universidad de Texas en Austin, Fase IV. Herbarium. The University of Texas. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. AE013.
- PARRA, G., E. MARTÍNEZ-MEYER, AND G. PÉREZ.** 2005. Forecasting climate change effects on Salamander distribution in the Highlands of central Mexico. *Biotropica* 37:202–208.
- PETERSON, A. T., M. A. ORTEGA-HUERTA, J. BARTLEY, V. SÁNCHEZ-CORDERO, J. SOBERÓN, R. H. BUDDEMEIER, AND D. R. B. STOCKWELL.** 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416:626–629.
- PETERSON, A. T.** 2003. Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology* 9:647–655.
- PETERSON, A. T., E. MARTÍNEZ-MEYER, C. GONZÁLEZ-SALAZAR, AND P. W. HALL.** 2004. Modeled climate change effects on distributions of Canadian butterfly species. *Canadian Journal of Zoology* 82:851–858.
- PETERSON, A. T., J. SOBERÓN, R. G. PEARSON, R. P. ANDERSON, E. MARTÍNEZ-MEYER, M. NAKAMURA, AND M. B. ARAÚJO.** 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press. Princeton, EE. UU.
- PÉVET, P.** 1987. Environmental control of the annual reproductive cycle in mammals: role of

- the pineal gland. *Comparative Physiology of Environmental Adaptations* 3:82–100.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, AND R. E. SCHAPIRE.** 2006. A maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- PORTALES-BETANCOUR, G., L. HERNÁNDEZ, F. A. CERVANTES, AND J. W. LAUNDRE.** 2004. Reproduction of Black-tailed jackrabbits (*Lagomorpha: Lepus californicus*) in relation to environmental factors in the Chihuahuan Desert, México. *The Southwestern Naturalist* 49:359–366.
- PORTALES-BETANCOURT, G. L., L. HERNÁNDEZ, J. W. LAUNDRE, AND F. A. CERVANTES.** 2012. Reproducción y densidad de la liebre cola-negra (*Lepus californicus*) en relación a factores ambientales, en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Desierto Chihuahuense. *Therya* 3:171–183.
- RIahi, K., A. GRUEBLER, AND N. NAKICENOVIC.** 2007. Scenarios of long-term socio-economic and environmental development under climate stabilization. *Technological Forecasting and Social Change* 74:887–935.
- RICO, Y., C. LORENZO, F. X. GONZÁLEZ- CÓZATL, AND E. ESPINOZA.** 2008. Phylogeography and population structure of the endangered Tehuantepec jackrabbit *Lepus flavigularis*: implications for conservation. *Conservation Genetics* 9:1467–1477.
- RIOJA, T., C. LORENZO, E. NARANJO, L. SCOTT, AND A. CARRILLO-REYES.** 2011. Breeding and parental care in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 71:56–66.
- RIOJA, T., F. HERNÁNDEZ, G. CASTAÑEDA, A. CARRILLO, C. LORENZO, AND M. GÓMEZ.** In review. Trophic interactions between an endangered mammal and cattle: Implications for management practices. *Acta Oecologica*.
- RZEDOWSKI, J.** 2006. Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V., C. VERÓNICA, M. MUNGUÍA, AND S. SARKAR.** 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2:11–23.
- SÁNTIZ, E.** 2002. Distribución y abundancia de la liebre endémica *Lepus flavigularis* y el conejo castellano *Sylvilagus floridanus* (Mammalia: Lagomorpha) en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutierrez, México.
- SÁNTIZ, E.** 2005. Selección de hábitat y densidad poblacional de la liebre del Istmo *Lepus flavigularis* (Wagner 1844) en Oaxaca, México. Tesis de Maestría, Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México.
- SÁNTIZ, E. C., A. GONZÁLEZ-ROMERO, C. LORENZO, S. GALLINA-TESSARO, AND F. A. CERVANTES.** 2012. Uso y selección de asociaciones vegetales por la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Oaxaca, México. *Therya* 3:127–136.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-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. Ciudad de México, México.
- SIQUEIRA, M. F. D., AND A. T. PETERSON.** 2003. Global climate change consequences for cerrado? tree species. *Biota Neotropica* 3:1–14.
- SOBERÓN, J., AND A. T. PETERSON.** 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1–10.
- THUILLER, W., M. B. ARAUJO, AND S. LAVOREL.** 2004. Do we need land-cover data to model

- species distributions in Europe?. *Journal of Biogeography* 31:353-361.
- TORRES-COLÍN, R.** 2004. Tipos de vegetación. Pp. 105-117 in *Biodiversidad de Oaxaca* (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza - World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- TRIVIÑO, M., W. THULLER, M. CABEZA, T. HICKLER, AND M. B. ARAUJO.** 2011. The Contribution of Vegetation and Landscape Configuration for Predicting Environmental Change Impacts on Iberian Birds. *PLoS ONE* 6:1–10.
- VARGAS, J.** 2000. Distribución, abundancia y hábitat de la liebre endémica *Lepus flavigularis* (Mammalia: Lagomorpha). Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- VARGAS, Z.** 2001. Valoración de los vertebrados terrestres por huaves y zapotecas del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Tesis de maestría, El Colegio de La Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- VILLASEÑOR, J. L.** 2008. La familia Asteraceae en México, fase V. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. FE004.
- WARREN, D. L., A. N. WRIGHT, S. N. SEIFERT, AND H. B. SHAFFER.** 2014. Incorporating model complexity and spatial sampling bias into ecological niche models of climate change risks faced by 90 California vertebrate species of concern. *Diversity and Distribution* 20:334–343.

Submitted: November 20, 2015

Reviewed: January 26, 2016

Accepted: January 26, 2016

Associated editor: Williams Lidicker

Alimentación de *Macrotus waterhousii* (Chiroptera: Phyllostomidae) en el centro de México

Food items of *Macrotus waterhousii* (Chiroptera: Phyllostomidae) in central Mexico

Óscar Sánchez*¹ and Don E. Wilson²

¹ Las Flores, San Lorenzo Tepaltitlán 50018, Estado de México, México. E-mail: teotenango@yahoo.com (OS)

² Division of Mammals, National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Washington, D.C., EE. UU. E-mail: wilson@si.edu (DEW)

*Corresponding author

Macrotus waterhousii is a phyllostomid bat whose diet is poorly known, particularly in semiarid and temperate central Mexico. In this work additional information is reported from food remains discarded by this bat, including taxonomic composition, frequencies and size range of consumed insects; the assessment of a prediction on prey hardness of food insects, at the ordinal level; relative energy reward of insect prey in the sample; a comparison of the composition of the food sample from the arid study locality against one from a subtropical-temperate site; and brief comments on the known ecological importance of particular prey in the arid site. A sample of insect food remains discarded by *Macrotus waterhousii bulleri*, was recovered from under a roost in semiarid northern Querétaro, Mexico. The taxonomic identity, estimated relative abundance, size, hardness, and ecological relations of prey species in the sample were studied and results were compared with reference to feeding ecology. A comparison of the data with available information on food taken by *Macrotus waterhousii mexicanus* in temperate-subtropical central Mexico was made. Information on the importance of the most relevant identified insects was extracted from literature and analyzed. In Querétaro, Lepidoptera, Hymenoptera, and Coleoptera were frequent; moths dominated but, as a single species, the (winged) ant, *Atta mexicana* was most frequent. Nocturnal insects were frequent; diurnal ones may have been gleaned at night. A sample from Estado de México featured Orthoptera, Coleoptera, and Lepidoptera. Wingspan range of frequent prey in Querétaro was 25-80 mm, but moths over 70 mm were over one fifth of the sample. Prey hardness estimation was similar to that for *Macrotus californicus*. Some insects identified are of ecologic and agricultural relevance. Insects known to be seasonally abundant in the environment were also abundant in the sample, presumably captured according to that availability. However this bat, aside from eating insects of moderate size in proportion to its jaw size, is also capable of capturing large moths and these may represent a significant energy intake. Most insects are nocturnal species. The taxonomic composition of the food samples from both areas suggests that *M. waterhousii (sensu lato)* may be mostly an opportunistic predator. Local insect fauna composition and dynamics may be hypothesized to influence food taken by *M. waterhousii*. Several insect species consumed by this bat in semiarid Querétaro have crucial roles in the ecology of arid land vegetation, as well as some economic importance for agriculture as pests.

Macrotus waterhousii es un murciélago filostómido cuya dieta se conoce pobremente, particularmente en áreas semiáridas y templadas del centro de México. Este trabajo aporta información adicional a partir de restos de alimentos descartados por este murciélago incluyendo: composición taxonómica, frecuencias e intervalo de tamaño de los insectos consumidos; evaluación de una predicción sobre dureza de presas al nivel de órdenes entomológicos; recompensa energética relativa de los insectos en la muestra; una comparación de la composición de la muestra de restos alimenticios del sitio árido con una de un sitio subtropical-templado; y comentarios breves sobre la importancia ecológica de presas particulares en el sitio árido. Se recuperó una muestra de restos de insectos descartados por *Macrotus waterhousii bulleri* bajo un refugio en el norte semiárido de Querétaro, México. Se estudiaron la identidad taxonómica, la abundancia relativa estimada, el tamaño, dureza estimada y relaciones ecológicas de los insectos presa y se contrastaron los resultados en referencia a la ecología de la alimentación de este quiróptero. Se compararon los resultados con información disponible sobre alimentación de *Macrotus waterhousii mexicanus* en un sitio templado-subtropical de México central. Se extrajo y estudió información de literatura sobre la importancia de los insectos más relevantes en la muestra. En Querétaro fueron frecuentes Lepidoptera, Hymenoptera y Coleoptera; dominaron las mariposas nocturnas pero la hormiga *Atta mexicana* fue la más frecuente. Predominaron insectos nocturnos; los diurnos pudieron ser recogidos posados, por la noche. Un reporte del Estado de México incluyó Orthoptera, Coleoptera y Lepidoptera. La envergadura de presas frecuentes en Querétaro fue de 25-80 mm, pero más de una quinta parte fueron mariposas nocturnas de más de 70 mm. La dureza estimada de presas es similar a la de *Macrotus californicus*. Algunos de los insectos identificados tienen relevancia ecológica o en la agricultura. Insectos que se sabe son abundantes estacionalmente en el ambiente fueron también abundantes en la muestra, presumiblemente capturados conforme a esa disponibilidad. Sin embargo, este murciélago, además de alimentarse de insectos de tamaño moderado en proporción al tamaño y estructura de sus mandíbulas, también es capaz de capturar mariposas nocturnas grandes y éstas pueden representar un ingreso significativo de energía. La mayoría de los insectos son especies nocturnas. La composición taxonómica de las muestras de restos de alimento en ambos sitios sugiere que *M. waterhousii (sensu lato)* puede ser principalmente un depredador oportunista. Puede formularse la hipótesis de que la composición local de la fauna de insectos y su dinámica influyen en el alimento tomado por *M. waterhousii*. Varias especies de insectos consumidos por este murciélago en la parte semiárida de Querétaro tienen papeles cruciales en la ecología de la vegetación árida, así como cierta importancia económica para la agricultura, como plagas.

Key words: diet, Estado de México, insectivory, *Macrotus waterhousii*, Querétaro.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introduction

The chiropteran genus *Macrotus* comprises two species: *M. waterhousii* (western, central and southern Mexico, Guatemala, and the Antilles; [Simmons 2005](#); [Medellín et al. 1997](#)), and *M. californicus* (southwestern United States of America, the Baja California Peninsula and Sonora, Mexico, [Simmons 2005](#)). Within the former taxon, the subspecies *M. w. bulleri* inhabits western and central Mexico, while *M. w. mexicanus* occurs from the Mexican Transvocalic Belt south to Chiapas and Yucatan ([Jones and Carter 1976](#)). Other subspecies of *M. waterhousii* are known from the West Indies ([Jones and Carter 1976](#)).

Generally, during the day individuals of *M. waterhousii* rest in thermally stable caves, tunnels, or mines, and during nocturnal activity may carry their prey to places where they can perch and eat without disturbance, much as has been observed for its sister species *M. californicus* ([Bell et al. 1986](#)). Insects are not consumed in their entirety; less edible parts are discarded and exoskeletal remains, such as wings and legs, are dropped to the ground in the process ([Wilson 1973](#); [Gardner 1977](#); [Dunkle and Bellwood 1982](#)). Despite this favorable circumstance for dietary studies, there are few analyses of samples of such remains for *M. waterhousii*.

Macrotus waterhousii and *M. californicus* are mainly insectivorous, and at least the latter has been reported to have an energetically austere pattern of foraging that relies on visual prey location ([Bell 1985](#); [Bell and Fenton 1986](#); [Bell et al. 1986](#)). Recent evidence indicates low intensity, frequency modulated echolocation capabilities for *M. waterhousii* ([Murray et al. 2009](#)); however, three-dimensional echolocation approach to prey needs to be investigated, as it can be an important feature for recognition of night-perching prey in total darkness.

The composition of food taken by *M. waterhousii* is not sufficiently documented. Considered a mainly insectivorous species, for more than a century it has remained unclear if fruit consumption is merely casual or more purposeful ([Dobson 1878](#)). Another report of fruit consumption by *M. waterhousii* is available from Jamaica ([Osburn 1865](#), quoting his informants).

Insects, particularly Odonata, have been cited as food for *M. waterhousii* (again, along with some evidence of fruit; [Gardner 1977](#)). Other available information is as follows: In the Turks & Caicos Islands of the Antilles, [McCarthy \(1982\)](#) found *M. w. waterhousii* capturing giant cockroaches, tettigoniids and large *Erebus* moths. In Mexico there is one report of insect remains left by *M. w. mexicanus* in a site with deciduous tropical forests within the Rio Balsas Basin (Guerrero), which included mainly orthopterans of the genus *Microcentrum* (Tettigoniidae), and noctuid moths (*Erebus* sp., [Villa-Ramírez 1967](#)); interestingly, several noctuid moths (*Erebus* is now placed in the family Erebidae) are well known for their habit of ceasing wing beats during flight in response to the presence of foraging insectivorous bats ([Hoy 1992](#)). More recently, in Jamaica, *M. waterhousii* was reported feeding mainly on Lepidoptera, then Diptera, and Coleoptera, as determined by molecular sequencing of faecal samples ([Emrich et al. 2013](#)).

[Barboza-Eguiluz and Bernal-Jiménez \(1992\)](#) recorded the composition of insect remains at the order-level in a sample collected by one of us (Ó. Sánchez) under a refuge of *M. w. mexicanus* in Nanchititla, SW Estado de México, Mexico. These authors reported the orders Orthoptera, Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera, and Odonata.

The other species of the genus, *M. californicus*, very similar in size and structure to *M. waterhousii*, is known to capture insects both in flight and perched on exposed twigs, or even on the ground ([Bell and Fenton 1986](#)). Some insects have been documented to rest in this way ([Williams 1935](#)) but others must be captured in full flight and, furthermore, some moths are known to depend on swift, low-altitude air currents, especially those associated with night thermal inversions ([Beerwinkle et al. 1994](#)). These and other factors can influence actual food availability for bats such as both species of *Macrotus*.

Known insect prey of *M. californicus* include acridid and tettigoniid orthopterans, cerambycid and scarabaeid beetles, as well as caterpillars and adults of noctuid and sphingid moths; this bat also has been documented to consume wild fruit, at least on occasion ([Ross 1967](#); [Gardner 1977](#)). In Arizona, *M. californicus* was found to feed on grasshoppers, tettigoniids, cerambycid beetles, cicadid homopterans, and sphingid and noctuid moths; as well as fruit of some cactus species ([Hoffmeister 1986](#)). [Ross \(1967\)](#) reported large Orthoptera, Coleoptera, and Lepidoptera as prey of *M. californicus* in Arizona and California.

[Freeman \(1981\)](#) analyzed correspondence of jaw and teeth morphology (jaw thickness, canine length, molar size, and extent of reduction of M^3) and relative hardness of food consumed by several insectivorous bats, measured with a categorical, conventional scale from 1 to 5 applied to insect orders, and determining the average hardness of prey (hereafter AH). Scores assigned by Freeman to prey insect Orders reported by [Ross \(1967\)](#) as food of *M. californicus* resulted in an intermediate AH. Information on this aspect is lacking for *M. waterhousii*.

Optimal diet theory ([Sih and Christensen 2001](#)) would predict that under closely similar availability, larger prey might be favored in terms of a greater energetic compensation for the predator. Nevertheless, a combination of pursuit and subduing costs ([Griffiths 1980](#)) must be taken into account. On the other hand some insects are highly seasonal, and this limits their availability as prey ([Williams 1935](#); [Tuskes et al. 1996](#)); and even behavioral trends of others also tend to exert a counterbalancing influence. Factors like these render this theory controversial in certain cases. On the other hand, recently, [Segura-Trujillo et al \(2016\)](#) analyzed diet reports for a variety of Nearctic and Neotropical bats, and concluded that feeding guilds in bats may be better understood if approached considering also prey flying abilities and exoskeletal hardness. Although no species of *Macrotus* was included in that study, its classical allocation as a gleaner will probably need to be reviewed when more information on its diet is available.

In this respect, [Dunkle and Bellwood \(1982\)](#) stated that there was no conclusive evidence for opportunism versus preference for particular prey taxa below the order and family levels, or for prey-size range for *M. waterhousii*.

Some species of various insect orders known to be preyed upon by *Macrotus* spp. can be relevant for foliar dynamics ([Smith 1963](#); [Mintzer 1979](#)) and for plant life cycles ([Deloach and Cuda 1994](#)). Other arthropod species pursued by various insectivorous bats can be of potential importance for agriculture ([McCracken 1996](#)).

The present work presents additional, more detailed evidence on the diet of *M. waterhousii bulleri*, based on a sample of food remains found under a roost in a locality of arid central Mexico. It aims to: a) describe the taxonomic composition of prey as close as possible at the species level, and estimate their frequencies; b) evaluate the size range of prey in the sample; c) test the prediction of intermediate prey hardness (AH) at the order level, derivable for *M. waterhousii* from [Freeman's \(1981\)](#) hypothesis; d) indicatively compare relative energy reward of insect prey in the sample; e) compare overall composition of the food sample from the arid locality against one from a subtropical-temperate site; and f) briefly comment on the known ecological importance of particular prey in the arid site.

Materials and methods

The study site in Peña Blanca, Querétaro. The abandoned mine is located 500 m E Peña Blanca, Querétaro, Mexico (lat 21.0454, long -99.7473; 1360 m; Figure 1). The mine follows a very slightly inclined course, at least to where the *M. w. bulleri* were roosting. Vegetation around the opening of the mine is semiarid scrub and features *Acacia vernicosa*, *A. schaffneri*, *Fouquieria splendens*, *Mimosa* spp., *Karwinskia mollis*, *Prosopis laevigata*, *Opuntia* spp. and *Agave lecheguilla*, among other plants (see also [Zamudio 1984](#)). A small temporary arroyo exists near the entrance of the mine.

The comparative site in Nanchititla, Estado de México. This locality is the vicinity of the present-day Estación Biológica Sierra de Nanchititla, established in 2004-2006 (lat 18.8654, long -100.4158, 1750 m; Figure 1) within the mountain complex of the same name in the southwestern part of Estado de México, and 250 km SSW of the Querétaro site. It harbors oak-pine forest, and is just above the upper limit of deciduous tropical forest.

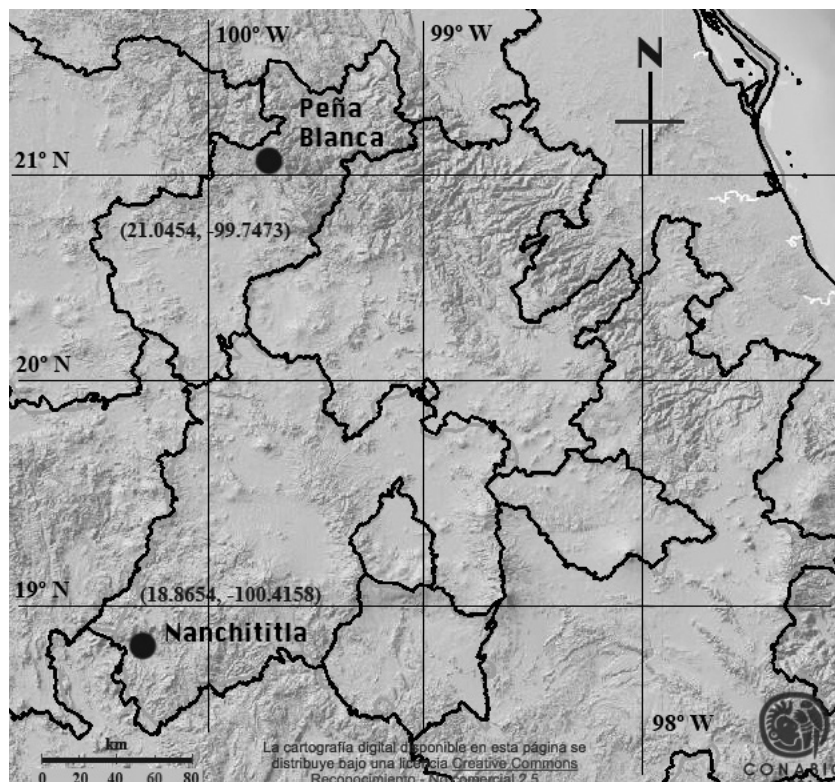


Figure 1. Geographic location of two study sites of Central Mexico. In Peña Blanca, Querétaro, the information on food was taken by *Macrotus waterhousii*. Base map taken from CONABIO (2012)

Insect materials and analyses. Food remains left by a group of *M. w. bulleri* were collected under their roost at the twilight zone of the abandoned mine. The site was visited on July 7th, 1983; at that time it was occupied by *ca.* 40 *M. w. bulleri*, and five were captured as vouchers and deposited in the National Collection of Mammals at the Instituto de Biología, UNAM (CNMA 20013, 20014 and 20017, females; and 20015 and 20016, males).

The sample of insect remains in Nanchititla was collected by Ó. Sánchez on April 4, 1989, from a refuge of *M. w. mexicanus* below a tile roof. Only three bats were seen at the time of collection of the sample, but the amount of insect remains suggested either a larger group or persistent utilization of the roost.

We carefully picked up all insect remains. The exoskeletal (mostly wings and legs) materials were placed and transported in cotton-cushioned boxes, so that further fragmentation was avoided. These materials were separated in the laboratory, identified to orders and families and, with the help of expert entomologists from the Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, to genus and species whenever possible. These insect remains were left in the respective laboratories.

Assuming that all or most insects captured by the bats were directly consumed above the site where the remains were accumulated, we estimated the numbers of individual insects of each taxon in the sample on the basis of the number of paired appendages and/or heads present. The proportional occurrence of these taxa in the sample was studied at two taxonomic levels, order and family, calculating percentages to facilitate comparisons. Genus and species were considered for other analyses, pertaining to size and ecological relations.

Size of the most abundant prey taxa in our sample was assessed with the aid of published measurements for the particular species; wingspan dimensions of the most frequent prey taxa were obtained from the Bug Guide Group, hosted at Iowa State University (2014). With these data frequency and size relationships were studied.

