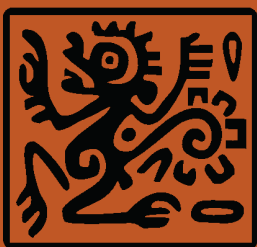


Therya

Volumen 7

Número 2

Mayo 2016



www.mastozoologiamexicana.org
AMMAC

La Portada

Tapir de Baird (*Tapirus bairdii*) con cría en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche. México. La población más importante de tapires en México se encuentra en la Reserva de la Biósfera de Calakmul al sur del estado de Campeche. En este número podrán leer sobre el movimiento de un individuo de esta especie que ha sido monitoreado por más de cuatro años y que se ha desplazado más de lo que se había reportado históricamente para esta especie. La población de tapires depende de los cuerpos de agua someros que existen en la región y se encuentra en estado vulnerable debido a la pérdida de hábitat y a los efectos del cambio climático (Fotografía de Rafael Reyna).

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 Ozomatín 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 2

mayo 2016

Contenido

EDITORIAL

Ecological restoration and protection of mammals in Mexico

Javier Enrique Sosa-Escalante 213-214

ARTICLES

Conservation biogeography in the Mexican Mountain Component: bridging conservation and patterns of endemism

Ricardo Morales, Tania Escalante, Elkin A. Noguera-Urbano, Niza Gámez and Gerardo Rodríguez-Tapia 215-229

Scavenging on sea turtle carcasses by multiple jaguars in Northwestern Costa Rica

Sergio Escobar-Lasso, Margarita Gil-Fernández, Hansel Herrera, Luis G. Fonseca, Eduardo Carrillo-Jiménez, Joel Sáenz and Grace Wong 231-239

Potential distribution of margay (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) in Northeastern Mexico

Jesús Manuel Martínez-Calderas, Anuar David Hernández-Saintmartín, Octavio César Rosas-Rosas, Jorge Palacio-Núñez, Jorge Agustín Villordo-Galván and Alejandra Olivera-Méndez 241-256

Density and activity patterns of ocelots in the Greater Lacandona Ecosystem

J. Antonio de la Torre, Paulina Arroyo-Gerala and Leonora Torres-Knoop 257-269

Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya Forest

Rafael Reyna-Hurtado, Mauro Sanvicente-López, Jonathan Pérez-Flores, Natalia Carrillo-Reyna and Sophie Calmé 271-276

Endangered jackrabbit *Lepus flavigularis* prefers to establish its feeding and resting sites on pasture with cattle presence

Alma Luna-Casanova, Tamara Rioja-Paradela, Laura Scott-Morales and Arturo Carrillo-Reyes 277-284

Terrestrial medium and large-sized mammal's diversity and activity patterns from Tamá National Natural Park and buffer zone, Colombia

Carlos H. Cáceres-Martínez, Aldemar A. Acevedo Rincón and José F. González-Maya 285-298

REVIEWS

Small rodents in the Yucatan Peninsula: knowledge and perspectives in 114 years of research 299-314

Elisa P. Zaragoza-Quintana, Juan M. Pech-Canché, Javier E. Sosa-Escalante, Silvia F. Hernández-Betancourt, Livia S. León-Paniagua and María C. MacSwiney G.

NOTES

First record of the genus *Notiomys* Thomas 1890 (Rodentia, Cricetidae) for Chile 315-319

Guillermo D'Elía, Roderich Barria and Pablo Teta

Notes on bat movements in a fragmented landscape in the Tehuantepec Isthmus, Mexico 321-332

Mario C. Lavariega and Miguel Briones-Salas

Distribution and density of the zacatuche rabbit (*Romerolagus diazi*) at the protected natural area "Corredor Biológico Chichinautzin" 333-342

Areli Rizo-Aguilar, Christian Delfín-Alfonso, Alberto González-Romero and José Antonio Guerrero

First record of Leucism in *Glossophaga soricina valens* (Phyllostomidae: Chiroptera) from Peru 343-352

Dennisse Ruelas, Miluska Ramos, Mercedes Molina and Víctor Pacheco

fascículo 20 http://www