Insect orders found in the sample were ranked following the invertebrate general body hardness scale devised by [Freeman \(1981\)](#); numbers correspond to scores, in ascending order of hardness: 1) Ephemeroptera, Isoptera, Trichoptera, Plecoptera, Neuroptera, Mecoptera, and Diptera; 2) Araneida, Odonata, Homoptera and Lepidoptera; 3) Orthoptera and Scorpionida; 4) Hemiptera, Hymenoptera, Chilopoda, Diplopoda and large Aeschnoidea; and 5) Coleoptera. The corresponding scores were weighted with the estimated frequencies as done by that author, thus obtaining the final prey hardness indicator.

In order to assess the composition of the sample with regard to energy content of prey taken by *M. waterhousii*, a general indirect index of energy reward was devised. Assuming that large body size of prey implies more energy reward for a predator, a size indicator (wingspan) of a given insect prey species was multiplied by its estimated frequency in the sample, and the result was taken as a general indicator of energy input and labeled as Energy Reward Indicator; ERI. The ERI was calculated for the eight most frequent insect taxa (> 20 individuals) that were effectively determined to species in the sample, except for one noctuid moth which ranked sixth in frequency with $n = 26$, but could not be positively determined to species, which prevented proper wingspan allocation. Log ERI was regressed against log raw frequency; data were processed with PAST3 software ([Hammer 2015](#)).

In relation to the comparison with a food sample from a more mesic environment, we relied on the insect identifications published by [Barboza-Eguiluz and Bernal-](#)

[Jiménez \(1992\)](#), on the basis of a food sample of *M. waterhousii* from Nanchititla, State of Mexico. Insect prey data from Peña Blanca (an arid region) were compared with those of Nanchititla (oak-pine forest, just above tropical deciduous forest), at the same level of identification (*i. e.* families), and a general comparison of overall insect diversity was done with Shannon-Wiener's H' estimate ($H' = -\sum p_i \ln p_i$), calculating the evenness value as $H'/H'_{\max} = H' / \ln S$ ([Magurran and McGill 2011](#)).

A brief revision of published ecological relationships of main insect prey species present in the sample from Peña Blanca, Querétaro, including human interests such as agriculture, was also performed.

Results

Taxonomic composition and proportions of prey in the sample from Peña Blanca. Food remains discarded by *M. w. bulleri* at Peña Blanca were estimated to represent 661 individual insects (mostly wings and legs). No other arthropods were found, neither fruit pulp nor seeds were observed among the food remains or directly attached to the voucher specimens; insect species and genera arranged by orders and families are shown in Table 1. At the ordinal level, the greatest percentage of items consumed by *M. w. bulleri* (341 out of 661; 51.59 %) is represented by Lepidoptera (within this order the families Erebididae, Saturnidae, and Sphingidae were most prevalent, followed by Noctuidae; together, the four moth families represent 49.47 % of the total sample). The Order Hymenoptera follows, represented by an estimated 192 individuals (29.05 %), notably all from a single species of the family Formicidae (the winged stage of the ant *Atta mexicana*). Although more modestly, the Orders Coleoptera (8.47 %, mainly Scarabaeidae), Orthoptera (6.51 %, mainly Acrididae and Tettigoniidae), and Neuroptera (3.33 %) were also present. Proportions of Odonata, Homoptera and Isoptera were all low (under 1 %; Table 1; Figure 2). Determinations provided at the family, genus and species levels, helped us study the frequencies of some particular

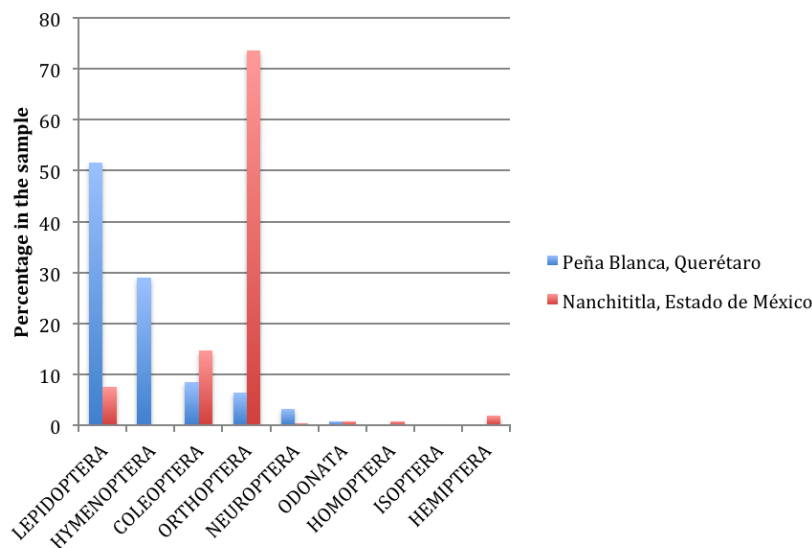


Figure 2. Order level composition of two food samples from *M. waterhousii*. Data for Querétaro are from Table 1. The list for Nanchititla, Estado de México (Barboza-Eguiluz and Bernal-Jiménez 1992), at the order level (and family) indicates percentages as follows: Orthoptera (73.63 % of the total sample: Acrididae 50 %, Tettigoniidae 17.01 % and Gryllidae 6.62 %); Coleoptera, Cerambycidae (14.70 %); Lepidoptera (7.56 % of the sample: Noctuidae 5.04 %, Geometridae 0.84 %, Arctiidae 0.84 %) and Pyralidae 0.84 %); Hemiptera, Coreidae (2.01 %); Odonata: (0.84 %); Homoptera (0.84 %); and Neuroptera (0.42 %).

taxa in the food sample left by *M. w. bulleri* in the Peña Blanca site (Figure 3).

Although as mentioned above, lepidopterans of several different families represented the bulk of consumed prey (both in number and mass considering the size of several moths; see the section on size, below), as a single species the winged form of the “arriera” ant (*Atta mexicana*) was the most frequent specific taxon at 29.05 % of the total sample. Among erbid moths, *Melipotis indomita* was highest in frequency (14.37 %); the saturnid moth, *Sphingicampa hubbardi* followed closely with (12.86 %); and among sphingids, *Callionima parce* accounted for 10.44 %. Scarabaeid beetles, *Phyllophaga* cf. *ravida*, comprised 5.60 %. Among noctuid moths an undetermined genus followed with 3.93 %, and the species *Helicoverpa (Heliothis) zea* with 3.03 %. Antlions (Neuroptera: Myrmeleontidae cf. *Brachynemurus*) were represented by an estimated 3.03 %. We also recovered remains of acridid grasshoppers, *Trimerotropis* cf. *pallidipennis* (1.66 %). In all, the particular taxa mentioned above account for 554 individuals (83.97 %) of the sample we analyzed.

Atta mexicana, most lepidopterans, Neuroptera, and Isoptera found in Peña Blanca are crepuscular or nocturnally flying species that constitute 84.09 % of food items identified, and only 19.4 % of insects identified are known to be truly diurnal fliers such as anisopteran odonates; among the latter there was an unidentified species of the genus *Anax* (family Aeshnidae), and other of *Tramea* (family Libellulidae).

Size distribution of prey in the Peña Blanca sample. Size of the eight most frequent prey species in the sample (see taxa in Table 1) varies in known wingspan between 25 and 80 mm. Based on these published measurements the analysis of average wingspan for these eight taxa revealed that most frequent prey were 51 ± 14.01 mm in width. The smallest taxon among prey found in the sample was *Helicoverpa zea*, with a known average wingspan of 38.5 mm. Figure 4 summarizes these results. The wingspan range as published ([Bug Guide Group 2014](#)) for the eight most frequent prey species was ample, but the two most frequent species in the sample (the winged form of the ant

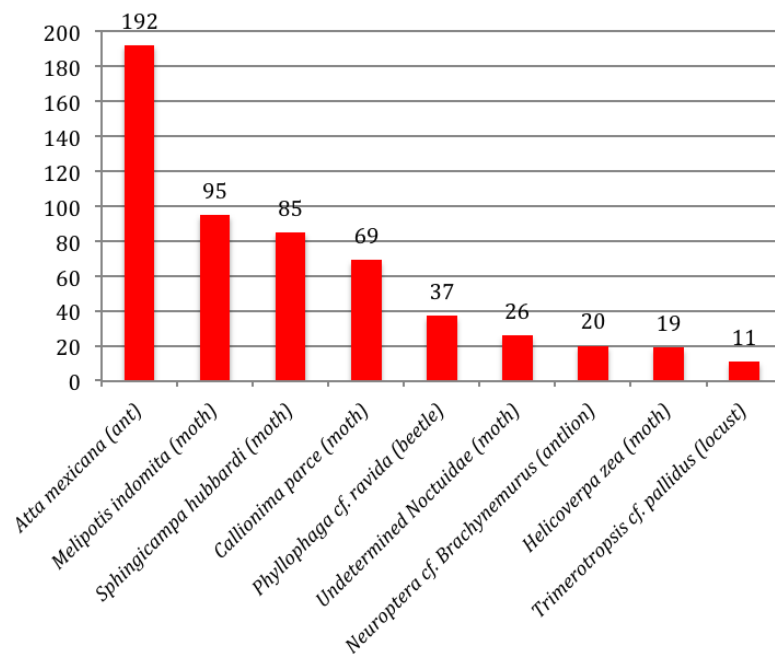


Figure 3. Estimated number of individuals of most frequent insect taxa identified in the food sample of *M. waterhousii* from Querétaro. Percentages are mentioned in the text.

Atta mexicana and the moth *Melipotis indomita*, together accounting for 43.42 % of the sample) have a known average wingspan of slightly less than 45 mm. Four other relatively frequent prey species in the sample, the white-grub imagos (*Phyllophaga cf. ravida*), an antlion (cf. *Brachynemurus*), another moth (*Helicoverpa zea*), and a locust (*Trimerotropis cf. pallidipennis*), ranged from 37.5 to 52.5 mm in wingspan. It was surprising that the largest moths, *Sphingicampa hubbardi* and *Callionima parce*, with average wingspans of 71.5 and 73.5 mm respectively, represented 23.3 % of the sample.

Average relative hardness of consumed prey. Considering that *M. waterhousii* is similar to *M. californicus* in overall size, and also in jaw and dental structure, the average hardness (AH) score for consumed prey in our samples at the Order level (*sensu* Freeman (1981)) was expected to be similar to the 3.3 average score reported in that work for the most important prey for *M. californicus* (mostly >10 % of the total sample reported by Ross in 1967). With the same treatment for the sample for *M. waterhousii* from Peña Blanca, our results were AH = 3.6 (Lepidoptera, Hymenoptera, and Coleoptera), and AH = 3.3 (Orthoptera, Coleoptera, and Lepidoptera) for that from Nanchititla.

Estimation of energy reward from prey in the sample. In a linear regression of the logarithm of prey frequency against the logarithm of the Energetic Reward Index (ERI) of the insect species in the sample, two intermediately frequent –and large– moths (*Sphingicampa hubbardi* and *Callionima parce*) fall outside and above the 95 % confidence interval. This may indicate that these more energetically rewarding prey species were deliberately pursued by this bat, despite the greater effort required for their capture. All other prey fall within the confidence interval, including the more frequent but much smaller moth *Melipotis indomita* and the also small and seasonally abundant *Atta mexicana* (Figure 5).

Comparison with data from the subtropical site. The overall composition at the ordinal level of the samples from Peña Blanca, Querétaro (this work) and Nanchititla,

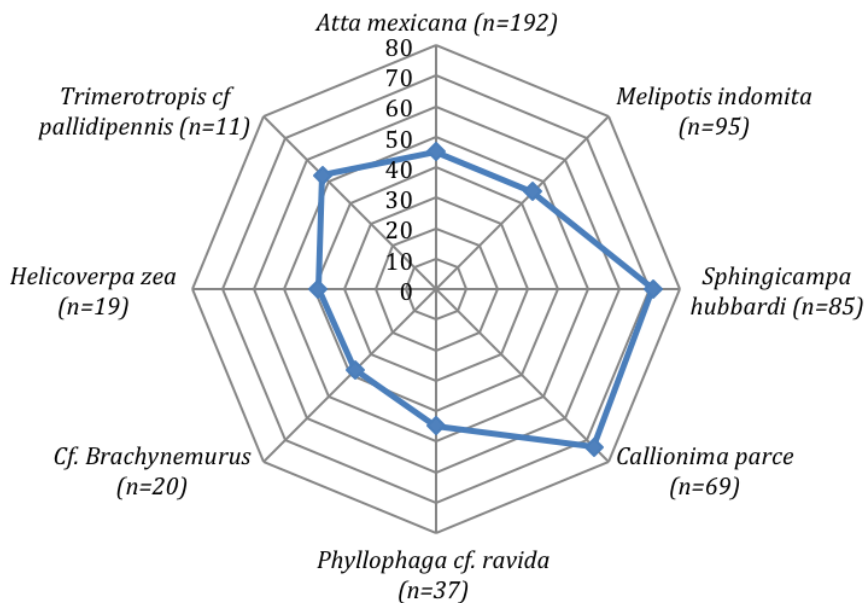


Figure 4. Average known wingspan for eight of the most frequent taxa of insects found in the sample of food remains discarded by *Macrotus waterhousii* collected in Peña Blanca, Querétaro, according to published sources (Bug Guide Group 2014). Insect taxa are ordered clockwise, according to decreasing abundance in the sample; measurements are in millimeters (an unidentified noctuid moth was excluded since its specific wingspan can not be determined).

Table 1. Composition of the sample of insect food remains left by *Macrotus waterhousii bulleri* in a roost in Peña Blanca, Querétaro. The minimum number of individuals, estimated on the basis of fragments found, is shown. Subtotals by groups are shown in parentheses. *Some authors have included Mantidae in the Order Mantodea, and Blattidae in Blattodea.

Order	Family	Genus	Species	Individuals estimated	
Lepidoptera (341)	Erebidae (97)	<i>Melipotis</i>	<i>indomita</i>	95	
		<i>Catocala</i>	sp.	2	
	Saturniidae (92)	<i>Sphingicampa</i>	<i>hubbardi</i>	85	
		<i>Automeris</i>	sp.	7	
	Sphingidae(90)	<i>Callionima</i>	<i>parce</i>	69	
		<i>Callionima</i>	sp.	7	
		<i>Erinnyis</i>	<i>alope</i>	5	
		<i>Erinnyis</i>	<i>ello</i>	2	
		<i>Xylophanes</i>	<i>pluto</i>	2	
		<i>Sphinx</i>	sp.	1	
		<i>Smerinthus</i>	<i>saliceti</i>	1	
		<i>Erinnyis</i>	<i>obscura</i>	1	
		<i>Adhemarius</i>	sp.	1	
		<i>Agrius</i>	<i>cingulatus</i>	1	
	Noctuidae (48)	Gen.	sp.	26	
		<i>Helicoverpa</i> (<i>Heliothis</i>)	<i>zea</i>	19	
		<i>Mythimna</i>	<i>unipuncta</i>	2	
		<i>Lycophotia</i>	sp.	1	
		Bombycidae (10)	<i>Apatelodes</i>	sp.	10
		undetermined (3)	Gen.	sp.	3
Crambidae (1)	<i>Megastes</i>	<i>praxiteles</i>	1		
Hymenoptera (192)	Formicidae (192)	<i>Atta</i>	<i>mexicana</i>	192	
Coleoptera (56)	Scarabaeidae (48)	<i>Phyllophaga</i>	<i>cf. ravida</i>	37	
		Gen.	sp.	4	
		<i>Phanaeus</i>	sp.	3	
		<i>Diplotaxis</i>	sp.	2	
		<i>Pelidnota</i>	sp.	2	
	Elateridae (6)	Gen.	sp.	6	
	Cerambycidae (2)	Gen.	sp.	2	
	Orthoptera (43)	Acrididae (25)	<i>Trimerotropis</i>	<i>cf. pallidipennis</i>	11
			Gen.	sp.	4
			Gen.	sp.	4
			<i>Schistocerca</i>	sp.	3
			<i>Heliastus</i>	sp.	2
			<i>Arphia</i>	sp.	1
		Tettigoniidae (14)	<i>Amblycorypha</i>	sp.	5
Gen.			sp.	5	
<i>Neoconocephalus</i>			sp.	2	
<i>Chloroscirtus</i>			sp.	1	
<i>Microcentrum</i>	sp.		1		
*Mantidae (2)	<i>Stagmomantis</i>		sp.	2	
*Blattidae (2)	Gen.	sp.	1		
	Gen.	sp.	1		
Neuroptera (22)	Myrmeleontidae (20)	<i>cf. Brachynemurus</i>	sp.	20	
	Ascalaphidae (2)	Gen.	sp.	2	
Odonata (5)	Aeshnidae (2)	<i>Anax</i>	sp.	2	
	Gomphidae (1)	<i>Erpetogomphus</i>	sp.	1	
	Libellulidae (2)	<i>Paltothemis</i>	sp.	1	
		<i>Tramea</i>	sp.	1	
Homoptera (1)	Cicadidae (1)	Gen.	sp.	1	
Isoptera (1)	undetermined (1)	Gen.	sp.	1	
			Total	661	

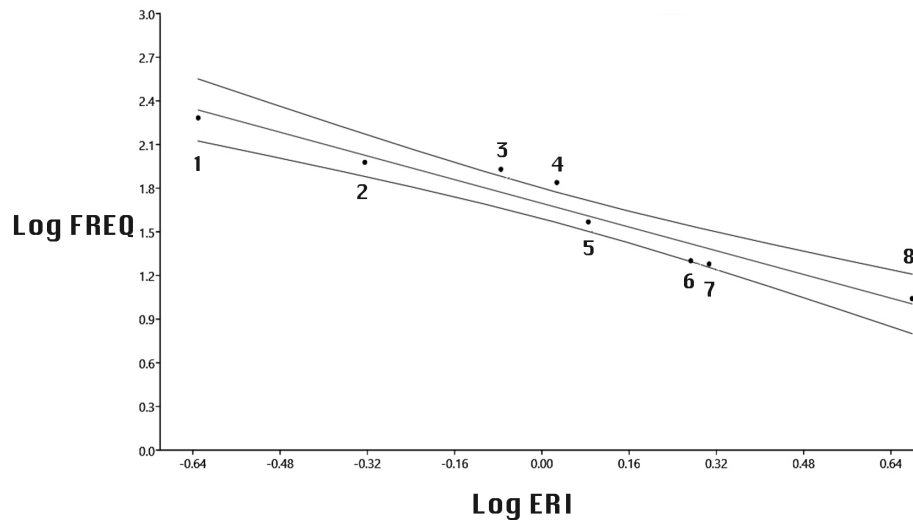


Figure 5. Wingspan of a given insect prey species multiplied by its frequency within the sample, of food remains left by *Macrotus waterhousii bulleri* in Querétaro, was taken as a general indicator of energy input (Energy Reward Indicator, ERI), and was calculated for eight most abundant insect prey species in the sample; then the log-transformed frequencies were regressed against log ERI ($r^2 = 0.93101$, confidence interval = 0.95). Insect taxon codes in the graph are: 1, *Atta mexicana*; 2, *Melipotis indomita*; 3, *Sphingicampa hubbardi*; 4, *Callionima parce*; 5, *Phyllophaga cf. ravidata*; 6, *Cf. Brachynemurus*; 7, *Helicoverpa (Heliotis) zea*; and 8, *Trimerotropis cf. pallidipennis*. *S. hubbardi* y *C. parce* were more frequent than statistically expected.

Estado de México ([Barboza-Eguiluz and Bernal-Jiménez \(1992\)](#)) reveals noticeable differences in the percentages (Figure 2). Among orthopterans, acridids represented half of consumed insects at Nanchititla followed by tettigoniids and gryllids. Long-horned beetles (Cerambycidae) made up 14.7 % and noctuid moths only 5.04 %. Together, these insect groups explain 93.3 % of the total in that sample.

The high importance of lepidopterans in the sample from Peña Blanca (51.58 %) contrasts with their low profile in that from Nanchititla (7.56 %). On the other hand, orthopterans were plentiful in the sample from Nanchititla (74.66 %), while they were not so abundant in Peña Blanca (6.50 %). Hymenopterans were the second most important group in Peña Blanca (29 %) but were absent in the sample from Nanchititla.

With the caveat we expressed before about comparisons, we found significant differences in proportions of Lepidoptera, Coleoptera and Orthoptera; *i.e.* those orders with more individuals in the samples ($\chi^2 = 240.70$, $g. l. = 2$, $n = 555$, $P = 0.001$). If all orders in both samples were considered, the difference would become even greater since some orders are present in one sample and not in the other, and viceversa.

A coarse assessment of the diversity of insect orders present in each food sample yielded Shannon-Wiener's H' values as follows: Peña Blanca 1.225, and Nanchititla 0.883. Evenness yielded: Peña Blanca 0.591, and Nanchititla 0.454. Maximum diversity (H_{max}): Peña Blanca 2.079, Nanchititla 1.945. Hence, diversity of insect orders was slightly greater in the sample from Peña Blanca, as was evenness in proportions of individuals.

Known ecological relationships of insect prey determined in the sample. The detailed revision of pertinent literature on the most important components of the food sample of *M. waterhousii* from Peña Blanca brought the following facts to attention: colonies of the ant, *Atta mexicana* are an important factor in the foliar dynamics of xeric plant communities, especially for plants such as *Larrea tridentata* and *Cercidium* spp. ([Smith 1963](#); [Mintzer 1979](#)); nuptial flights of *Atta* occur during only a few days,

usually coinciding with the first heavy rains ([Acuña et al. 2011](#)). The life cycle of the moth *Melipotis indomita* is intimately related to several species of mesquite plants (*Prosopis* spp.), so much that it has been proposed as a potential biocontrol agent for mesquite invasions ([Deloach and Cuda 1994](#)). The life cycle of the saturnid moth *Sphingicampa hubbardi* is linked also with mesquite, with *Acacia* spp., and with the “palo verde” (*Cercidium* spp.); adult moths emerge at dusk, only during a few weeks (eventually months) after the first heavy rains ([Tuskes et al. 1996](#)). Other sphingids, like *Callionima parce*, are known to fly between April and September in the southern USA, and northern and central Mexico, although little information is available on its natural history ([Brown and Donohue 1989](#)). The moth larvae of the corn earworm or maize worm *Helicoverpa (Heliothis) zea* are known to attack corn, tomatoes, sweet peppers, cabbage, and lettuce ([Flint 1985](#)); local and regional dispersion of this moth species is known to depend on swift, low-altitude air currents, especially those associated with night thermal inversions ([Beerwinkle et al. 1994](#)). The coleopterans more frequently found in the sample from Peña Blanca (*Phyllophaga* cf. *ravida*) are also of agricultural importance, both as larvae and as adults; they attack potatoes, and even some wild plants with starch-rich tubercular roots. After nearly two years growing as voracious larvae, adults emerge after the onset of the rainy season (May-June in Mexico) and frequently climb shrubs ([Woodruff and Beck 1989](#)). Locusts of the genus *Trimerotropis*, moderately present in the remains recovered from Peña Blanca, may damage crops (corn, barley, and even cotton), especially during their migrations ([Ball et al. 1942](#); [Bantill and Brusven 1973](#); [Hewitt 1977](#)).

Discussion

The high frequency of the order Lepidoptera in Peña Blanca coincides with the findings of [Emrich et al. \(2013\)](#) for Jamaica. Several noctuid moths (some now placed in the family Erebidae) are well known for their habit of ceasing wingbeat during flight in response to the presence of foraging insectivorous bats ([Hoy 1992](#)); despite this defensive trait, representatives of this family are abundant in our sample from Peña Blanca which might indicate at least partial ineffectiveness of that behavioral resource.

In addition, in the arid environment of Peña Blanca, Querétaro, the consumption of insect species of clearly restricted seasonal availability (such as winged individuals of the leaf-cutting ant *Atta mexicana*, and *Phyllophaga* beetles) was conspicuous. The high number of individuals of the ant *Atta mexicana* in our sample appears to indicate apparently opportunistic feeding of *M. waterhousii*, because of the known time-limited and abundant presence of the winged forms of this leaf-cutting ant during summer ([Acuña et al. 2011](#)).

The only species of Hymenoptera (*Atta mexicana*), all Lepidoptera, eighteen Orthoptera, plus all Neuroptera and Isoptera were adult insects, known to be crepuscular or nocturnal and they might have been captured while in flight; together, these constitute 86.84 % of the individuals estimated on the basis of food items found. Less than one fifth of insects were identified as diurnal fliers; these would seem to complement the local food mainstays and may have been taken at night from twigs, or even from the ground while perching ([Williams 1935](#)).

Various small insect taxa constitute the bulk of captures in the sample, but the unexpected high percentage of large moths may indicate that *Macrotus waterhousii* is

also able to pursue and capture larger prey if available. As mentioned, in Peña Blanca the relatively small erebid moth *Melipotis indomita* was the most abundant moth in our sample; but the much larger saturniid *Sphingicampa hubbardi* was also taken. *Macrotus waterhousii* might derive advantage of temporary favorable circumstances in terms of the availability of more energy rewarding food, with lesser regard for size and ease of capture; this is supported by the higher than expected presence of large sphingids like *Callionima parce* in the sample.

As expected from the similarity in form and overall size of *M. waterhousii* and *M. californicus* (particularly their intermediately robust masticatory jaw structure) the prediction of intermediate prey hardness for *M. waterhousii* derived from the hypothesis put forward by [Freeman \(1981\)](#) was supported, pointing toward similar niches for both species in this respect. On the other hand, overwhelming dominance of insects in earlier diet reports for *M. waterhousii* (absolute in the present analysis), and scarce records of fruit as food in the literature are both consistent with the concepts of [Schondube et al. \(2001\)](#) relative to kidney structure and Trehalase activity, indicating basic insectivory of these bats. One possibility is that records of fruit as food of *M. waterhousii* could indicate an eventual need for complementary nutrients.

Diurnal flying insects like *Anax* sp. and *Tamea* sp. (Odonata) were scarce in the Querétaro sample; however, there is a record of *M. w. jamaicensis* consuming significant amounts of *Anax junius* in Jamaica, and of *M. w. minor* preying upon several libellulids including *Tamea* sp. in Grand Cayman ([Dunkle and Bellwood \(1982\)](#)). We agree with these authors in that these food items may be taken opportunistically; these insects would be available in flight for foraging bats for a very short time daily during the crepuscule, thus they might have been captured while perching at night, and perhaps high local abundance may be a factor in the Jamaica case. There is recent evidence of low intensity, frequency modulated echolocation for *M. waterhousii* ([Murray et al. 2009](#)); thus, the potential ability of this bat for performing repetitive three-dimensional echolocation approaches can be an important feature for recognition of night-perching prey in total darkness.

Larger prey could be favored in terms of greater energetic compensation for the predator, but then a combination of search, pursuit, and subduing costs ([Griffiths 1980](#)) may exert counterbalance; on the other hand, prey availability and behavior would also tend to compensate. *Macrotus waterhousii* seems to respond to energetic compromises; local (and seasonal) differential availability of prey species might determine its food intake, with a predominant consumption of more abundant (and moderate-sized) insects, but as this bat is capable of effectively preying on large insects such as the moths *S. hubbardi* and *C. parce*, it might spend additional effort pursuing the higher energetic reward these insects provide, if they are present. Differential prey availability, in space and time, might exert an important modulation and influence on the final result of its local food intake.

In comparing sample composition from Peña Blanca and Nanchititla we are aware that both places have radically different vegetation. Peña Blanca has xerophyllic scrub related to the Chihuahuan Desert ([Zamudio 1984](#)), and Nanchititla mostly oak-pine forest above subtropical deciduous forest ([Aguilar-Ortigoza 1994](#)) allied to the Transvolcanic Belt and the Balsas Basin; in consequence, the entomofauna would be expected to be different. Lepidopterans were most important in Peña Blanca, while in Nanchititla they ranked third.

Conversely, orthopterans were the most abundant group in the sample from Nanchititla, while they only ranked fourth in Peña Blanca. Besides differences in insect faunal composition of both areas, exposure of insects to foraging bats might also be different in both environments, primarily in terms of vegetation complexity and density. For example, it is unclear why the sample from Nanchititla bears a very low proportion of lepidopterans (only 5.04 %; including Noctuidae and even smaller quantities of Geometridae, Arctiidae, and Pyralidae) as these insects were easily seen at night in that area when the sample was found (Ó. Sánchez, pers. obs. 1989). The high presence of orthopteran remains in Nanchititla (Acrididae, Tettigonidae, and Gryllidae) might reflect a relative ease of capture of night-perching insects, which become more vulnerable while walking on exposed tree trunks within an otherwise complex environment. Cerambycid beetles were also present as food remains in the sample from Nanchititla and Ó. Sánchez (pers. obs. 1989) saw these beetles there during that rainy season, emerging at night and walking on the bark of trees.

The present results for *M. waterhousii* would seem to partially support the opinion of [Segura-Trujillo et al. \(2016\)](#) about a trend for Nearctic bats to feed mainly on weak-flying and weakly sclerotized arthropods (e. g. Lepidoptera were prevalent in Peña Blanca) whereas in tropical America that might be different (e. g. Orthoptera dominated in the Nanchititla sample). However, the differences here reported belong to one and the same bat species, present both in Nearctic and Neotropical ecosystems, which presumably bear different entomofaunal composition. As we are dealing with different bat subspecies (*M. w. bulleri* in Peña Blanca, and *M. w. mexicanus* in Nanchititla) it might also be argued that differences in sample composition might be due to differences in food preferences of these two bat subspecies. However, a more parsimonious explanation of differences in sample composition may simply involve differences in the taxonomic composition of local insect faunas. To advance in bat feeding guild study it seems advisable to explore local insect faunal composition and abundance patterns, in addition to prey flight abilities and exoskeleton hardness, because the idea that weak-flying and weakly sclerotized arthropods in tropical America are found only in low numbers ([Segura-Trujillo et al. 2016](#)) might seem questionable.

Comparisons of food items ingested by *M. waterhousii* in both localities, based on presence-absence of major arthropod taxa (i. e. orders) are valuable but limited; in the present case, had we only considered presence or absence of orders it may have seemed that *M. waterhousii* feeds on similar insects in both localities, because the samples from Peña Blanca and Nanchititla share 66.6 % of insect Orders. However, if one compares at least families and their relative abundance in the samples, more subtle differences and patterns can be perceived; this makes it desirable to work on bat diets at least at the family level.

As we are dealing with different bat subspecies (*M. w. bulleri* in Peña Blanca, and *M. w. mexicanus* in Nanchititla) it might be argued that differences in sample composition might be due to differences in food preferences of these two bat subspecies. However, a more parsimonious explanation of differences in sample composition may simply involve differences in the taxonomic composition of local insect faunas.

A single hymenopteran species ranked high in Peña Blanca while no hymenopterans were found in the remains from Nanchititla. This fact points towards local alimentary opportunism linked to prey availability by *M. waterhousii* since that particular hymenopteran was the nuptial winged form of *Atta mexicana*, known to fly

in abundant swarms only for a few days during the summer rainy season ([Acuña et al. 2011](#)). In any case, that purported opportunism is perhaps modulated by energy reward, size, exposure, and effort needed for capture, as explained above. As *M. waterhousii* is also capable of occasionally preying on large insects, our combined results seem to indicate versatility of this bat as a predator.

Leaving aside the seasonal high intake of winged leaf-cutting ants of only one species in our sample, certain moth species are, together, the most important component in the sample from Peña Blanca. Some of these are recognized as agricultural pests, for example the corn earworm or maize worm *Helicoverpa (Heliothis) zea* is known to attack corn, tomatoes, sweet peppers, cabbage, and lettuce ([Flint 1985](#)); this moth species is also known to be of importance for other insectivorous bats, such as *Tadarida brasiliensis mexicana* (Molossidae), a species that has been documented following large moving populations of *Helicoverpa zea* ([McCracken 1996](#)).

The coleopterans more frequently found in the sample from Peña Blanca (*Phyllophaga* cf. *ravida*) are also of agricultural importance ([Woodruff and Beck 1989](#)). Despite these suggestive facts; however, *M. waterhousii* does not form large colonies in the thousands or millions, but lives in sparse, much smaller aggregations up to 500 individuals ([Anderson 1969](#)); thus its predatory impact on regional populations of these insects, although noticeable, may be limited in its demographic effects.

We must admit that data on food composition for *M. waterhousii* are still far from satisfactory. Although the present sample seems to be the most completely studied to date, it is not representative of the ample geographic range of this bat and the different vegetation types it inhabits. No full generalization is thus warranted, but observations derived from this study may elicit interest in performing deeper studies of the feeding ecology of this bat. This would add information on bat diets, which has been considered by [Segura-Trujillo et al. \(2016\)](#) a critically important component of any useful future guild classification.

Conclusions

a) In the sample studied from arid Querétaro, *Macrotus waterhousii bulleri* appears to prey opportunistically on an ample variety of insects of different taxonomic groups and habits, possibly according to seasonal abundance. Moths were predominant as a group, but as a single species, the arriera ant (*Atta mexicana*, its reproducing winged form known to fly only during a few days during the summer) was most frequent in this sample. Nocturnal insects were prevalent, while diurnal fliers were scarce and may have been captured while perching at night.

b) *Macrotus w. bulleri* seems to be able to capture insects at least in the range of 25-80 mm in wingspan; average in the sample was about 51 mm, but this bat can prey on large moths with a wingspan of more than 70 mm if available.

c) The prediction of intermediate insect prey hardness at the order level derivable for *M. waterhousii* from [Freeman's \(1981\)](#) hypothesis and scale of measurement proved tenable, indicating that this bat may prefer insects of intermediate body hardness.

d) In terms of energetic reward, according to the sample contents although large moths were more abundant than statistically expected, there is not convincing evidence that large prey might be favored. This is probably because of a combination of prey availability, seasonality and behavior, plus search, pursuit, and subduing costs, which may exert counterbalance.

e) Local insect faunas and habitat structure may be major factors determining variations in feeding composition and feeding strategies of *M. waterhousii* as indicated by comparison of two

food samples, one from an arid and other from a subtropical site.

f) Although in fact *M. waterhousii* feeds on some insect species of ecological and economic importance, the impact of its predatory activities may be limited since known colonies of this bat are not large and their stability is not known.

g) Food samples from more and diverse areas within the distribution of the species, and of different seasons within a particular site, need to be obtained and studied to test hypotheses here proposed. Food sample study at the family, or more detailed taxonomic levels, is recommended.

Acknowledgements

We are greatly indebted to W. López-Forment for his invaluable help in the laboratory, as well as to expert entomologists at Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM): C. R. Beutelspacher, E. González-Soriano, J. Bueno-Soria, S. Zaragoza-Caballero, E. Barrera-Vargas, and E. Mariño-Pedraza, who most generously contributed their knowledge and help for the determination of insect taxa. OS acknowledges support from the Instituto de Biología, UNAM, during his tenure there. Thanks are also due to Ulises Aguilera and his former students C. Barboza-Eguiluz and A. Bernal-Jiménez, from the Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, for their help during the field trip to Nanchititla when the comparative sample was collected; and U. Aguilera graciously handed us the published report. We also appreciate field assistance provided by J. Galván during collection of the Querétaro sample. Last, but not least, we thank the editors and three anonymous referees, who painstakingly reviewed our initial manuscript greatly improving its structure and clarity.

Literature cited

- ACUÑA, A. M., L. CASO, M. M. ALIPHAT, AND C. H. VERGARA.** 2011. Edible insects as part of the traditional food system of the Popoloca town of Los Reyes Metzontla, Mexico. *Journal of Ethnobiology* 31:150–169.
- AGUILAR-ORTIGOZA, C. A.** 1994. La vegetación de la zona núcleo del parque Sierra de Nanchititla. *Revista de la Escuela de Ciencias de la Universidad Autónoma del Estado de México* 4:6–16.
- ANDERSON, S.** 1969. *Macrotus waterhousii*. *Mammalian Species* 1:1–4.
- BALL, E. D., E. R. TINKHAM, R. FLOCK, AND C. T. VORHIES.** 1942. The grasshoppers and other Orthoptera of Arizona. *Arizona Agricultural Experimental Station, Technical Bulletin* 93:255–373.
- BANTILL, J. C., AND M. A. BRUSVEN.** 1973. Food habits and ecology of grasshoppers in the Seven Devils Mountains and Salmon River Breaks of Idaho. *Melandria* 12:1–21.
- BARBOZA-EGUILUZ, C., AND A. BERNAL-JIMÉNEZ.** 1992. Estudio preliminar de la dieta de *Macrotus waterhousii* en la Reserva Ecológica de Nanchititla, Tejupilco, Estado de México. *Resúmenes del 3er. Encuentro regional de Flora y Fauna de la Región Centro-Sur de México*. Cuernavaca, Morelos.
- BEERWINKLE, K. R., J. D. LÓPEZ, J. A. WITZ, P. G. SCHLEIDER, R. S. EYSTER, AND P. D. LINGREN.** 1994. Seasonal radar and meteorological observations associated with nocturnal insect flight at altitudes to 900 m. *Environmental Entomology* 23:676–683.
- BELL, G. P.** 1985. The sensory basis of prey location by the California leaf-nosed bat *Macrotus californicus* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 16:343–347.
- BELL, G. P., G. A. BARTHOLOMEW, AND K. A. NAGY.** 1986. The roles of energetics, water economy, foraging behavior, and geothermal refugia in the distribution of the bat, *Macrotus californicus*. *Journal of Comparative Physiology, B* 156:441–450.
- BELL, G. P., AND M. B. FENTON.** 1986. Visual acuity, sensitivity and binocularity in a gleaning insectivorous bat, *Macrotus californicus* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Animal Behavior* 34:409–414.
- BUG GUIDE GROUP.** 2014. Identification, Images, & Information For Insects, Spiders & Their Kin For the United States & Canada. Hosted by the Iowa State University. <http://bugguide.net/node/view/15740>.

Consulted: January 20, 2015.

- BROWN, J. W., AND J. P. DONOHUE.** 1989. The Sphingidae (Lepidoptera) of Baja California, Mexico. *Journal of the Lepidopterists' Society* 43:184–209.
- CONABIO.** 2012. Portal de Geoinformación. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Consulted: January 26, 2016.
- DELOACH, C. J., AND J. P. CUDA.** 1994. Host range of the mesquite cutworm, *Melipotis indomita* (Lepidoptera: Noctuidae), a potential biocontrol agent for mesquite (*Prosopis* spp.). *Biological Control* 4:38–44.
- DOBSON, G. E.** 1878. Catalogue of the Chiroptera in the collection of the British Museum. British Museum (Natural History). London, United Kingdom.
- DUNKLE, S. W., AND J. J. BELWOOD.** 1982. Bat depredation on Odonata. *Odonatologica* 11:225–229.
- EMRICH, M. A., E. L. CLARE, W. O. C. SYMONDSON, S. E. KOENIG, AND M. B. FENTON.** 2013. Resource partitioning by insectivorous bats in Jamaica. *Molecular Ecology* 23:3648–3656.
- FLINT, M. L.** 1985. Corn earworm, *Heliothis zea*. Pp. 51–55 in *Integrated Pest Management for Cole crops and Lettuce*. University of California Publications 3307. Oakland, EE. UU.
- FREEMAN, P. W.** 1981. Correspondence of food habits and morphology in insectivorous bats. *Journal of Mammalogy* 62:166–173.
- GARDNER, A. L.** 1977. Feeding habits. Pp. 293–350 in *Biology of bats of the New World Family Phyllostomidae. Part II* (Baker, R. J., J. Knox Jones, Jr., and D. C. Carter, eds.). Special Publications. The Museum, Texas Tech University 13:1–364.
- GRIFFITHS, D.** 1980. Foraging costs and relative prey size. *The American Naturalist* 116:743–752.
- HAMMER, Ø.** 2015. PAST3 Paleontological Statistics Reference Manual. Natural History Museum, University of Oslo. Oslo, Norway.
- HEWITT, G. B.** 1977. Review of forage losses caused by rangeland grasshoppers. USDA Miscellaneous Publications 1348:1–24.
- HOFFMEISTER, D. F.** 1986. Mammals of Arizona. The University of Arizona Press and the Arizona Game and Fish Department. Tucson, EE. UU.
- HOY, R. R.** 1992. The evolution of hearing in insects as an adaptation to predation by bats. Pp. 115–129 in *The Evolutionary Biology of Hearing* (Webster, D., R. Fay, and A. Popper, eds.). The Evolutionary Biology of Hearing. Springer Verlag. New York, EE. UU.
- JONES, J. K., JR., AND D. C. CARTER.** 1976. Annotated Checklist, with Keys to Subfamilies and Genera. Pp. 7–38 in *Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae. Part I*. (Baker, R. J., J. K. Jones, Jr., and D. C. Carter, eds.). Special Publications No. 10. The Museum, Texas Tech University.
- MAGURRAN, A. E., AND B. J. MCGILL.** 2011. *Biological Diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press. Oxford, United Kingdom.
- MCCARTHY, T. J.** 1982. Bats records from the Caribbean lowlands of El Peten, Guatemala. *Journal of Mammalogy* 63:683–685.
- MCCRACKEN, G. F.** 1996. Bats aloft: a study of high-altitude feeding. *Bat Conservation International Newsletter* 14:7–10.
- MEDELLÍN, R. A., H. T. ARITA, AND O. SÁNCHEZ.** 1997. Identificación de los murciélagos de México. Clave de campo. Publicaciones especiales No. 2, Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- MINTZER, A.** 1979. Foraging activity of the Mexican leafcutting ant *Atta mexicana* (F. Smith) in a Sonoran Desert habitat (Hymenoptera: Formicidae). *Insectes Sociaux (Paris)* 26:364–372.
- MURRAY, K. L., E. FRASER, C. DAVY, T. H. FLEMING, AND M. B. FENTON.** 2009. Characterization of the Echolocation Calls of Bats from Exuma, Bahamas. *Acta Chiropterologica* 11:415–424.
- OSBURN, W.** 1865. Notes on the Chiroptera of Jamaica. *Proceedings of Zoology of Society of London* 1865:61–85.

- ROSS, A.** 1967. Ecological aspects of the food habits of insectivorous bats. *Proceedings Western Foundation of Vertebrate Zoology* 1:205–263.
- SCHONDUBE, J. E., L. G. HERRERA-M., AND C. MARTÍNEZ DEL RIO.** 2001. Diet and the evolution of digestion and renal function in phyllostomid bats. *Zoology* 104:59–73.
- SEGURA-TRUJILLO, C. A., W. Z. LIDIKER, JR., AND S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA.** 2016. New perspectives on trophic guilds of arthropodivorous bats in North and Central America. *Journal of Mammalogy* 97: DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/jmammal/gyv212>.
- SIH, A., AND B. CHRISTENSEN.** 2001. Optimal diet theory: when does it work, and when and why does it fail? *Animal Behaviour* 61:379–390.
- SIMMONS, N. B.** 2005. Order Chiroptera. Pp. 312–529 in *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference, Third Edition, Volume 1* (Wilson, D. E., and D. M Reeder, eds.). Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE. UU.
- SMITH, M. R.** 1963. Notes on the leaf-cutting ants *Atta* sp. of the United States and Mexico. *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 65:299–302.
- TUSKES, P. M., J. P. TUTTLE, AND M. M. COLLINS.** 1996. *The wild silk moths of North America*. Comstock Publications Associates of Cornell University Press. Ithaca, EE. UU.
- VILLA-RAMÍREZ, B.** 1967. *Los Murciélagos de México*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- WILLIAMS, C. B.** 1935. The times of activity of certain nocturnal insects, chiefly Lepidoptera as indicated by a light trap. *Transactions of the Royal Entomological Society of London* 83:523–555.
- WILSON, D. E.** 1973. Bat faunas: a trophic comparison. *Systematic Zoology* 22:14–29.
- WOODRUFF, R. E., AND B. M. BECK.** 1989. The scarab beetles of Florida (USA) (Coleoptera: Scarabaeidae) Part II. The May or June beetles (Genus *Phyllophaga*). *Arthropods of Florida and Neighboring land areas*. Gainesville, EE. UU.
- ZAMUDIO, S.** 1984. *La vegetación de la Cuenca del Río Estórax, en el Estado de Querétaro y sus relaciones fitogeográficas*. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, UNAM. Ciudad de México, México.

Submitted: November 5, 2015

Reviewed: January 12, 2015

Accepted: January 26, 2016

Associated editor: Consuelo Lorenzo

**Análisis de la distribución del grisón (*Galictis vittata*)
(Carnivora: Mustelidae) en el Caribe colombiano**

Analysis of the distribution of the Grison (*Galictis vittata*) (Carnivora: Mustelidae) in the Colombian Caribbean

J. Sebastián Jiménez-Alvarado¹, Angélica Arias-Ocampo^{1,2}, Alexandra Pineda-Guerrero¹, Diego A. Zárrate-Charry^{1,3},
I. Mauricio Vela-Vargas¹, Julio Chacón-Pacheco⁴ y José F. González Maya^{1*}

¹ Proyecto de Conservación de Aguas y Tierras, ProCAT Colombia/Internacional, Carrera 13 núm. 96-82 Oficina 205. Bogotá, Colombia. Email: jsjimenez@uqvirtual.edu.co (JSJA), alexapin88@hotmail.com (APG), mauricio.vela@gmail.com (IMVV), jfgonzalezmaya@gmail.com (JFGM).

² Programa de Biología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena, Carrera 32 núm. 22 – 08, Santa Marta, Magdalena, Colombia. Email: ariasocampo.a@gmail.com (AAO).

³ College of Forestry, Oregon State University, Corvallis 97331-5704. Oregon, EE.UU. Email: godiezcharry@gmail.com (DAZC).

⁴ Biological Art, Montería, Córdoba, Colombia/Grupo de Biodiversidad Unicórdoba, Facultad de Ciencias Básicas, Departamento de Biología. Universidad de Córdoba, Carrera 6 núm. 76-103, Montería. Córdoba, Colombia. Email: jchacon_bio@hotmail.com (JCP).

* Autor de correspondencia

The Grison (*Galictis vittata*) is a mustelid carnivore with a wide distribution in the American continent, including Colombia. However, is one of the less studied carnivore species in Colombia, with scarce information regarding distribution, ecology and conservation status. We compiled all records and observations available for the species in the Caribbean region of Colombia. Additionally, through field work held throughout the region, we present new confirmed records for the species. We obtained a total of 78 records, distributed in seven of the eight departments of the Caribbean Region of Colombia; of these, 54 records are new for the region and are located in five departments. The new records expand the known distribution of the species in 162 km to the South and 36,500 km² in extent from its previously estimated distribution, also confirming its presence in three departments for the first time. Our results extend the knowledge of the species for the Caribbean region of Colombia by providing new records and data on distribution and extending its known range. These results also highlight the need for further study of the species regarding most aspects of its natural history.

El grisón (*Galictis vittata*) es un carnívoro mustélido con una amplia distribución en el continente americano, incluida Colombia. Sin embargo, se trata de una de las especies de carnívoros menos estudiada en Colombia, con déficit de información sobre su distribución, ecología y estado de conservación. Se recopilaron todos los registros y observaciones disponibles de la especie en la región del Caribe colombiano. Asimismo, a través del trabajo de campo realizado en toda la región, se presentan nuevos registros confirmados de la especie. Se obtuvo un total de 78 registros distribuidos en siete de los ocho departamentos de la Región Caribe de Colombia; de éstos, 54 son nuevos registros en la región y se encuentran en cinco departamentos. Los nuevos registros expanden la distribución conocida de la especie en 162 km lineales hacia el sur y en aproximadamente 36,500 km² en extensión respecto de su distribución previamente estimada, y confirman su presencia en tres departamentos por primera vez. Los resultados amplían el conocimiento de la especie en el Caribe colombiano, y proporcionan nuevos registros y datos sobre la distribución, lo que amplía su distribución conocida. Dichos resultados también muestran la necesidad de estudiar la especie en cuanto a la mayoría de los aspectos de su historia natural.

Key words: Colombia; conservation; distribution; Grison; habitat.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

El grisón (*Galictis vittata*; Shreber 1776) es una especie de la familia Mustelidae que se distribuye a lo largo de las áreas tropicales y subtropicales de América. Su distribución actual conocida abarca desde México, pasando por Centroamérica y Suramérica, hasta Paraguay, el norte de Argentina y el sur de Brasil ([Yensen y Tarifa 2003](#); [Cuarón et al. 2008](#)). En Colombia, la especie se distribuye a lo largo del Caribe, los Andes y la Orinoquía ([Solari et al. 2013](#)), aunque existen menciones anteriores sin confirmarse en la Amazonía y el Pacífico ([Alberico et al. 2000](#); [Muñoz-Saba y Alberico 2004](#); [Asprilla-Perea et al. 2013](#)). Si bien la especie presenta una amplia distribución tanto en el ámbito global como

nacional, la información sobre su ecología, distribución y estado de conservación es escasa e imprecisa.

Hasta la fecha, no existe ningún estudio específico publicado sobre la especie en el país, y la información es principalmente de naturaleza anecdótica ([Calderón-Capote et al. 2015](#)). En el ámbito nacional, la especie ya ha sido previamente identificada entre las prioridades de investigación, principalmente en términos de su biología, ecología y distribución ([González-Maya et al. 2011](#)). En Colombia, el grisón se encuentra dentro del Apéndice III de la Convención sobre el Comercio internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), y en el entorno internacional, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), está catalogada como en Preocupación Menor ([Cuarón et al. 2008](#)). Sin embargo, en Colombia se desconoce su situación real de conservación, ya que, como se mencionó, no existe información suficiente para evaluar su estado actual ([González-Maya et al. 2011](#)).

En especial, en la región Caribe existen pocos especímenes depositados en colecciones, y la distribución de la especie propuesta en varias fuentes parece no estar corroborada por dichos registros ([Alberico et al. 2000](#); [Cuarón et al. 2008](#)). En este trabajo se revisan todos los registros confirmados de *Galictis vittata* en la región caribe de Colombia, y se amplía su distribución. De tal modo, se avanza en el conocimiento de la especie en esta región y en el país.

Materiales y métodos

Área de estudio. La región Caribe colombiana se ubica en la porción norte del país. Colinda al oeste y al norte con el mar Caribe, y al este con Venezuela. La región incluye tradicionalmente siete unidades administrativas (departamentos): Atlántico, Bolívar, Cesar, Córdoba, La Guajira, Magdalena y Sucre. No obstante, para los fines del presente estudio, se incluyó el departamento de Antioquia, dada su amplia proporción, que corresponde a dicha región. A pesar de que geográficamente el departamento del Chocó incluye una pequeña parte dentro de la región, este departamento es tradicionalmente incluido como parte de la región Pacífico del país. Históricamente, la región ha sufrido un largo proceso de transformación. Allí, la mayoría del territorio ha sido utilizado en actividades productivas ([González-Maya et al. 2013](#)) y actualmente cuenta con pocos relictos de cobertura natural, la mayoría de los cuales están aislados.

Métodos. Se buscó toda la información disponible de la especie en el país; se incluyó la consulta de colecciones de museos nacionales e internacionales en la plataforma en línea de The Global Biodiversity Information Facility ([GBIF 2015](#)), así como 97 centros de documentación del país, entre los que se encuentran Universidades, ONG y Corporaciones Autónomas Regionales. También se realizó una búsqueda general en internet. La búsqueda simple incluyó la revisión de todos los documentos que mencionan la especie en cualquiera de sus apartados.

Adicionalmente, se obtuvo registros de campo provenientes de proyectos desarrollados por ProCAT Colombia en la región Caribe entre 2009 y 2012, en los que se usó tres metodologías complementarias: cámaras-trampa, entrevistas y transectos. Cada una de las etapas de campo se llevó a cabo en diferentes proyectos, todos enfocados en el levantamiento de información ecológica de mamíferos como herramienta de planificación para la conservación. De la base de registros de ProCAT, se extrajeron todos los registros de la especie en la región, con su respectiva coordenada geográfica. Asimismo, se incluyeron registros recientes obtenidos del trabajo de campo realizado en el departamento de Córdoba por investigadores de la Universidad de Córdoba y por la Unidad de Parques Nacionales Naturales (citados de aquí en adelante como fuente [González-Maya et al.](#), datos sin publicar).

Una vez recopilados los registros, se depuró la base de datos para obtener sólo aquéllos con información sobre la localidad y tipo de registro, en especial aquéllos con información geográfica precisa. Los registros fueron proyectados espacialmente y analizados frente a la información de

distribución disponible en la Lista Roja de Especies Amenazadas de IUCN ([Cuarón et al. 2008](#)). Con los puntos finales obtenidos, se estimó el mínimo polígono convexo como una aproximación a su extensión de ocurrencia (*i. e.*, extent of occurrence; [Balaguera-Reina et al. 2009](#)), de acuerdo con los lineamientos de ([IUCN 2012](#)). Se estimó el área de extensión del área de distribución aproximada de la especie respecto de la distribución previamente estimada ([Cuarón et al. 2008](#)).

Resultados

Se encontraron 161 documentos relacionados con *Galictis vittata*, de los cuales sólo 11 fueron específicos de la región Caribe de Colombia, con información georreferenciada sobre la presencia de la especie. Además de 78 registros en el Caribe colombiano. Hubo registros confiables distribuidos en los departamentos de Cesar, Magdalena, Sucre y Córdoba, así como registros de baja confiabilidad en los departamentos de Antioquia, La Guajira y Bolívar (Tabla 1). De éstos, 74.4 % corresponde a menciones en entrevistas; 16.6 %, a observaciones directas; 5.13 %, a colectas, y 3.85 %, a fotografías de cámaras trampa. Del total, el 91.03 % de los registros fueron considerados de baja confiabilidad, mientras que el restante 8.97 %, de alta confiabilidad (Tabla 1; Figura 1). Los datos de observaciones en el departamento de Antioquia fueron considerados de baja confiabilidad dado que, a pesar de estar incluidos en GBIF, no se hallan respaldados por especímenes en colecciones ni por documentos de soporte ([Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia 2009](#)). Los últimos registros confiables de la especie, sin incluir los nuevos registros aquí proporcionados, datan de 1949 y están basados, por un lado, en un espécimen colectado por Hershkovitz en el departamento de Sucre, que se encuentra depositado en la colección de The Field Museum of Natural History (FMHN), y por otro lado, en una observación de 2010 obtenida en un informe técnico de monitoreo de fauna de la Mina de Cerro Matoso. De los nuevos registros, el más reciente fue de 2012, mediante cámaras-trampa, en el Parque Nacional Natural Tayrona (Figura 2).

Los nuevos registros de distribución obtenidos, que incluyen en total 54 registros (48 de entrevistas, tres fotografías y tres observaciones; Figura 3) expanden la distribución conocida de la especie, de acuerdo con ([Solari et al. 2013](#)), a los departamentos de Córdoba, La Guajira y Cesar. Asimismo, esta nueva recopilación expande la distribución conocida en el Caribe colombiano y en el país, en aproximadamente 162 km lineales hacia el sur, y en aproximadamente 36,500 km² (Figura 1).

Discusión

Los estudios relacionados con pequeños carnívoros en Colombia son escasos. En general, es poca la información existente relacionada con aspectos básicos como su distribución, ecología o estado de conservación ([González-Maya et al. 2011](#); [Suárez-Castro y Ramírez-Chaves 2015](#)). En el país, el Caribe es una de las regiones con menor información sobre el grupo, a pesar de algunos esfuerzos recientes por documentar su biodiversidad ([González-Maya et al. 2011](#)).

El grisón (*G. vittata*) es una de las especies de pequeños carnívoros con mayor distribución en el país; sin embargo, es al mismo tiempo una de las menos conocidas ([González-Maya et al. 2011](#); [Suárez-Castro y Ramírez-Chaves 2015](#); [Calderón-Capote et al. 2015](#)). Los nuevos resultados obtenidos en este trabajo aumentan significativamente la distribución conocida de la especie en el Caribe colombiano. A pesar de que las tres listas de especies de mamíferos colombianos indican la presencia de *G. vittata* en el Caribe, y en específico en los departamentos de Antioquia, Magdalena y Sucre ([Cuervo et al. 1986](#); [Alberico et al. 2000](#); [Solari et al. 2013](#)), los registros aquí presentados aumentan considerablemente la distribución de la especie en la región y en el país; además, proveen la primera recopilación de registros con algún tipo de respaldo en la región.

Los registros obtenidos también amplían la distribución de la especie en Colombia. Se incluye registros en tres departamentos previamente no considerados en su distribución conocida ([Solari et al. 2013](#)), así como espacialmente extienden la distribución hacia el sur de la distribución propuesta por ([Cuarón et al. 2008](#)).

Es importante destacar que los registros de alta confiabilidad de la especie se obtuvieron en áreas con amplia cobertura de cuerpos de agua, concordante con el planteamiento de que la especie está fuertemente asociada a cuerpos de agua y a bosques con alta cobertura vegetal

Tabla 1. Registros confirmados de *Galictis vittata* en el Caribe colombiano. Tipo (TI) dentro de esta columna: observados (Ob), entrevista (En), fotos (Fo), espécimen (Es). Fuente de la información (Ft)

No.	Departamento	Municipio	Localidad	Lat.	Long.	Tipo	Año	Voucher	Ft
1		Amalfi	Amalfi	6.91	-75.07	Ob	2009		2
2		Anorí	Anorí	7.07	-75.15	Ob	2009		2
3		Cáceres	Cáceres	7.58	-75.35	Ob	2009		2
4		Caucacia	Caucacia	7.99	-75.2	Ob	2009		2
5	Antioquia	Andes	Andes	5.66	-75.88	Ob	2009		2
6		Ituango	Vereda Pio XII	7.18	-75.77	Ob	2009		2
7		Puerto Berrío	La Floresta	6.5	-74.71	Ob	2009		2
8		Puerto Nare	Puerto Nare	6.18	-74.58	Ob	2009		2
9		Zaragoza	Zaragoza	7.5	-74.87	Ob	2009		2
10		San Onofre	La Barce	9.9828	-75.5397	En	2010		1
11		San Onofre	San Antonio	10.0138	-75.5142	En	2010		1
12		San Juan de Nepomuceno	Corralito	9.927	-74.9765	En	2010		1
13		Arjona	Sincerín	10.1629	-75.2983	En	2010		1
14		San Juan Nepomuceno	Haya	9.956	-75.1883	En	2010		1
15		María la Baja	El Puerto	10.0061	-75.3186	En	2010		1
16		María la Baja	María la Baja	9.9697	-75.2916	En	2010		1
17	Bolívar	María la Baja	El Sena	9.9674	-75.2888	En	2010		1
18		San Juan de Nepomuceno	San Juan Nepomuceno	9.9507	-75.0818	En	2010		1
19		San Juan de Nepomuceno	Las Porqueras	9.9258	-75.0113	En	2010		1
20		San Juan de Nepomuceno	San Juan Nepomuceno 2	9.9507	-75.0818	En	2010		1
21		María la Baja	San Pablo	10.0525	-75.2699	En	2010		1
22		San Jacinto	San Jacinto	9.8288	-75.1232	En	2010		1
23		María la Baja	San Pablo	10.0531	-75.2688	En	2010		1
24		María la Baja	San Pablo 2	10.0519	-75.2692	En	2010		1
25		Valledupar	El Algodón	10.606	-73.3116	En	2010		1
26		Valledupar	La Mina	10.7028	-73.2867	En	2010		1
27		Valledupar	La Sierrita	10.244	-73.5494	En	2010		1
28		Bosconia	Las Cumbres	9.9866	-73.8611	En	2010		1
29		Valledupar	Las Mercedes	10.0698	-73.7779	En	2010		1
30	Cesar	Valledupar	Río Seco	10.6078	-73.226	En	2010		1
31		El Copey	Nueva idea	10.1042	-73.8175	En	2010		1
32		El Copey	Villa Rita	10.095	-73.8335	En	2010		1
33		Agustín Codazzi	Sicarare	9.8792	-73.4601	Es	1943	USNM 281481	2
34		Valledupar	Santa Monica	10.5033	-73.2711	En	2010		1
35		El Copey	Adan	10.1904	-73.8703	En	2010		1

Tabla 1. continuación

36		Ayapel	Caño canchila (Los Pájaros)	8.3263	-74.8698	En	2012		3
37		Buenavista	Betanci-Guacamayas	8.1878	-75.5349	En	2005		3
38		Canalete	Hacienda Chimborazo	8.7411	-76.3211	En	2006		3
39		Lorica	Ciénaga de Pantano Bonito	9.1639	-72.8967	En	2004		3
40		Lorica	Finca Nueva Colombia	9.1207	-75.8399	En	2002		3
41		Los Cordobas	Reserva For. Campo Alegre	8.7583	-76.3256	En	2006		3
42		Montelibano	Ecoparque	7.992	-75.4071	Ob	2008		3
43		Montelibano	Cerro Matoso	7.9128	-75.5448	En	2012		3
44		Puerto Libertador	Cerro Matoso 2	7.9182	-75.5707	Ob	2010		3
45		Montelibano	Las Parcelas	7.988	-75.5135	En	2012		3
46		Montería	Ciénaga de Betanci	8.3789	-75.8319	En	2004		3
47		Montería	Ciénaga de Martinica	8.7247	-75.9958	En	2004		3
48		Montería	Agua viva	8.5199	-76.195	En	2008		3
49		Montería	Universidad de Córdoba	8.7911	-75.8648	Ob	2011		3
50		Montería	Barrio La Castellana	8.7675	-75.8653	Ob	2011		3
51		Montería	Universidad de Córdoba	8.7931	-75.8615	Fo	2010		3
52	Córdoba	Moñitos	Reserva Natural Viento Solar	9.1371	-76.1838	En	2006		3
53		Pueblo Nuevo	NoData	8.3411	-75.3244	En	2005		3
54		Puerto Escondido	Finca Leticia	9.0936	-76.205	En	2000		3
55		Puerto Libertador	Alto Río Uré	7.6369	-75.6419	En	2000		3
56		San Pelayo	Ciénaga La Pacha	9.0402	-75.8503	En	2004		3
57		Tierralta	Quebrada Tai	7.97	-76.1625	En	2000		3
58		Tierralta	El Silencio	6.0118	-76.0589	En	2009		3
59		Montería	Hacienda Currayao	8.3947	-75.9535	En	2010		3
60		Tierralta	Finca Walterra	8.2777	-76.0346	En	2009		3
61		Tierralta	Hacienda Monaco	8.3259	-75.9854	En	2009		3
62		Montelibano	Vereda El Diamante (Cerro Murrucú)	7.9844	-75.9667	En	2008		3
63		Montelibano	Vereda La Chica (Cerro Murrucú)	8.0064	-75.9783	En	2008		3
64		Montelibano	Cerro Murrucú	7.8739	-75.98	En	2008		3
65		Montelibano	Vereda El Venado (Cerro Murrucú)	7.8778	-75.9378	En	2008		3
66		Montelibano	San Pedro (Cerro Murrucú)	7.9331	-75.9642	En	2008		3
67		Montería	Hacienda Las Tangas	8.3375	-76.0714	En	2009		3
68		Valencia	Hacienda Jaraguay	8.3012	-76.0655	En	2008		3
69		Maicao	Los Paraujanos	11.1895	-72.3525	En	2010		1
70	La Guajira	San Juan del Cesar	Corraleja	10.7356	-72.8522	En	2010		1
71		Albania	Nueva América	11.2151	-72.5812	En	2010		1
72		Riohacha	Tomarrazón	11.1266	-72.9256	En	2010		1
73		Sabanas de San Ángel	Pueblo Barrios	10.1748	74.3272	En	2013		1
74	Magdalena	Santa Marta	El Coquito (Parque Nacional Tayrona)	11.3237	-73.9687	Fo	2012		1
75		Santa Marta	Arrecifes (Parque Nacional Tayrona)	11.3065	-73.9639	Fo	2012		1
76		Sitio Nuevo	La Trinidad	10.851	-74.6188	Es	Sd	USNM 544420	2
77	Sucre	Colosó	Ricaurte	9.5	-75.35	Es	Sd	IAVH-M-5547	2
78		Colosó	Ricaurte 2	9.5	-75.35	Es	1949	FMNH 68906	2

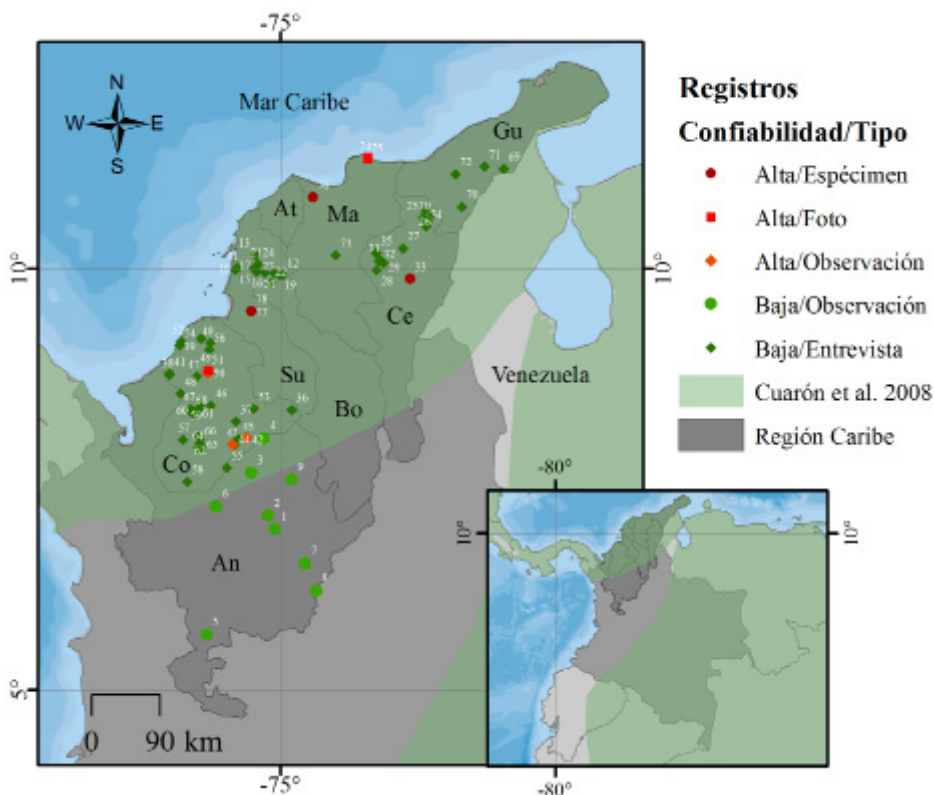


Figura 1. Registros de *Galictis vittata* en el Caribe Colombiano, discriminados según su confiabilidad y tipo de registro (los números en blanco indican el registro de acuerdo con la Tabla 1) y distribución según la Lista Roja de Especies Amenazadas de UICN (Cuarón *et al.* 2008). Departamentos: An: Antioquia, At: Atlántico, Bo: Bolívar, Ce: Cesar, Co: Córdoba, Gu: La Guajira, Ma: Magdalena y Su: Sucre.

(Yensen y Tarifa 2003; Cuarón *et al.* 2008). Es también de destacar que la mayoría de su distribución actual está siendo alterada por las diversas presiones antrópicas. Por lo tanto, es importante realizar estudios que evalúen la tolerancia de la especie a las presiones ejercidas en su distribución natural, y de esta manera, definir una real categoría de amenaza para la especie.

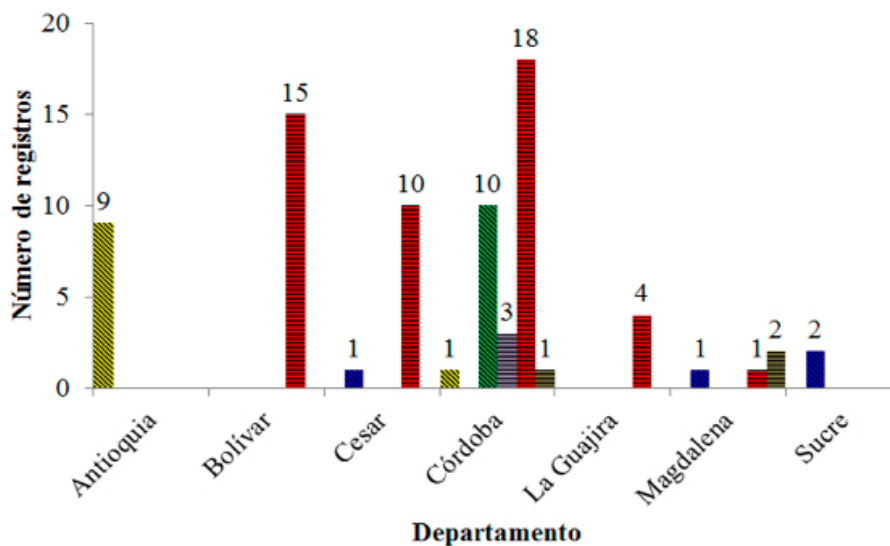


Figura 2. Distribución por departamentos de los registros, discriminados por tipo, de *Galictis vittata* en el Caribe Colombiano. Las barras con tramado en diagonal indican registros obtenidos de la revisión de literatura, divididos en Observaciones (amarillo), Especímenes (azul) y entrevistas (verde); barras con tramado horizontal indican registros nuevos obtenidos en esfuerzos de campo reciente por observaciones (gris), entrevistas (rojo) y fotos (ocre). Los números sobre cada barra indican el número de registros por tipo.



Figura 3. Último registro confirmado de *Galictis vittata* en el Caribe colombiano, obtenido en febrero de 2012 en el Parque Nacional Natural Tayrona, Magdalena, Colombia.

Dado el considerable vacío de conocimiento sobre la especie, esta nueva información aporta conocimiento sobre la distribución de la misma, y puede servir como base para análisis posteriores que involucren aspectos de su ecología y estado de conservación. Teniendo en cuenta los fuertes procesos de transformación de los ecosistemas naturales en el país, y en especial en el Caribe colombiano ([González-Maya et al. 2013](#)), contar con información actualizada y completa de la distribución de las especies es fundamental como base para planificar su conservación.

Agradecimientos

Agradecemos a la fundación ProCAT Colombia por su continuo apoyo durante el proceso de este trabajo. Agradecemos también a Parques Nacionales por su colaboración en campo. Un agradecimiento especial al editor y a los dos revisores anónimos por sus aportes, que mejoraron considerablemente la calidad y claridad del manuscrito.

Literatura citada

- ALBERICO, M., A. CADENA, J. HERNÁNDEZ-CAMACHO, Y Y. MUÑOZ-SABA.** 2000. Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colombiana* 1: 3–75.
- ASPRILLA-PEREA, J., J. E. SERNA-AGUDELO, Y Y. PALACIOS-ASPRILLA.** 2013. Diagnóstico sobre el decomiso de fauna silvestre en el departamento del Chocó (Pacífico Norte colombiano). *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica* 16:175–184.
- BALAGUERA-REINA, S. A., A. CEPEDA, D. A. ZÁRRATE-CHARRY, Y J. F. GONZÁLEZ-MAYA.** 2009. The state of knowledge of Western Mountain Coati *Nasuella olivacea* in Colombia, and extent of occurrence in the Northern Andes. *Small Carnivore Conservation* 41:35–40.

- CALDERÓN-CAPOTE, M. C., A. V. ROJAS-ROJAS, C. CÁRDENAS-GONZÁLEZ, Y A. PARDO-RAMÍREZ.** 2015. Familia Mustelidae. Pp. 110-133 en Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia: Guía de Campo (Suárez-Castro, A. F., y H. E. Ramírez-Chaves, eds.). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CENTRO DE ANTIOQUIA.** 2009. Inventario de fauna presente en la jurisdicción de Corantioquia, Versión 2. Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia. <ipt.sibcolombia.net/sib/resource.do?r=corantioquia-2008-fauna>.
- CUARÓN, A. D., REID, F., Y K. HELGEN.** 2008. *Galictis vittata*. IUCN Red List of Threatened Species, Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- CUERVO DÍAZ, A., J. I. HERNÁNDEZ CAMACHO, Y A. CADENA.** 1986. Lista actualizada de los mamíferos de Colombia: anotaciones sobre su distribución. *Caldasia* 15:471–501.
- GBIF - THE GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY.** 2015. GBIF Backbone Taxonomy, *Galictis vittata*. The Global Biodiversity Information Facility. <http://www.gbif.org/species/5218906>.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., A. A. CEPEDA-MERCADO, J. L. BELANT, D. A. ZÁRRATE-CHARRY, S. A. BALAGUERA-REINA, Y A. RODRÍGUEZ-BOLAÑOS.** 2011. Research priorities for the small carnivores of Colombia. *Small Carnivore Conservation* 44:7–13.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., J. F. ROMERO-RENDÓN, D. A. ZÁRRATE-CHARRY, C. CASTAÑO-URIBE, M. GONZÁLEZ, L. R. VÍQUEZ-R, Y A. ARIAS-ALZATE.** 2013. Evaluación geográfica y prioridades de conservación de hábitat para felinos en el Caribe colombiano. Pp. 77-87 en Plan de Conservación de Felinos del Caribe Colombiano: Los felinos y su papel en la planificación regional integral basada en especies clave (Castaño-Uribe, C., J. F. González-Maya, D. A. Zárrate-Charry, C. Ange-Jaramillo, y I. M. Vela-Vargas, eds.). Fundación Herencia Ambiental Caribe, ProCAT Colombia. The Sierra to Sea Institute. Santa Marta, Colombia.
- IUCN.** 2012. Guidelines for application of IUCN Red List criteria at regional and national levels. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- MUÑOZ-SABA, Y., Y M. ALBERICO.** 2004. Mamíferos en el Chocó biogeográfico. Pp. 559-598 en Diversidad Biótica IV. El chocó Biogeográfico/Costa Pacífica (Rangel-Ch., J. O., ed.). Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, Conservación Internacional. Bogotá, Colombia.
- SOLARI, S., Y. MUÑOZ-SABA, J. V. RODRÍGUEZ-MAHECHA, T. DEFLER, H. E. RAMÍREZ-CHAVES, Y F. TRUJILLO.** 2013. Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20:301–365.
- SUÁREZ-CASTRO, A. F., Y H. RAMÍREZ-CHÁVEZ.** 2015. Introducción. Pp. 18-21 en Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia: Guía de Campo (Suárez-Castro, A. F., y H. E. Ramírez-Chaves, eds.). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- YENSEN, E., Y T. TARIFA.** 2003. *Galictis vittata*. *Mammalian Species* 727:1–8.

Summited: June 9, 2015

Review: August 22, 2015

Accepted: October 6, 2015

Associated editor: Guillermo D'Elia

Nuevo registro de ocelote en el Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León, México

A new record of ocelot in Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León, México

Margarita García-Bastida^{1*}, Francisco Martínez-de la Fuente¹, Alicia Vázquez-Venegas¹ y Juan L. Peña-Mondragón².

¹ Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales, Parque Ecológico Chipinque, A.B.P. Carretera a Chipinque Km 2.5 s/n. San Pedro Garza García, 66290, Nuevo León. México. E-mail: magaba28@hotmail.com (MGB), fmar.fte@gmail.com (FMF), avazquez@chipinque.org.mx (AVV).

² Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), UNAM-Campus Morelia, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Morelia 58190, Michoacán, México. E-mail: jlpna@cieco.unam.mx (JLPM)

*Corresponding author

The ocelot (*Leopardus pardalis*) is one of the six felid species recorded in Mexico, and it is present in diverse habitats. In Mexico it is listed as endangered (NOM-059, SEMARNAT-2010), but, information about its populations is limited, especially in Nuevo León. Habitat loss is an important factor which jeopardizes ocelot survival and conservation efforts in private protected areas are important for preserving this species. Parque Ecológico Chipinque (PECh) is a private natural area in the Sierra Madre Oriental (Subprovince Gran Sierra Plegada), and is part of a large scale Parque Nacional Cumbres de Monterrey, a Natural Protected Area, in Nuevo León, México. In 2010, as part of "Biodiversity Monitoring", PECh implemented a "Mammal Monitoring Program" establishing 11 monitoring stations with cam traps located in pine-oak forest, oak-pine forest, oak forest and piedmont scrub throughout the park and separated each other 0.9 to 2 km. The main goal of this program is to register mammal species previously listed for PECh and species with potential distribution range in the area. Parque Ecológico Chipinque is located in the potential distribution range of the ocelot, and mammal monitoring program implemented in PECh has been successful: two events from ocelot (*Leopardus pardalis*) were obtained with cam traps in September 2014 in a pine-oak (1,274 m) and oak-pine (1,390 m) forest. These new records are very important in confirming the continuing presence of ocelot in its potential distribution range in the Sierra Madre Oriental. The presence of ocelot (*Leopardus pardalis*) in Parque Ecológico Chipinque suggests the probability that the park serves as a biological corridor for the species, and also suggests the health of the forest conserved in this area. Parque Ecológico Chipinque as a private protected area is playing an important role in species conservation, despite its tourism use and closeness to the urban zone.

El ocelote (*Leopardus pardalis*) es una de las seis especies de félidos enlistadas para México y se ha registrado en diferentes hábitats. En México esta enlistado como especie en peligro de extinción (NOM-059, SEMARNAT-2010), a pesar de esto la información acerca de sus poblaciones es limitada, principalmente en Nuevo León. Actualmente la pérdida del hábitat es uno de los principales factores que pone en riesgo la presencia del ocelote y los esfuerzos de conservación realizados por las áreas protegidas privadas son importantes para preservar esta especie. El Parque Ecológico Chipinque (PECh) es un área natural privada ubicada en la Sierra Madre Oriental (Subprovincia Gran Sierra Plegada) y forma parte del Área Natural Protegida Parque Nacional Cumbres de Monterrey, en Nuevo León, México. En el 2010 como parte del "Programa de Monitoreo de la biodiversidad", se implementó el programa "Monitoreo de mastofauna" en el PECh, para lo cual se establecieron 11 estaciones de monitoreo con cámaras-trampa ubicadas en bosque de pino-encino, bosque de encino-pino, bosque de encino y matorral submontano, separadas entre sí de 0.9 a 2 km. El principal objetivo de este programa es registrar especies de mamíferos previamente listadas y especies con potencial de distribución en el área del PECh. El Parque Ecológico Chipinque se localiza en el área de distribución potencial del ocelote (*Leopardus pardalis*) y el programa implementado de monitoreo de mamíferos ha sido exitoso: se ha obtenido el registro de individuos adultos en dos eventos independientes capturados con cámaras-trampa en septiembre de 2014 en un bosque de pino-encino (1,274 m) y el otro en bosque de encino-pino (1,390 m). Este nuevo registro es de alta importancia y confirma la presencia del ocelote en su área de distribución potencial en la Sierra Madre Oriental. La presencia del ocelote (*Leopardus pardalis*) en el Parque Ecológico Chipinque sugiere la probabilidad de que este sirva como un corredor biológico de la especie, además de sugerir el buen estado de la vegetación del sitio. De este modo, el Parque Ecológico Chipinque como área protegida privada está desempeñando su papel en la conservación de especies a pesar de ser un área de uso turístico y de su proximidad con la zona urbana.

Key words: conservation; Felidae; *Leopardus pardalis*.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

El ocelote *Leopardus pardalis* es uno de los seis felinos reportados para México ([Ceballos y Oliva 2005](#)); es de talla mediana (adultos pesan entre 6 y 15 kilogramos) y la cola es proporcionalmente corta; el color de su cuerpo va de café a café grisáceo, con un patrón de manchas alargadas en los costados; es parecido al margay (*Leopardus wiedii*), pero este es de menor tamaño (adultos pesan entre 3 y 7 kilos), con grandes ojos y cola larga ([Murray y Gardner 1997](#); [Aranda 2012](#)). El ocelote habita en zonas tropicales y áreas de transición con zonas neárticas; se ha registrado en selva baja caducifolia ([Martínez-Calderas et al. 2011](#); [Valdez-Jiménez et al. 2013](#)), bosque de oyamel ([Aranda et al. 2014](#)), bosque de encino, bosque tropical lluvioso ([Almazán-Catalán et al. 2013](#); [Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014](#)), matorral submontano, selva mediana, selva alta perennifolia, bosque mesófilo de montaña, bosque de pino-encino y matorral desértico micrófilo ([Martínez-Calderas et al. 2011](#); [Almazán-Catalán et al. 2013](#)) en altitudes hasta los 3,150 m ([Almazán-Catalán et al. 2013](#); [Aranda et al. 2014](#)). Su distribución está registrada desde el sureste de Estados Unidos hasta el norte de Argentina ([Murray y Gardner 1997](#)). En México se ha registrado desde Sonora hasta Chiapas y desde Nuevo León y Tamaulipas hasta Quintana Roo ([Grigione et al. 2009](#); [CONABIO 2010](#)).

En México la especie se encuentra catalogada “en peligro de extinción” ([SEMARNAT 2010](#)), mientras que a nivel internacional como “de preocupación menor” ([IUCN 2015](#)) y su comercialización se encuentra regulada por CITES, donde se ubica en el Apéndice I ([CITES 2015](#)). Actualmente el comercio ilegal representa una amenaza para la especie, en conjunto con la pérdida y fragmentación del hábitat y la matanza en represalia por la depredación de aves de corral ([Caso et al. 2008](#)).

El conocimiento sobre la distribución del ocelote en Nuevo León se limita a siete registros documentados: un ejemplar colectado en abril de 1946 cerca del municipio de General Bravo ([Jiménez-Guzmán et al. 1999](#)), dos ejemplares cazados: uno en 1940 en el municipio de Santiago ([Moreno-Valdéz 1998](#)) y otro en 1995 en el municipio de China ([Jiménez-Guzmán et al. 1999](#)); tres reportes como fauna asociada al jaguar en la Gran Sierra Plegada (Sierra Madre Oriental), en vegetación de matorral submontano y bosque de encino ([Rosas-Rosas y López-Soto 2002](#)) y el registro más reciente es un ejemplar encontrado muerto en el Área Natural Protegida Cerro de la Silla, en el municipio metropolitano de Guadalupe, en vegetación de matorral submontano y bosque de encino ([Velazco-Macías y Peña-Mondragón 2015](#); Figura 1a).

Materiales y métodos

El Parque Ecológico Chipinque (PECh) es un Área Natural Protegida privada ubicada en el límite noreste del Área Natural Protegida Federal “Parque Nacional Cumbres de Monterrey” (PNCM), Nuevo León, México y su uso principal es la conservación. Colinda al norte con el área metropolitana de Monterrey; al este con vegetación de bosque templado; al sur con matorral desértico rosetófilo y al oeste con bosque templado y un fraccionamiento habitacional de baja densidad. A aproximadamente 9 km en dirección oeste-noroeste la vegetación cambia de bosque templado a matorral submontano. Como parte de un estudio de “Monitoreo de la mastofauna” implementado en el PECh desde agosto de 2010 se establecieron 11 estaciones de cámaras-trampa (Bushnell; <https://www.bushnell.mx>; simples, sin cebo ni atrayentes) espaciadas entre sí de 0.9 a 2 km en bosque de pino-encino, bosque de encino-pino, bosque de encino y matorral submontano (siendo las especies representativas en bosque *Pinus pseudostrobus*, *P. teocote*, *Quercus rysophilla*, *Q. canbyi*, *Q. polymorpha*, mientras que en matorral submontano son *Helietta parvifolia*, *Cordia boissieri*, *Pithecellobium pallens*; Figura 1b).

Resultados

Desde que se colocaron las estaciones de cámaras-trampa, estas han permanecido encendidas permanentemente y a la fecha se han obtenido dos fotografías de ocelotes adultos en eventos independientes. El primer evento se registró el 2 de septiembre de 2014 a las 5:50 h (25° 35' 37.05" N, -100° 19' 46.55" O; 1,274 m; bosque de pino-encino; Figura 1b). El segundo evento se registró el 14 de septiembre a las 5:28 h (25° 36' 14.79" N, -100° 21' 14.36" O; 1,390 m; bosque de encino-pino; Figuras 2a, 2b); el área se caracteriza por ser terreno abrupto con altas pendientes. Para corroborar la identificación de la especie se utilizó el método de triple ciego (Kelly et al. 2008).

Para hacer la colocación de las cámaras-trampa se utilizó como referencia el tamaño del ámbito hogareño del gato cola rabona (*Lynx rufus*, 1.12 Km²), por ser de hábitos alimenticios estrictamente carnívoros y ser el felino de menor movilidad presente en el PECh. Las estaciones en las que se registró el ocelote se encuentran separadas entre sí 2.6 km y están ubicadas a 3 km y 0.4 km de la principal zona de recreación del PECh; ambos sitios son veredas poco transitadas por visitantes. Según Grigione et al. 2009 el Parque Ecológico Chipinque se encuentra dentro del área de distribución potencial del ocelote, por lo que con este primer registro del ocelote en el PECh se confirma su presencia.

Discusión

Las cámaras-trampa son una técnica eficiente en la búsqueda de nuevos registros de especies elusivas y de hábitos crípticos, como el ocelote. Estudios previos muestran que la distribución del ocelote va desde bosques de coníferas y matorral hasta bosques tropicales. Se ha sugerido que la presencia de la especie está restringida por factores como el estado de conservación del hábitat (Haines et al. 2006) y características abióticas del sitio como la temperatura y la precipitación (Jiménez-Maldonado 2007).

Es notable la falta de estudios sobre la distribución del ocelote en Nuevo León; previamente esta especie ha sido reportada en el norte del estado en los municipios de General Bravo (Jiménez-Guzmán et al. 1999), Santiago (Moreno-Valdéz 1998), China (Jiménez-Guzmán et al. 1999); en la Gran Sierra Plegada (Rosas-Rosas y López-Soto 2002, sin especificar municipios) y Guadalupe (Velazco-Macías y Peña-Mondragón 2015). Los reportes realizados sobre la distribución en el noreste de México sugieren que es posible que la Gran Sierra Plegada albergue una población

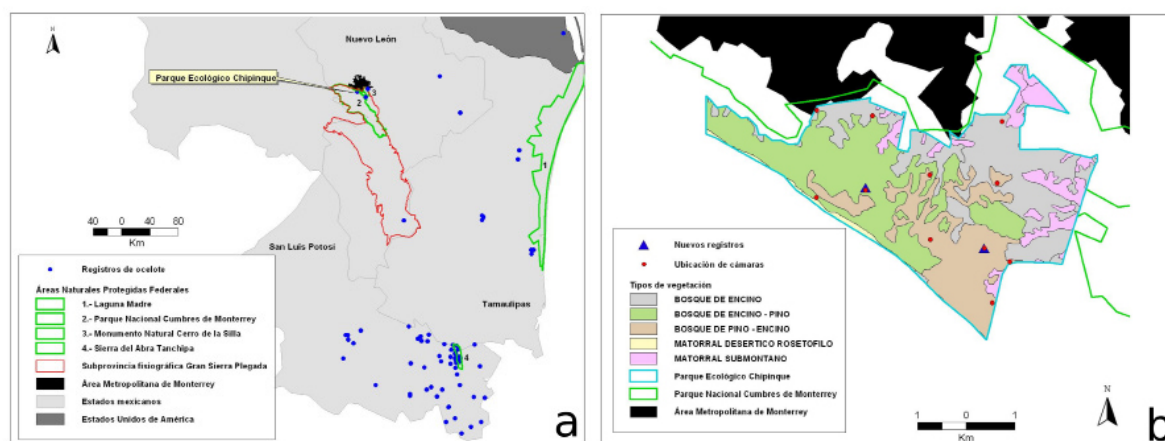


Figura 1. A) Registros de ocelote en el noreste de México (obtenidos de literatura) y registros nuevos en el Parque Ecológico Chipinque, donde se muestra la ubicación del Parque en relación con la Subprovincia Fisiográfica Gran Sierra Plegada. B. Ubicación de las cámaras trampa en el Parque Ecológico Chipinque, señalando los nuevos registros de ocelote y los tipos de vegetación.

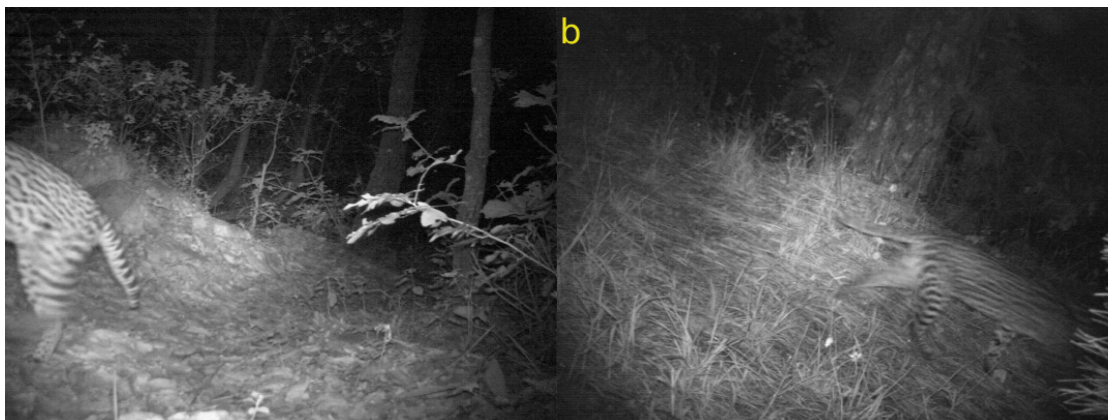


Figura 2. Registros de ocelote en bosque de pino-encino (1,274 m) el 2 de septiembre de 2014 a las 5:50 h. B. Registro de ocelote en bosque de encino-pino (1,390 m) el 14 de septiembre a las 5:28 h.

residente de ocelote que conecta las poblaciones del norte con las del sur. El Parque Ecológico Chipinque (PECh) se encuentra dentro de la gran Sierra Plegada (Figura 1a) y, de acuerdo con otros autores, debido a las características de vegetación ([Rosas-Rosas y López-Soto 2002](#); [Ramírez Bravo et al. 2010](#); [Martínez-Calderas et al. 2011](#)), grado de conservación ([Haines et al. 2006](#)), altitud ([Almazán-Catalán et al. 2013](#); [Aranda et al. 2014](#)) y características abióticas de temperatura y precipitación ([Jiménez-Maldonado 2007](#)) que se presentan en el PECh, es probable que este sea parte del área que sirve como corredor biológico para la especie. En Estados Unidos las únicas poblaciones conocidas de ocelote se limitan al extremo sur-este de Texas, donde la propiedad privada constituye el 97 % de su territorio y por tanto la conservación depende fuertemente del apoyo de sus propietarios ([Haines et al. 2006](#)). Dentro del Parque Nacional Cumbres de Monterrey el Parque Ecológico Chipinque es un caso especial de propiedad privada enfocada al turismo y destaca por su importancia como zona de conservación y de resguardo de especies amenazadas y sensibles al disturbio causado por factores antropogénicos (e. g. oso negro, puma y jaguarundi).

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer al personal del Parque Ecológico Chipinque, en especial a la Lic. L. Willcockson, directora del PECh por el apoyo otorgado a este proyecto.

Literatura citada

- ALMAZÁN-CATALÁN, J. A., C. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, F. RUÍZ-GUTIÉRREZ, M. L. ROMERO-ALMARAZ, A. TABOADA-SALGADO, E. BELTRÁN-SÁNCHEZ, Y L. SÁNCHEZ-VÁZQUEZ.** 2013. Registros adicionales de felinos del estado de Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:347-359.
- ARANDA, S. J. M.** 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- ARANDA, M., F. BOTELLO, E. MARTÍNEZ-MEYER, Y A. PINEDA.** 2014. Primer registro de ocelote (*Leopardus pardalis*) en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala, Estado de México y Morelos, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:1300-1302.
- CASO, A. C. LOPEZ-GONZALEZ, E. PAYAN, E. EIZIRIK, T. DE OLIVEIRA, R. LEITE-PITMAN, M. KELLY, Y C. VALDERRAMA.** 2008. *Leopardus pardalis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. www.iucnredlist.org. Última visita 20 marzo 2015.
- CEBALLOS, G., Y G. OLIVA (Eds.).** 2005. Los mamíferos silvestres de México. Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.

- CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE ESPECIES AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES (CITES).** 2015. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Apéndices I, II y III en vigor a partir del 24 de julio de 2010. <http://www.cites.org/>. Última visita: 30 marzo 2015.
- COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO).** 2010. http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/layouts/leopard_dcgw.png. Última visita: 30 marzo 2015.
- GRIGIONE, M. M., K. MENKE, C. LÓPEZ-GONZALEZ, R. LIST, A. BANDA, J. CARRERA, R. CARRERA, A. J. GIORDANO, J. MORRISON, M. STERNBERG, R. THOMAS, Y B. VAN PELT.** 2009. Identifying potential conservation areas for felids in the USA and Mexico: integrating reliable knowledge across an international border. *Fauna and Flora International*. *Oryx* 43:78-86.
- HAINES, A. M., J. E. JANECKA, M. E. TEWES, L. I. GRASSMAN, Y P. MORTON.** 2006. The importance of private lands for ocelot *Leopardus pardalis* conservation in the United States. *Oryx* 40:90-94.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN).** 2015. The IUCN red list of threatened species. Version 2014.3. <http://www.iucnredlist.org>. Última visita: 6 enero 2015.
- JIMÉNEZ-GUZMÁN, A., M. A. ZUÑIGA-RAMOS, Y J. A. NIÑO-RAMÍREZ.** 1999. Mamíferos de Nuevo León (En línea). <http://www.fcb.uanl.mx/mastozoología/>. Última visita 20 de marzo de 2015.
- JIMÉNEZ-MALDONADO, R. E.** 2007. Modelación de nicho ecológico y coexistencia de ocelotes (*Leopardus pardalis*) y gatos monteses (*Lynx rufus*) en México (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de Querétaro. México.
- KELLY, M. J., A. J. NOSS, M. S. DI BITETTI, L. MAFFEI, R. L. ARISPE, A. PAVIOLO, C.D. DE ANGELO, Y Y. E. DI BLANCO.** 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89:408-418.
- MARTÍNEZ-CALDERAS J. M., O. C. ROSAS-ROSAS, J. F. MARTÍNEZ-MONTOYA, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, M. M. CROSBY-GALVÁN Y M. D. SÁNCHEZ-HERMOSILLO.** 2011. Distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:997-1004.
- MORENO-VALDÉZ, A.** 1998. Mamíferos del Cañón de Huajuco, municipio de Santiago, Nuevo León, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 3:5-25.
- MURRAY, J. L., Y G. L. GARDNER.** 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian species* 548:1-10.
- PÉREZ-IRINEO, G., Y A. SANTOS-MORENO.** 2014. Density, distribution, and activity of the ocelot *Leopardus pardalis* (Carnívora: Felidae) in Southeast Mexican rainforest. *Revista de Biología Tropical* 62:1421-1432.
- RAMÍREZ-BRAVO O. E., E. BRAVO-CARRETE, C. HERNÁNDEZ-SANTÍN, S. SCHINKEL-BRAULT Y K. CHRIS.** 2010. Ocelot (*Leopardus pardalis*) distribution in the state of Puebla, Central Mexico. *Therya* 1:111-120.
- ROSAS-ROSAS, O. C., Y J. H. LÓPEZ-SOTO.** 2002. Distribución y estado de conservación del jaguar en Nuevo León, México. Pp. 393-401 en *El jaguar en el nuevo milenio* (Medellín, R. A., C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, G. Crawshaw Jr, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, y A. B. Taber, eds.). Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society. Ciudad de México, México.
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES.** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT -2010, Protección Ambiental -Especies de flora y fauna silvestres en México - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación (DOF). Ciudad de México, México. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5173091&fecha=30/12/2010. Última visita: 6 enero 2015.

- VALDEZ-JIMÉNEZ, D., C. M. GARCÍA-BALDERAS, Y G. E. QUINTERO-DÍAZ.** 2013. Presencia del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la "Sierra del Laurel", Municipio de Calvillo, Aguascalientes, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 29:688-692.
- VELAZCO-MACÍAS, C. G. Y J. L. PEÑA-MONDRAGÓN.** 2015. Nuevo registro de ocelote (*Leopardus pardalis*) en el estado de Nuevo León, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 31:451-453.

Submitted: April 27, 2015
Reviewed: July 22, 2015
Accepted: November 4, 2015
Associated editor: Rafael Reyna

**Nuevo registro de infanticidio en *Alouatta pigra*:
oportunidad de traición del altruismo**

New record of infanticide in *Alouatta pigra*: chance of betrayal of altruism

Luis M. García-Feria^{1*}, Brenda A. Cruz Pérez² y Xitlali Sánchez-Girón²

¹ Red de Biología y Conservación de Vertebrados, Instituto de Ecología, A. C. Carretera antigua a Coatepec No. 351, Veracruz, 91070, México. E-mail: luis.garcia@inecol.mx (LMGF).

² Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México. E-mail: brenda-rawwr@hotmail.com (BACP), xitlalygiron@gmail.com (XS-G)

*Corresponding author

The infanticide is a normal behavior in different animal species. In primates of the genus *Alouatta* infanticide it has been observed in polygamous groups where death of infants is caused by unrelated males when a pregnant female joins a family group, or when a new young male takes ownership harem other. An altruist behavior is developed by subordinate males, which they may help to the related dominant male in the defense of the group, but these altruism can be betrayed. In ≈ 6.58 ha fragment located in a highly fragmented landscape at municipality of Balancán (Tabasco), we made observations to a group of seven howler monkeys, and a lone adult male. We documented the fourth case of infanticide in *Alouatta pigra* in Mexico by a subordinate male. *A. pigra* groups with the highest number of females probably attract external male that trying to take control of the group. However, we suggest that the subordinate male could have taken advantage of the distraction of the group to made infanticide. Although the altruist behavior in *A. pigra* is present, these coalition can be betrayed by selfish motivations, especially when subordinate males they presume better advantage to the dominant males, or the opportunity to take control of the group and their roles within it.

El infanticidio es un comportamiento normal en diferentes especies animales. En primates del género *Alouatta* se ha observado en grupos polígamos donde la muerte de los infantes es provocada por machos no emparentados, cuando una hembra preñada se une a un grupo familiar, o cuando un macho joven nuevo toma la propiedad de harén de otro. Un comportamiento altruista puede ser desarrollado por los machos subordinados, los cuales ayudan al macho dominante emparentado en la defensa del grupo, pero este altruismo puede ser traicionado. En un fragmento de ≈ 6.58 ha localizado en un paisaje altamente fragmentado en el Municipio de Balancán (Tabasco), realizamos observaciones a un grupo de siete monos aulladores y un macho adulto solitario. Documentamos el cuarto caso de infanticidio *Alouatta pigra* en México, realizado por un macho subordinado. Los grupos de *A. pigra* con número mayor de hembras probablemente atraen machos externos que intentan tomar el control del grupo. Sin embargo, sugerimos que el macho subordinado aprovechó la distracción del grupo para realizar el infanticidio. Aunque el altruismo en *A. pigra* está presente, esta coalición puede ser traicionada por comportamientos egoístas, principalmente cuando los machos subordinados se presumen con mayor ventaja hacia los machos dominantes, o se presente la oportunidad para tomar el control del grupo y sus funciones dentro de él.

Keywords: selfish motivations; dominant males; subordinate males; polygyny; neotropical primates.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

El infanticidio es una estrategia adaptativa donde los infantes son eliminados por los machos que no los engendran con el objetivo de adelantar el estro de las hembras e incrementar la probabilidad de engendrar descendencia con ellas ([van Schaik y Janson 2000](#)). En los primates del género *Alouatta* se ha observado cuando una hembra preñada se une a un grupo familiar o cuando un macho nuevo toma la propiedad de harén de otro ([Knopff et al. 2004](#); [Van Belle et al. 2010](#)). Se han reportado para *A. palliata* ([Clark 1983](#)), *A. seniculus* ([Crockett y Sekulic 1984](#); [Crockett y Janson 2000](#); [Beltrán y Stevenson 2012](#)) y *A. pigra* ([Brockett et al. 1999](#); [Knopff et al. 2004](#); [Van Belle et al. 2010](#)).

En hábitats fragmentados *A. pigra* forma grupos pequeños de seis individuos en promedio y no más de cinco hembras en un sistema social unimacho-multihembra ([Van Belle y Estrada 2005, 2006](#)). En estos grupos, los machos forman coaliciones para defender a las hembras y a sus crías contra machos externos ([Horwich et al. 2000](#)).

El equipo conformado por tres personas empezó un seguimiento (7:00 am) de un grupo de monos aulladores negros, *Alouatta pigra*, en un fragmento de aproximadamente 6.58 hectáreas dentro del paisaje altamente fragmentado del Municipio de Balancán, Tabasco ($\approx 17^{\circ} 44' N$, $-91^{\circ} 30' W$, 20 m). El grupo estaba conformado por siete monos (dos machos adultos, tres hembras adultas, una hembra juvenil y una cría aproximadamente de 15 días de edad), además de localizarse a un macho adulto solitario en el mismo fragmento. Los machos del grupo fueron reconocidos como dominante (M_d) y subordinado (M_{sub}). Esta clasificación se basó en la frecuencia de interacciones y la proximidad macho-hembra, donde el M_d interactúa más con las hembras y aulla con mayor frecuencia (Kitchen *et al.* 2004). El grupo de monos aulladores se encontraba alimentándose cuando fueron localizados, el macho solitario (M_{sol}) estaba descansando a una distancia aproximada de 70 m del grupo. A las 10:40, el M_{sub} se alejó del grupo, avanzó hasta encontrar al M_{sol} . El M_{sol} se despertó con la presencia del M_{sub} que emitía pequeñas vocalizaciones sin llegar a aullidos profundos. El M_{sol} respondió con vocalizaciones de ladridos muy bajos, mientras que el M_{sub} regresó al grupo.

El M_{sol} se acercó al grupo 40 minutos después (11:30 h). Cuando fue detectado por el M_d , éste respondió con aullidos y despliegues agresivos, agitando y rompiendo las ramas del árbol donde se encontraba. El M_{sol} se echó a descansar en una rama aproximadamente a 6 m del grupo. Aunque no mostró ninguna actitud agresiva, en ocasiones intentaba aullar en respuesta a los aullidos del M_d , pero solo emitía vocalizaciones cortas y de mediana intensidad. El M_{sub} también intentaba aullar, pero sus aullidos eran igualmente cortos y poco profundos. Las hembras adultas y la juvenil, manteniéndose atentas a la confrontación de los machos, permanecieron agregadas a unos 4 m de donde el M_d realizaba sus despliegues. El confrontamiento del M_d y el M_{sol} duró cerca de 30 minutos.

El M_{sub} atacó e hirió a la cría arrancándola de los brazos de su madre mientras se efectuaba el despliegue del M_d hacia el M_{sol} ($\sim 12:05$ h). La madre y otra de las hembras reaccionaron agrediendo al M_{sub} , el que huyó alejándose unos 10 m del grupo. El M_d no tuvo reacción alguna ante este evento y el M_{sol} discretamente se retiró del área. Toda la acción del ataque a la cría sucedió en pocos segundos. Los tres observadores nos percatamos que la cría había caído al suelo y realizaba movimientos descoordinados. La madre no verificó la condición ni el paradero de la cría posiblemente por nuestra presencia. Sin embargo, durante los 20 min siguientes, el resto del grupo no mostró cambios en su actividad causada por el evento. El seguimiento del grupo terminó a las 13:00 h.

Al levantar a la cría, descubrimos que presentaba fractura del cráneo y exposición de fragmentos de materia encefálica, comprobándose el ataque intencional y dirigido del M_{sub} hacia ella. La cría (macho) murió a los pocos minutos.

Discusión

El tamaño y la estructura del grupo ($n = 7$: 2M/3H/1HJ/1C) sigue la tendencia reportada para grupos de monos aulladores en hábitats fragmentados, de uno o pocos machos y muchas hembras (Van Belle y Estrada 2005, 2006). Es así que se ha reportado que los grupos con más de cuatro hembras resultan más atractivos para machos que buscan un grupo donde integrarse y relevar al macho local (Crockett y Janson 2000).

El infanticidio como estrategia reproductiva es eficaz para los machos nuevos que no saben cuánto tiempo se mantendrán en el harém (van Schaik y Janson 2000). Los machos nuevos no pueden esperar a que las crías y juveniles no relacionados sean destetados y sus madres sean receptivas nuevamente (van Schaik *et al.* 2004). De acuerdo a nuestras observaciones, sugerimos que el M_{sub} pudo haber aprovechado la distracción del grupo hacia el M_{sol} para poder efectuar el infanticidio. También sugerimos que en *A. pigra* puedan ser frecuentes los eventos de infanticidio, ya sea por una poligamia débil o por el número de hembras del harém (Greene *et al.* 1998), ya

que no hay un infanticidio dirigido hacia algún sexo específico. Los infanticidios reportados en *A. pigra* han sido tanto de hembras como de machos (un macho: [Knopff et al. 2004](#); dos hembras y un macho: [Van Belle et al. 2010](#)).

Si bien desconocemos la relación de parentesco de los individuos del grupo, creemos que el M_d no estaba emparentado con el M_{sub} , ya que el M_{sub} no tuvo una participación activa (apoyo altruista) en la defensa del grupo en apoyo al M_d . Aunque la participación de los subordinados en la defensa del grupo es variable, esta participación está relacionada al parentesco o a la duración de la asociación entre machos ([Kitchen et al. 2004](#)). En *Alouatta*, los comportamientos prosociales o apoyos altruistas se originan para apoyar en las peleas o en otros actos de cooperación como mecanismo de reciprocidad ([van Schaik y Keppeler 2006](#); [de Wall y Suchak 2010](#)). La defensa de las hembras y sus crías contra el infanticidio por machos externos puede ser considerado un acto altruista ([Horwich et al. 2000](#)). No obstante, estas coaliciones pueden ser traicionadas por los machos subordinados (comportamientos egoístas) cuando se presumen con mayor ventaja hacia los machos dominantes, estén emparentados o no ([van Schaik y Keppeler 2006](#)). Es así que los comportamientos egoístas constituyen restricciones en el comportamiento prosocial cuando un macho toma el control del grupo y sus funciones dentro de él ([de Wall y Suchak 2010](#)).

Agradecimientos

A la Estación de Investigaciones Primatológicas y Vida Silvestre, Balancán, Tabasco, en especial a D. Tejero por su asistencia en el campo. A F. Vidal-García, M. Franquesa-Soler y L. E. Argüello-Sánchez por sus pertinentes comentarios y recomendaciones al escrito. Al editor y a los dos revisores anónimos por sus constructivos comentarios al manuscrito.

Literatura citada

- BELTRÁN, M. L., y P. R. STEVENSON.** 2012. Twins and infanticide in red howler monkeys inhabiting a fragment in western Orinoquia. *Neotropical Primates* 19:41–42.
- BROCKETT, R. C., R. H. HORWICH, y C. B. JONES.** 1999. Disappearance of infants following male takeovers in the Belizean black howler monkey (*Alouatta pigra*). *Neotropical Primates* 7:86–88.
- CLARK, M. R.** 1983. Infant-killing and infant disappearance following male takeovers in a group of free-ranging howling monkeys (*Alouatta palliata*) in Costa Rica. *American Journal of Primatology* 5:241–247.
- CROCKETT, C., y R. SEKULIC.** 1984. Infanticide in red howler monkeys (*Alouatta seniculus*). Pp. 173–192 en *Infanticide: Comparative and Evolutionary Perspectives* (Hausfater, G., y S. B. Hrdy, eds.). Aldine Publishing Company, Chicago. EE. UU.
- CROCKETT, C. M., y C. H. JANSON.** 2000. Infanticide in red howlers: female group size, male membership, and a possible link to folivory. Pp. 75–98 en *Infanticide by males and its implications* (van Schaik, C. P., y C. H. Janson, eds.). Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- DE WALL, B. B. M., y M. SUCHAK.** 2010. Prosocial primates: selfish and unselfish motivations. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 365:2711–2722.
- GREENE, C., J. UMBANHOWAR, M. MANGEL, y T. CARO.,** 1998. Animal breeding systems, hunter selectivity, and consumptive use in wildlife conservation. Pp. 271–305 en *Behavioral ecology and conservation biology* (Caro, T., ed.). Oxford University Press. New York, EE. UU.
- HORWICH, R. H., R. C. BROCKETT, y C. B. JONES.** 2000. Alternative male reproductive behaviors in the Belizean black howler monkeys (*Alouatta pigra*). *Neotropical Primates* 8:95–98.
- KITCHEN, D. M., R. H. HORWICH, y R. A. JAMES.** 2004. Subordinate male black howler monkey (*Alouatta pigra*) responses to loud calls: experimental evidence for the effects of intra-group male relationships and age. *Behaviour* 141:703–723.

- KNOPFF, K. H., A. A. KNOPFF, Y M. S. M. PAVELKA.** 2004. Observed case of infanticide committed by a resident male Central American black howler monkey (*Alouatta pigra*). *American Journal of Primatology* 63:239–244.
- VAN BELLE, S., Y A. ESTRADA.** 2005. Cambios demográficos en poblaciones del mono aullador negro (*Alouatta pigra*) como consecuencia de la fragmentación del hábitat. *Universidad y Ciencia*, Número Especial II:1–9
- VAN BELLE, S., Y A. ESTRADA.** 2006. Demographic features of *Alouatta pigra* populations in extensive and fragmented forests. Pp. 121–142 en *New perspectives in the study of Mesoamerican primates: distribution, ecology, and conservation* (Estrada, A., P. A. Garber, M. S. M. Pavelka, y L. G. Luecke, eds.). Springer. New York, EE. UU.
- VAN BELLE, S., A. E. KULP, R. THIESSEN-BOCK, M. GARCIA, Y A. ESTRADA.** 2010. Observed infanticides following a male immigration event in black howler monkeys, *Alouatta pigra*, at Palenque National Park, Mexico. *Primates* 51:279–284.
- VAN SCHAİK, C. P., Y C. H. JANSON.** 2000. *Infanticide by males and its implications*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- VAN SCHAİK, C. P., G. R. PRADHAN, Y M. A. VAN NOORDWIJK.** 2004. Mating conflict in primates: infanticide, sexual harassment and female sexuality. Pp. 131–150 en *Sexual Selection in Primates* (Kappeler, P. M., y C. P. van Schaik, eds.). Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- VAN SCHAİK, C. P., Y P. M. KEPPELER.** 2006. Cooperation in primates and humans: Closing gap. Pp. 3–21 en *Cooperation in primates and humans: mechanisms and evolution* (Kappeler, P. M., y C. P. van Schaik, eds.). Springer. Berlin, Alemania.

Submitted: August 21, 2015

Reviewed: September 17, 2015

Accepted: November 15, 2015

Associated editor: Cristina Macswiney

Estudio preliminar de las preferencias de hábitat del venado temazate rojo (*Mazama temama*) en una región montañosa del centro de México

Preliminary study of habitat preferences of red brocket deer (*Mazama temama*) in a mountainous region of central Mexico

Luz Adriana Pérez-Solano^{1*}, Mircea G. Hidalgo-Mihart², and Salvador Mandujano¹

¹ Red de Biología y Conservación de Vertebrados, Instituto de Ecología A. C. Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, 91070. Xalapa, Veracruz, México. Email: adriana.perez.s@outlook.com (LAP-S), salvador.mandujano@inecol.mx (SM)

² División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Km 0.5 Carretera Villahermosa-Cárdenas 86039. Villahermosa, Tabasco, México. Email: mhidalgo@yahoo.com (MGH-M)

*Corresponding author

The red brocket deer (*Mazama temama*) is a cervid distributed throughout Mexico and Central America. There is limited availability of information regarding this species, especially in the mountainous ranges typical of its geographical distribution. In this scientific note we present preliminary results of the habitat preferences of the red brocket deer in the highlands of the Mexican states of Puebla, Oaxaca, and Veracruz. We evaluated the habitat use-availability of the red brocket in relation to four habitat variables (vegetation type, vegetation cover, plant species richness and slope). We considered the presence of signs (tracks, scats or direct sightings) as an indicator of use, while availability was evaluated with points every 500 m. We used chi-squared tests in combination with Bonferroni confidence intervals to determine whether the red brocket preferred or avoided the selected habitat variables. Results showed that the red brocket selected croplands (coffee agroecosystems) and avoided areas covered by secondary growth vegetation. We observed that the species selects sites with high vegetation cover and intermediate plant species richness. It has been reported that the red brocket is commonly found in areas with little human influence; our results suggest that this species can also use sites with low-level disturbance, such as coffee agroecosystems. However, the use of these sites is associated with the proximity of patches of vegetation in good condition (Bodmer 1989; Lira-Torres and Naranjo 2003). The results of our study contribute to understanding how this species responds to the habitat characteristics of its environment. This information will help to develop appropriate conservation and management plans to maintain healthy populations of the species.

El venado temazate rojo (*Mazama temama*) es una especie de cérvido que se distribuye en México y Centro América. Se tiene muy poca información de esta especie, principalmente en las áreas montañosas de su distribución geográfica. En esta nota científica presentamos resultados preliminares de las preferencias de hábitat del temazate rojo en una región serrana de México, localizada en los estados de Puebla, Oaxaca y Veracruz. Evaluamos el uso-disponibilidad del hábitat del temazate rojo en relación a cuatro variables de hábitat (tipo de vegetación, cobertura vegetal, riqueza de especies vegetales y pendiente del terreno). Consideramos la presencia de señales (huellas, excrementos o avistamientos directos) de temazates como un indicador de uso, mientras que la disponibilidad fue evaluada mediante puntos cada 500 m. Usamos pruebas de chi cuadrada en combinación con intervalos de confianza de Bonferroni para determinar la preferencia o evasión de las variables de hábitat que seleccionamos. Los resultados mostraron que los temazates seleccionan cultivos (agroecosistemas cafetaleros) y rechazan sitios de vegetación secundaria. Así mismo, se observó que seleccionan sitios con alta cobertura vegetal y sitios con riqueza vegetal media. Se ha reportado que esta especie comúnmente se encuentra en áreas con baja influencia humana, nuestros resultados sugieren que el temazate rojo también puede hacer uso de sitios con bajos niveles de perturbación, como lo son los cultivos. Sin embargo, el uso de estos sitios está asociado a la cercanía de parches de vegetación en buen estado de conservación (Bodmer 1989; Lira-Torres y Naranjo 2003). Los resultados de nuestro estudio ayudan a entender cómo la especie responde a las características de su hábitat. Esta información es relevante para la conservación y medidas de manejo que ayuden a mantener poblaciones sanas de este cérvido.

Key words: Central American red brocket; cervid; conservation; habitat use; *Mazama*; montane cloud forest.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introduction

Deer species of the genus *Mazama* constitute the least-studied group of cervids in Latin America. The Central American red brocket (*Mazama temama* Kerr 1792) has been classified as a habitat specialist (Weber 2008). In general, high quality habitat for a brocket deer has been considered to be

characterized by the availability of water sources, dense understory vegetation and low human hunting pressure (Rivero *et al.* 2005; Di Bitetti *et al.* 2008; Weber 2008). In habitats where the dominant vegetation is temperate forest, Lira-Torres and Naranjo (2003) reported that red brocket deer prefers cloud forests combined with secondary growth vegetation, compared to areas exclusively of cloud forest or coffee plantations. However, these authors reported in the same study that the highest relative abundance occurs in places where cloud forest was the dominant vegetation.

The red brocket deer (*M. temama*) has the largest distribution of the two species that belong to the *Mazama* genus in Mexico, ranging from southern Tamaulipas, Mexico, to northern Colombia. It has been reported that this species lives in tropical evergreen forest as well as in montane cloud forest. In some cases, the species inhabits temperate areas such as pine-oak forest (Bello *et al.* 2010). Studies of this species of brocket deer in montane cloud forests (1,000 and 2,000 m) have been limited to descriptions of diet, their record within taxonomic lists of species and the historical record of the presence of the species throughout these areas (e. g. Hall 1981; Villarreal-Espino *et al.* 2008, Pérez-Solano *et al.* 2012). In the case of habitat use, evaluation has focused on a large-scale determination of the manner in which red brocket deer use different vegetation types and their population abundance within these types (e. g. Lira-Torres and Naranjo 2003; Reyna-Hurtado and Tanner 2005; 2007). In order to contribute to understanding how this species responds to the characteristics of its immediate habitat, this study presents preliminary results of the habitat preferences of the Central American red brocket deer in a mountainous region of central Mexico.

Material and methods

We conducted this study in seven sites along a mountain range that covers the states of Veracruz, Puebla, and Oaxaca, Mexico. These areas together constitute a portion of the Sierra Madre del Sur, one of the three main mountain ranges of Mexico. The main vegetation types present are coniferous forest and montane cloud forest.

In this study, we conducted a habitat use and availability analysis in terms of red brocket deer habitat preferences (Johnson 1980). With the help of local guides, we explored sites where red brocket deer have been reported by the local authorities. This fieldwork was conducted from November 2010 to February 2011 at seven sites within the study area (Figure 1). We searched intensively in selected transects for signs of the presence of red brocket deer in each of the study sites. The complicated topographic relief of the study sites (where slopes of terrain can reach over 80°), the size of the sites and the willingness of local authorities to allowed us access to the areas, prevented having transects with the same length. Consequently, transects were of variable length, ranging from 2-6 km (mean = 3.6 km, SE = 1.6).

The presence of red brocket deer records (tracks, scats or direct sightings) was considered evidence of the use of the habitat by the species at that particular site. We only considered signs that were found at least 300 m apart from other signs. We characterized the local habitat around the records, based on four variables that other studies have considered important for the presence of the species, such as vegetation type, vegetation cover below 50 cm in height, plant species richness and slope (See Table 1; Reyna-Hurtado and Tanner 2005; Villarreal-Espino *et al.* 2008; Bello *et al.* 2010). In order to determine habitat availability, we decided to conduct a systematic characterization of habitat every 500 m, the characterization of these points was the same as that in the habitat use records. The location of these points was independent of the presence or absence of red brocket deer signs. This method is adapted to the estimation method proposed by Marcum and Loftsgaarden (1980).

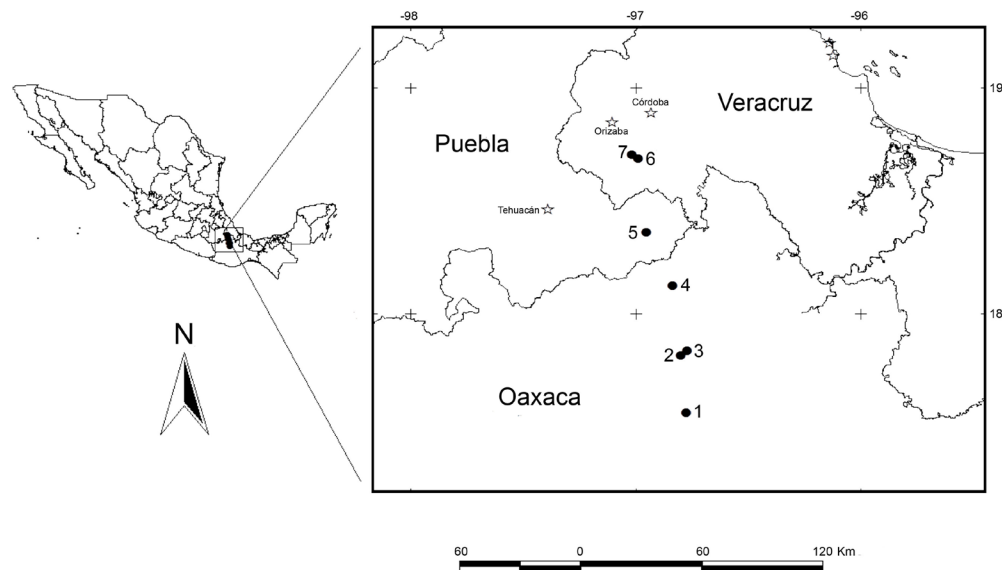


Figure 1. Map of the study area, indicating the study sites. The numbers indicate the name of each site. (1) San Juan Bautista Atlatlahuca, Oaxaca. (2) Ojo de Agua, Santa Ma. Pápalo, Oaxaca. (3) Cerro Temazate, Santa Ma. Pápalo, Oaxaca. (4) Huautla de Jiménez, Oaxaca. (5) Xaltepec, Zoquitlán, Puebla. (6) Tlaixco, Zongolica, Veracruz. (7) Atempa de los Reyes, Los Reyes, Veracruz.

In order to perform the use-availability analysis, the four habitat variables were divided into four or five categories, depending on the characteristics of each variable (Table 1). We analyzed habitat use-availability by performing a chi-squared test with Bonferroni confidence intervals at 95 % (Neu et al. 1974; Byers et al. 1984).

Results

We obtained 52 records of red brocket deer habitat use and recorded 30 points of habitat availability. We did not obtain a sufficient number of records for each of the studied sites, and the analyses were therefore performed combining the data from all seven sites. Significant differences were found between the habitat use-availability for the four measured variables (Table 2). The Bonferroni confidence intervals indicate that the main differences between use and habitat availability occurred in the variables vegetation type, vegetation cover below 50 cm in height and plant species richness. In the vegetation type variable, the red brocket deer selected sites with coffee agroecosystems and avoided secondary growth vegetation. The other vegetation types were used according to availability. With respect to vegetation cover below 50 cm in height, the species selects sites where this kind of vegetation was very dense, in ranges from 76 to 100 %. In the case of plant species richness, the species selects sites categorized with an intermediate number of plant species (6 to 13 species) while avoiding sites with either low (1 to 5 species) or high (14 to 17 species) plant species richness. Slope did not show any effect since the red brocket deer used each category according to availability in its habitat.

Discussion

Studies carried out with the red brocket deer (*M. americana*) of South America show that this species is commonly found in areas that present little human influence (Weber and González 2003). Our results suggest that the red brocket deer (*M. temama*) that inhabit the mountainous region of Mexico can also use areas covered with croplands, such as coffee agroecosystems. The use of such areas by the species has been reported in other studies, but has invariably been associated with the proximity of well-preserved sites (Lira-Torres and Naranjo 2003).

Table 1. Habitat variables characterized from records and points of availability habitat of red brocket deer (*Mazama temama*) in seven sites along a portion of the Sierra Madre del Sur, that covers the states of Veracruz, Puebla, and Oaxaca, Mexico. The importance of the variable characterized for brocket deer is indicated, along with a description of how the variable was measured, and the categories into which the variable was divided.

Habitat variables	Importance	Categories	Identification of the category and description of how the variable was measured
Vegetation Type	An indicator of the red brocket deer response to the climate present in the area, altitude above sea level and the characteristics of the topography surrounding the site where the species was recorded. Vegetation type also allows a quick determination of tree cover characteristics as well as human impact.	Cloud forests	Presence of trees of genus <i>Liquidambar</i> , <i>Magnolia</i> , <i>Pinus</i> and <i>Quercus</i> . Presence of large numbers of epiphytes, ferns, and vines.
		Pine-Oak forests	Dominance of coniferous trees or in combination with oaks (<i>Quercus sp.</i>).
		Riparian forests	Nearby presence of rivers, streams and floodplains.
		Secondary growth vegetation	Areas in a process of recovery where natural vegetation was removed from two to ten years ago.
		Croplands	Agro ecosystems of shaded coffee, surrounded by cloud forests.
Understory vegetation cover below 50 cm in height (%)	The vegetation below 50 cm in height is used by the red brocket deer for protection. Likewise, brocket deer diet is based on herbaceous plants found in this stratum (Villarreal-Espino <i>et al.</i> 2008).	0-25	Within a radius of 3 m around the record, we calculated the percentage of the total area covered by grass and shrub vegetation below 50 cm in height. To avoid bias, all estimations were performed by the same person.
		26-50	
		51-75	
		76-100	
Plant richness (Number of species)	The number of plant species is an indicator of the degree of conservation of the site, as well as the potential for finding food.	1-5	Within a radius of 5 m around the record, we counted the total tree and shrub species present in the area.
		6-9	
		10-13	
		14-17	
Slope (°)	The red brocket deer more commonly uses steeper slopes of the terrain.	0-21	Slope was determined using a clinometer and taking the site of the brocket recording as the central point of measurement.
		22-43	
		44-64	
		65-85	

Interestingly, the time of year (winter season) in which the field sampling was conducted corresponded with the fruiting of coffee plants. Red brocket deer may be using the coffee fruit as a food source. The red brocket is known to be a highly frugivorous species (Gayot *et al.* 2004; Weber 2008). It has also been found that coffee agroecosystems in the Sierra Madre Oriental of Mexico allow the persistence of an elevated diversity of mammal species, and these systems have been considered key elements for maintaining the regional biodiversity (Gallina *et al.* 1996). However, specific studies are required in order to fully understand how the brocket deer utilize these human altered environments.

Dense understory vegetation cover is a habitat attribute that has been associated with the presence of several deer species. Vegetation cover is an important feature for basic activities such as rest, shelter, parental care and feeding, as well as providing protection against predators (Villarreal 1999). For the red brocket deer, selection of sites with dense understory vegetation seems essential for survival in the mountainous terrain of our study area. This could be associated with an escape strategy or as a refuge from predation or hunting by local inhabitants. Alternatively, selection of a dense understory vegetation cover below 50 cm in height could be related to the feeding habits of the species. Villarreal-Espino *et al.* (2008) analyzed the diet of the species in a montane site in the Mexican state of Puebla and found that their diet consists mainly of shrubs and, to a lesser extent, pastures and oak acorns.

Our results show that the red brocket selects sites of intermediate plant species richness and rejects sites with either very low or very high plant species richness. This choice of selecting

Table 2. Results of the comparison between the use and availability of the different variables measured in the red brocket deer (*Mazama temama*) habitat in seven sites along a portion of the Sierra Madre del Sur, that covers the states of Veracruz, Puebla, and Oaxaca, Mexico. Values obtained are shown in the chi-squared test and the Bonferroni confidence intervals.

Variable	Chi-squared test	Categories	Ratio of observed (p_i) (n = 52)	Expected proportion of use (n = 30)	Bonferroni Confidence Intervals
Type of vegetation	$\chi^2 = 96.12$ $P < 0.001$ d. f. = 4	Cloud forest	0.17	0.10 (=)	0.03 $\leq p_i \leq$ 0.30
		Pine-Oak forest	0.23	0.26 (=)	0.08 $\leq p_i \leq$ 0.38
		Riparian Vegetation	0.21	0.26 (=)	0.06 $\leq p_i \leq$ 0.35
		Secondary growth vegetation	0.19	0.33 (-)	0.05 $\leq p_i \leq$ 0.33
		Croplands	0.19	0.03 (+)	0.05 $\leq p_i \leq$ 0.33
Understory vegetation cover below 50 cm in height (%)	$\chi^2 = 34.27$ $P < 0.001$ d. f. = 3	0 a 25	0.13	0.20 (=)	0.01 $\leq p_i \leq$ 0.25
		25 a 50	0.17	0.23 (=)	0.04 $\leq p_i \leq$ 0.30
		51 a 75	0.07	0.16 (=)	-0.01 $\leq p_i \leq$ 0.16
		76 a 100	0.61	0.40 (+)	0.44 $\leq p_i \leq$ 0.78
Plant richness (Number of species)	$\chi^2 = 148.76$ $P < 0.001$ d. f. = 3	1 a 5	0.15	0.50 (-)	0.02 $\leq p_i \leq$ 0.27
		6 a 9	0.42	0.26 (=)	0.25 $\leq p_i \leq$ 0.59
		10 a 13	0.23	0.03 (+)	0.08 $\leq p_i \leq$ 0.37
		14 a 17	0.19	0.53 (-)	0.05 $\leq p_i \leq$ 0.32
Slope (°)	$\chi^2 = 34.83$ $P < 0.001$ d. f. = 3	0 a 21	0.36	0.50 (=)	0.19 $\leq p_i \leq$ 0.53
		22 a 43	0.17	0.16 (=)	0.04 $\leq p_i \leq$ 0.30
		44 a 64	0.23	0.23 (=)	0.08 $\leq p_i \leq$ 0.37
		65 a 85	0.23	0.10 (=)	0.08 $\leq p_i \leq$ 0.37

Note: the signs (+), (=) and (-) indicate the proportion of use of the particular category according to availability. (+) used more than was available, (=) used according to availability and (-) used less than was available in the habitat.

areas with intermediate plant species richness may be related to the environmental characteristics of the vegetation type in which the species was recorded. According to the intermediate disturbance hypothesis (Connell 1978), areas recovering from an intense disturbance, such as secondary growth vegetation, tend to have an elevated diversity of plant species, while sites in advanced successional stages present lower plant species richness. Based on this observation, the red brocket may reject sites with elevated plant richness because these are secondary growth vegetation sites, but select sites with an intermediate number of species because this is related to areas covered with cloud forest. It is important to note that sites of low plant richness, usually rejected by the red brocket, were associated with areas located near human trails. It has previously been reported that red brocket deer tend to move away from areas that pose a high risk of contact with humans (Lira-Torres and Naranjo 2003; Reyna-Hurtado and Tanner 2005; Di Bitetti et al. 2008).

Our results showed that the red brocket deer does not select any particular category of slope over others. Bello (1993) reports that higher abundances of this species in a tropical evergreen forest were found in rugged terrain with slopes usually ranging from 30° to 75°. Selection of these areas was related to the persistence of areas of well-preserved forest on these slopes. Data from the category with steeper slopes in our study showed a trend of selection of these sites; however, this trend was not significant. It is possible that an increase in sampling effort would help to clarify the importance of the slope of the terrain as a factor in local-level habitat selection by the brocket in our study area.

This work represents one of the few studies of red brocket deer habitat at a local scale in a mountain region in Mexico. There is an important and urgent need to increase the availability of data about the red brocket deer, especially considering its ecological importance and significant value to human populations. This information will help to develop the relevant conservation and management measures (such as, for example, the inclusion of some protection status under the Mexican Law) that contribute to maintaining healthy populations of the species.

Acknowledgments

We would like to thank A. Vázquez for his valuable assistance in the field. This work was supported by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) through the Masters scholarship awarded to the first author (Agreement Number 232620). We thank the División de Posgrado and the Red de Biología y Conservación de Vertebrados of Instituto de Ecología, A.C., and the Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán (CONANP) for their logistical support. This project was financially supported by the CONACyT Project No. CB-2009-01 0000130702 "*Interacciones del venado cola blanca y ganado en la RBTC*".

Literature Cited

- BELLO, J.** 1993. Situación actual del orden Artiodactyla en la región de los Tuxtlas, Veracruz. Bachelors thesis. Universidad Veracruzana. Xalapa, México.
- BELLO, J., R. REYNA-HURTADO, AND J. WILHAM.** 2010. Central American red brocket deer *Mazama temama* (Kerr 1992). Pp. 166-171 in Neotropical cervidology: Biology and medicine of Latin American deer (Duarte, J. M. B., and S. González, eds.). Jaboticabal, Brasil: Funep and Gland, Suiza, IUCN. São Paulo, Brasil.
- BODMER, R.** 1989. Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forests. *Oecologia* 81:547-550.
- BYERS, C. R., K. STEINHORST, AND P. R. KRAUSMAN.** 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 48:1050-1053.
- CONNELL, J. H.** 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199:1302-1310.
- DI BITETTI, M. S., A. PAVIOLO, C. A. FERRARI, C. DE ANGELO, AND Y. DI BLANCO.** 2008. Differential Responses to Hunting in Two Sympatric Species of Brocket Deer (*Mazama americana* and *M. nana*). *Biotropica* 40:636-645.
- GALLINA, S., S. MANDUJANO, AND A. GONZÁLEZ-ROMERO.** 1996. Conservation of mammalian biodiversity in coffee plantations of Central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems* 33:13-27.
- GAYOT, M. O. HENRY, G. DUBOST, AND D. SABATIER.** 2004. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 20:31-43.
- HALL, E. R.** 1981. The mammals of North America. 2th edition. John Wiley and Sons, Inc. New York, EE. UU.
- JOHNSON, D. H.** 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71.
- LIRA-TORRES, I., AND E. J. NARANJO.** 2003. Abundancia, preferencia de hábitat e impacto del ecoturismo sobre el puma y dos de sus presas en la reserva de la biosfera El Triunfo, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 7:21-40.
- MARCUM, C. L., AND D. O. LOFTSGAARDEN.** 1980. A nonmapping technique for studying habitat preferences. *Journal of Wildlife Management* 44:963-968.

- NEU, C. W., C. R. BYERS, AND J. M. PEEK.** 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541-545.
- PÉREZ-SOLANO, L. A., S. MANDUJANO, F. CONTRERAS-MORENO, AND J. M. SALAZAR-TORRES.** 2012. Primeros registros del temazate rojo *Mazama temama* en áreas aledañas a la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:875-878.
- REYNA-HURTADO, R., AND G. W. TANNER.** 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37:676-685.
- REYNA-HURTADO, R., AND G. W. TANNER.** 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16:743-756.
- RIVERO, K., D. I. RUMIZ, AND A. B. TABER.** 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia* 69:169-183.
- VILLAREAL, J.** 1999. Venado cola blanca: manejo y aprovechamiento cinegético. Unión ganadera regional de Nuevo León, México.
- VILLARREAL-ESPINO, O. A., L. E. CAMPOS-ARMENDIA, T. A. CASTILLO-MARTÍNEZ, I. CORTES-MENA, F. X. PLATA-PÉREZ, AND G. D. MENDOZA-MARTÍNEZ.** 2008. Composición botánica de la dieta del venado temazate rojo (*Mazama temama*), en la sierra nororiental del estado de Puebla. *Universidad y Ciencia: Trópico Húmedo* 24:183-188.
- WEBER, M., AND S. GONZÁLEZ.** 2003. Latin American deer diversity and conservation: A review of status and distribution. *Ecoscience* 10:443-454.
- WEBER, M.** 2008. Un especialista, un generalista y un oportunista: uso de tipos de vegetación por tres especies de venados en Calakmul, Campeche. Pp. 579-592 in *Avances en el estudio de los mamíferos de México II* (Lorenzo C., Espinoza E., and Ortega J., eds.). CIBNOR, ECOSUR, IPN, UAEM, UAM, UNICACH, Universidad Veracruzana. Ciudad de México, México.

Submitted: October 20, 2015

Reviewed: November 30, 2015

Accepted: January 18, 2016

Associated editor: Rafael Reyna

Primeros registros de ocelote en los bosques tropicales
de la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca, México

First records of ocelot in tropical forests of the Sierra Negra of Puebla and Sierra Mazateca de Oaxaca, Mexico

Rosa Elena Galindo-Aguilar¹, Laura Angélica Cacelin-Castillo², Octavio César Rosas-Rosas^{3*}, María Guadalupe Bravo-Vinaja¹, José Luis Alcántara-Carbajal¹ y Verónica Vázquez-García⁴

¹ Ganadería, Recursos Genéticos y Productividad. Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco Km 36.5, Montecillos 56230. Estado de México, México. E-mail: rosa.galindo@colpos.mx (REGA), gbravo@colpos.mx (MGBV), jalcant@colpos.mx (JLAC).

² Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 4 sur 104, Puebla, 72000. Puebla, México. E-mail: lauacacelin@gmail.com (LACC).

³ Colegio de Postgraduados Campus San Luis Potosí, Iturbide 73, Salinas San Luis Potosí, 78600. San Luis Potosí, México. E-mail: octaviocrr@colpos.mx (OCRR).

⁴ Desarrollo rural, Socioeconomía, Estadística e Informática. Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México- Texcoco Km 36.5, Texcoco, 56230. Estado de México, México. E-mail: gveronica@colpos.mx (VVG).

*Corresponding author

Ocelots are at risk of extinction despite being a wide distribution species. Its presence in Puebla has been recorded, and also the possibility of existence of biological corridor to southeastern Mexico. Part of that corridor is located in the Sierra Negra in Puebla and the Sierra Mazateca in Oaxaca, where there are not previous studies that prove the presence of the ocelot. The Sierra Negra of Puebla and Sierra Mazateca of Oaxaca are contiguous mountain ranges with a mosaic of vegetation that includes tall evergreen forest, cloud forest, rain-fed agriculture and cultivated grasslands. We placed 11-18 camera trap stations spaced every 1-3 km, within a 110 km² polygon, over three sampling periods. We also applied semistructured interviews to locals to obtain information on wild felids occurrence. Twelve individual ocelots were recorded in the study area, 10 of them through cameras and six through interviews. Ocelots were photographed in fragmented areas near human settlements. The six remaining ocelots registered were four skins, one carcass and one captive animal. Ocelots have been previously documented in disturbed landscapes and near human settlements areas. We believe that there is a resident ocelot population in the study area, thus the Sierra Negra and the Sierra Mazateca are an important component of the proposed biological corridor of the Sierra Madre Oriental.

El ocelote, a pesar de ser una especie de amplia distribución, se encuentra en peligro de extinción. En Puebla, se ha documentado su presencia y la posibilidad de un corredor hacia el sureste mexicano. Parte de dicho corredor se localiza en la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca, en las cuales no se han realizado estudios que comprueben la presencia del ocelote. La Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca son cadenas montañosas contiguas, las cuales presentan un mosaico de vegetación que incluye selva alta perennifolia, bosque mesófilo de montaña, agricultura de temporal y pastizal inducido. En estas sierras se delimitó un polígono de 110 km², donde durante tres periodos de muestreo se colocaron de 11 a 18 estaciones de fototrampeo distanciadas entre sí cada 1-3 km. Además se realizaron entrevistas semiestructuradas para documentar la presencia de los felinos silvestres. Se registraron en total 12 individuos de ocelote en la zona de estudio. Por medio de las cámaras se detectaron seis de éstos en zonas fragmentadas y cercanas a asentamientos humanos. A través de entrevistas se documentaron otros seis individuos (cuatro pieles, un cadáver y uno en cautiverio). Se ha documentado con anterioridad la presencia de ocelotes en ambientes perturbados y cercanos a asentamientos humanos. Consideramos que en la zona de estudio existe una población residente de ocelotes; por lo tanto, la Sierra Negra y la Sierra Mazateca son un componente importante del propuesto corredor biológico de la Sierra Madre Oriental.

Key words: connectivity, biological corridor, *Leopardus pardalis*, mammals, carnivore, rainforest, cloud forest.

© 2016 Asociación Mexicana de Mastozoología, www.mastozoologiamexicana.org

Introducción

El ocelote (*Leopardus pardalis*) es una especie de amplia distribución en el Neotrópico, donde habita una gran variedad de ecosistemas, entre ellos los bosques tropicales y templados, manglares, matorral xerófilo y matorral desértico micrófilo (Aranda 2005; Martínez-Calderas et al. 2011; Ahumada-Carrillo et al. 2013; Aranda et al. 2014). No obstante, se encuentra en peligro de extinción debido al efecto de las actividades humanas, como la cacería y la destrucción y fragmentación de su hábitat (Caso et al. 2008; SEMARNAT 2010). La Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, por sus siglas en inglés) lo incluye en el Apéndice I (CITES 2015) y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN, por sus siglas en inglés) lo clasifica como LC (least concern) o en “preocupación menor” (IUCN 2015). Su distribución histórica incluye la Sierra Madre Oriental (SMO; Aranda 2005), la cual se encuentra altamente modificada por las actividades antropogénicas (Arriaga et al. 2000). Se ha documentado su presencia en las selvas altas perennifolias del estado de Puebla (Hueytamalco y Plan de Guinea; Ramírez-Bravo et al. 2010) y Oaxaca (San Juan Teponaxtla y los Chimalapas), así como en la selva baja caducifolia (Tehuacán, Puebla; Ramírez-Bravo et al. 2010; Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014), por lo que se ha propuesto la existencia de un corredor biológico a lo largo de la SMO, el cual conecta con el sureste mexicano a través de los estados de Puebla, Veracruz y Oaxaca (Ramírez-Bravo et al. 2010). En dicha zona se ubican la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca; ambas sierras forman parte de la Región Terrestre Prioritaria 130 (RTP) “Sierras del norte de Oaxaca-Mixe”. Esta sierra se caracteriza por mantener selvas altas perennifolias y bosques mesófilos de montaña, así como una alta riqueza de mamíferos y una alta concentración de especies en riesgo (Arriaga et al. 2000; García-Marmolejo et al. 2008). Esta región se considera con potencial para la distribución del ocelote y otros felinos tropicales, incluyendo al jaguar (Lorenzana 2011; Rodríguez-Soto et al. 2011, 2013; Dueñas-López et al. 2015). Sin embargo, no existen registros que corroboren la presencia del ocelote ni la de otros felinos silvestres en esta región en particular.

Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en dos municipios: San Sebastián Tlacotepec en la Sierra Negra, Puebla y Santa María Chilchotla en la Sierra Mazateca, Oaxaca. Ambas sierras son dos cadenas montañosas contiguas que presentan un mosaico de vegetación compuesto por agricultura de temporal (16,640 ha), bosque mesófilo de montaña (12,508 ha), selva alta perennifolia (11,943 ha), pastizal cultivado (9,758 ha) y bosque de pino (57,44 ha; CONABIO 2012). El fragmento más grande de vegetación natural consta de 3,200 ha de bosque mesófilo de montaña, el cual se localiza en la Sierra Negra. Realizamos entrevistas informales y semiestructuradas en 23 comunidades de la zona de estudio entre octubre de 2013 y octubre de 2014, para conocer el estado de conservación del jaguar y sus presas en los bosques tropicales de la zona. Se utilizó la técnica conocida como bola de nieve, la cual consiste en localizar a través de las entrevistas, a los pobladores que tengan conocimientos profundos sobre el tema de interés (Sandoval 2002); en este caso, información sobre felinos silvestres o posesión de sus derivados. Como parte de un estudio para determinar presencia y abundancia del jaguar y sus presas se colocaron entre 11 y 18 estaciones de fototrampeo en selva alta perennifolia, bosque mesófilo de montaña y acahuales. El diseño de muestreo se realizó siguiendo la metodología de Medellín et al. (2006), Díaz-Pulido y Payán (2012) y Noss et al. (2013) para el jaguar; esto es, un área mayor a 100 km² y una distancia entre las estaciones de 3 km. El muestreo se realizó durante tres meses, de julio a octubre de 2014 con 18 estaciones: cuatro en la Sierra Negra y ocho en la Sierra Mazateca. Seis estaciones fueron dobles, éstas se colocaron en donde los cazadores refirieron avistamientos recientes de rastros del jaguar

o sus presas potenciales, y se comprobó el rastro (los rastros comprobados siempre fueron de las presas potenciales del jaguar: *Pecari tajacu*, *Mazama temama*), dos se colocaron en la Sierra Negra y cuatro en la Sierra Mazateca. En las estaciones dobles se colocó perfume Obsession[®] como atrayente para el jaguar. Como parte de un estudio piloto, se realizaron dos muestreos previos de un mes, uno en diciembre de 2013, en el que se operaron 18 estaciones en la Sierra Negra (1 km entre estaciones) y el otro en abril de 2014 con 11 estaciones (cuatro en la Sierra Negra y siete en la Sierra Mazateca espaciadas cada 3 km). Los datos obtenidos de dichos muestreos también forman parte de los resultados presentados en este estudio. La ubicación de las cámaras en cada una de las temporadas de muestreo cambio dependiendo de las condiciones en campo, por lo tanto, al final se lograron algunos registros en puntos con distancias mínimas de 200 m en línea recta. Las cámaras utilizadas fueron: StealthCam[®] Delta8 modelo STC-Q8X/STC-D8BZ, Texas, EUA; Cuddeback[®] Ambush Black Flash Model 1194, Wisconsin, EUA; Bushnell[®] Trophy Cam HD Essential 119736C, Kansas, EUA y Covert[®], Kentucky, EUA. Para determinar el esfuerzo total de muestreo se multiplicó el número de cámaras trampa activas por los días de muestreo en cada una de las temporadas; lográndose un esfuerzo total de 1,745 días trampa. No logramos obtener fotografías del jaguar, pero sí de ocelote, y dada la importancia de su registro en la zona, se decidió examinar las fotografías. Para propósitos del análisis se utilizaron solo aquellas fotografías consideradas como eventos independientes, de acuerdo a los criterios establecidos por [O'Brien et al. \(2003\)](#). Para identificar individuos se utilizó el patrón de manchas; pero dado que se obtuvieron fotografías de ambos flancos de un individuo, se decidió utilizar únicamente las fotografías del flanco derecho.

Resultados

Obtuvimos un total de 31 fotografías independientes de ocelote en 13 estaciones: 10 en la Sierra Negra y tres en la Sierra Mazateca, la mayoría con una separación mayor a 1.5 km en línea recta (Figura 1). Se lograron identificar seis individuos en cinco de las 13 estaciones (dos en una misma estación), cinco individuos de sexo indeterminado y una cría. La hembra de la cría no pudo ser diferenciada por el patrón de manchas, debido a la baja calidad de la foto, por lo que no se incluyó en los resultados. Se nombraron LP (*Leopardus pardalis*) y se les asignó un número consecutivo (Tabla 1; Figura 2). En ocho estaciones, por la calidad de la fotografía o por el flanco en el que fue tomada (izquierdo), no fue posible determinar si se trataba de individuos distintos a los ya identificados. Mediante las entrevistas semiestructuradas obtuvimos seis registros adicionales. En la Sierra Mazateca nos mostraron tres pieles en tres comunidades: Dolores, Agua de Paxtle y Rio Sapó; un cadáver congelado para taxidermia en Rio Sapó y un individuo en cautiverio en San Miguel Nuevo. En la Sierra Negra nos mostraron una piel en Mazatzongo de Guerrero. Por consiguiente, registramos un total de 12 ocelotes en el área de estudio, cinco en la Sierra Negra, Puebla y siete en la Sierra Mazateca, Oaxaca (Tabla 1), éstos ocurrieron en zonas fragmentadas, con presencia de selva alta perennifolia, bosque mesófilo de montaña y acahuales y cercanos a los asentamientos humanos, entre 1 y 4 km en línea recta (Figura 1).

Discusión y conclusiones

Los resultados de la presente investigación coinciden con los de [Michalski et al. \(2010\)](#), quienes indican que el ocelote tiene tolerancia a ambientes fragmentados. Registramos 12 ocelotes (seis en las estaciones de fototrampeo y seis por evidencia física) en una zona fragmentada, lo cual destaca al compararlos con los nueve ocelotes documentados en la segunda extensión más grande de bosque tropical en México, los Chimalapas ([Arriaga et al. 2000](#); [Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014](#)). Debido a que no fue posible diferenciar a los individuos que se presentaron en todas las estaciones, creemos que el número de ocelotes podría estar subestimado. Consideramos que la

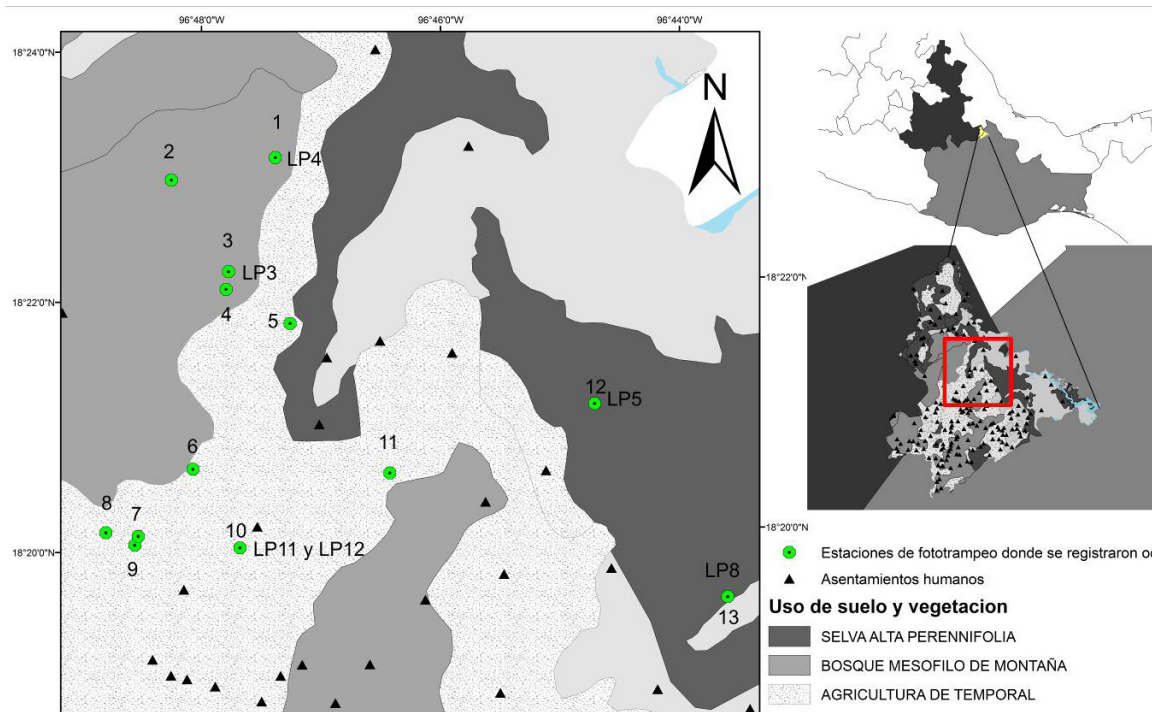


Figura 1. Estaciones de fototrampeo donde se registraron ocelotes (*Leopardus pardalis*) y posición de los individuos identificados por cámaras trampa en los bosques tropicales de la Sierra Negra de Puebla y Sierra Mazateca de Oaxaca, México. LP = ocelotes registrados, ver Tabla 1 para información de los mismos.

Tabla 1. Localización de registros de ocelote (*Leopardus pardalis*) en la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca, México. Individuo (Ind), Altitud sobre el nivel del mar (Alt). Tipo de vegetación (Veg)

Ind	Localidad/Municipio/Estado	Ubicación Geográfica			Veg	Fecha Hora	Tipo de registro
		Latitud UTM	Longitud UTM	Alt			
LP1	Mazatzongo de Guerrero, San Sebastián Tlacotepec, Puebla	18.2939	-96.7769	359	acahual	29/10/2013	piel
LP2	Dolores, Santa María Chilchotla, Oaxaca	18.3586	-96.7978	198	selva alta perennifolia	02/12/2013	piel
LP3	Ojo de Agua, San Sebastián Tlacotepec, Puebla	18.3676	-96.7903	1,117	selva alta perennifolia	20/12/2013 23:45	cámara trampa
LP4	Vista Hermosa, San Sebastián Tlacotepec, Puebla	18.3849	-96.7470	1,114	selva alta perennifolia	10/04/2014 11:29	cámara trampa
LP5	Santa Eustolia, Santa María Chilchotla, Oaxaca	18.3506	-96.7140	221	acahual	14/07/2014 14:20	cámara trampa
LP6	Agua de Paxtle, Santa María Chilchotla, Oaxaca	18.3026	-96.7892	291	selva alta perennifolia bosque	05/07/2014	piel
LP7	San Miguel Nuevo, Santa María Chilchotla, Oaxaca	18.3183	-96.7294	1,181	mesófilo de montaña	03/08/2014	vivo
LP8	Barranca Seca, Santa María Chilchotla, Oaxaca	18.3242	-96.7164	119	acahual	07/08/2014 05:15	cámara trampa
LP9	Rio Sapó, Santa María Chilchotla, Oaxaca	18.2743	-96.7164	400	bosque mesófilo de montaña	04/08/2014	piel
LP10	Rio Sapó, Santa María Chilchotla, Oaxaca	18.2743	-96.7972	400	acahual	04/08/2014	cadáver congelado
LP11	Cruztitla, San Sebastián Tlacotepec, Puebla	18.3330	-96.7972	928	selva alta perennifolia	17/08/2014 05:54	cámara trampa
LP12	Cruztitla, San Sebastián Tlacotepec, Puebla	18.3330	-96.7972	928	selva alta perennifolia	02/10/2014 19:58	cámara trampa



Figura 2. Ocelotes (*Leopardus pardalis*) diferenciados por su patrón de manchas en la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca, México.

probabilidad de que se fotografíe el mismo individuo en estaciones espaciadas por más de 2 km es baja; dado que en un arreglo de estaciones separadas por 1.5 km solo tres individuos de 15 fueron fotografiados en más de una estación (Martínez-Hernández et al. 2014) y que el ámbito hogareño del ocelote es de 1.8 a 4.6 km², el cual se traslapa con el de otros individuos (Torres-Romero 2009). Por lo tanto, cabe la posibilidad de considerar, por lo menos, tres individuos más, los de las estaciones 2, 8 y 11, las cuales tuvieron una separación de 2 km o más en línea recta de aquellas estaciones donde se logró la identificación plena de individuos (Figura 1). De esta manera obtendríamos un total de 15 ocelotes. Los registros de los ocelotes en los Chimalapas ocurrieron a distancias de entre 3 y 5 km de asentamientos humanos (Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014); distancias similares a las de este estudio: 1 a 4 km. La proximidad del ocelote a los poblados puede obedecer a la presencia de presas como el serete (*Dasyrpocta mexicana*), el cual tiene tolerancia a la presencia humana (Espinosa-Andrade 2012) y presenta el mayor índice de abundancia en la zona de estudio (Galindo-Aguilar 2015), o el tejón (*Nasua narica*), que se encuentra comúnmente en las milpas (Galindo-Aguilar 2015). El número de registros, la presencia de una hembra con cría y un cachorro en cautiverio sugiere la existencia de una población residente de ocelotes en los bosques tropicales de la Sierra Negra y la Sierra Mazateca y robustece la existencia de conectividad entre las poblaciones de ocelote al sur de la SMO y el sureste mexicano (y potencialmente para otras especies de felinos) mediante el propuesto corredor biológico de la Sierra Madre Oriental (Dueñas-López et al. 2015).

Agradecimientos

Agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca de maestría otorgada a la primera autora. Al Programa de Conservación de Especies en Riesgo de la CONANP por el apoyo financiero. Al Colegio de Posgraduados por el financiamiento a través del fideicomiso no. 167304; así como a todos los involucrados en el monitoreo de campo, especialmente a los pobladores quienes aportaron información y guía a través del bosque tropical.

Literatura citada

- AHUMADA-CARRILLO, I. T., J. C. ARENAS-MONROY, Y M. A. ÍÑIGUEZ. 2013. Presence of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in northern Jalisco, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:718-721.
- ARANDA, M. 2005. Ocelote. Pp. 359-361 en *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). CONABIO, Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.

- ARANDA, M., F. BOTELLO, E. MARTÍNEZ-MEYER, Y A. PINEDA.** 2014. Primer registro de ocelote (*Leopardus pardalis*) en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala, Estado de México y Morelos, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:1300-1302.
- ARRIAGA, L., J. ESPINOZA, C. AGUILAR, E. MARTÍNEZ, L. GÓMEZ, Y E. LOA (COORDS.).** 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CASO, A., C. LÓPEZ-GONZÁLEZ, E. PAYAN, E. EIZIRIK, T. DE OLIVEIRA, R. LEITE-PITMAN, M. KELLY, Y C. VALDERRAMA.** 2008. *Leopardus pardalis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1. www.iucnredlist.org. Consultado: 15 de julio de 2015.
- CITES (CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE ESPECIES AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES).** 2015. Apéndices I, II y III. www.cites.org/eng/app/appendices.php. Consultado: 15 de julio de 2015.
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD).** 2012. Portal de Geoinformación. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- DÍAZ-PULIDO, A., Y E. PAYÁN.** 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. Bogotá, Colombia.
- DUEÑAS-LÓPEZ, G., O. C. ROSAS-ROSAS, L. CHAPA-VARGAS, L. BENDER, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, J. F. MARTÍNEZ-MONTOYA, Y J. L. ALCÁNTARA-CARBAJAL.** 2015. Connectivity among jaguar populations in the Sierra Madre Oriental, México. *Therya* 7:449-468.
- ESPINOSA-ANDRADE, S.** 2012. Road development, bushmeat extraction and jaguar conservation in Yasuni Biosphere Reserve-Ecuador. Dissertation Doctor of Philosophy. University of Florida. Gainesville, EE. UU.
- GALINDO-AGUILAR, R. E.** 2015. Distribución, abundancia y conservación del jaguar y sus presas en los bosques tropicales de dos municipios de la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillos, Estado de México.
- GARCÍA-MARMOLEJO, G., T. ESCALANTE, Y J. MORRONE.** 2008. Establecimiento de prioridades para la conservación de mamíferos terrestres neotropicales de México. *Mastozoología Neotropical* 15:41-65.
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE).** 2015. Red List of threatened species. IUCN, Gland. www.iucnredlist.org. Consultado: 15 de julio de 2015.
- LORENZANA, G.** 2011. Modelado de la distribución y abundancia del jaguar (*Panthera onca*) en la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda Querétaro. Tesis de Maestría. Xalapa, Veracruz.
- MARTÍNEZ-CALDERAS, J., O. C. ROSAS-ROSAS, J. MARTÍNEZ-MONTOYA, L. TARANGO-ARÁMBULA, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, M. CROSBY-GALVÁN, Y M. SÁNCHEZ-HERMOSILLO.** 2011. Distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:997-1004.
- MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, A., O. C. ROSAS-ROSAS, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, L. TARANGO-ARÁMBULA, J. PALACIO-NÚÑEZ, L. BENDER, Y J. HERRERA-HARO.** 2014. Density of threatened ocelot *Leopardus pardalis* in the Sierra Abra-Tanchipa Biosphere Reserve, San Luis Potosí, México. *Oryx* 49:619-625.
- MEDELLÍN, R., D. AZUARA, L. MAFFEI, H. ZARZA, H. BÁRCENAS, E. CRUZ, R. LEGARIA, I. LIRA-TORRES, G. RAMOS, O. GAONA, Y S. ÁVILA.** 2006. Censos y monitoreo. Pp. 25-35 en *Memorias del Primer Simposio El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo* (Chávez, C., y G. Ceballos, eds.). CONABIO-Alianza WWF/TELCEL- Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

- MICHALSKI, F., D. NORRIS, Y J. METZGER.** 2010. Do ocelots use riparian corridors to move across a fragmented landscape? *Catnews* 53:4-7.
- NOSS, A., J. POLISAR, L. MAFFEI, R. GARCÍA, Y S. SILVER.** 2013. Evaluando la densidad de jaguares con trampas cámara. Programa para la Conservación del Jaguar Programa para Latinoamérica y el Caribe Wildlife Conservation Society. New York, EE.UU.
- O'BRIEN, T., M. KINNAIRD, Y H. WIBSONO.** 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6:131-139.
- PÉREZ-IRINEO, G., Y A. SANTOS-MORENO.** 2014. Density, distribution, and activity of the ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in Southeast Mexican rainforests. *Revista de Biología Tropical* 62:1421-1432.
- RAMÍREZ-BRAVO, E., E. BRAVO-CARRETE, C. HERNANDEZ-SANTÍN, S. SCHINKEL, Y K. CHRIS.** 2010. Ocelot (*Leopardus pardalis*) distribution in the state of Puebla, Central Mexico. *Therya* 1:111-120.
- RODRÍGUEZ-SOTO, C., O. MONROY-VILCHIS, L. MAIORANO, L. BOITANI, J. C. FALLER, M. BRIONES, R. NUÑEZ, O. ROSAS-ROSAS, G. CEBALLOS, Y A. FALCUCCI.** 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in México: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions* 17:350-361.
- RODRÍGUEZ-SOTO, C., O. MONROY-VILCHIS, Y M. ZARCO-GONZALES.** 2013. Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Conservation strategies. *Journal for Nature Conservation* 21:438-443.
- SANDOVAL, A.** 2002. Investigación cualitativa. Instituto Colombiano para el fomento de la educación superior ICFES. Bogotá, Colombia.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo.
- TORRES-ROMERO, E.** 2009. Densidad, abundancia, uso de hábitat y patrones de actividad del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la zona noreste del Estado de Quintana Roo: Estudio usando cámaras trampa. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.

Submitted: August 10, 2015

Reviewed: September 10, 2015

Accepted: Decembre 6, 2015

Associated editor: Consuelo Lorenzo

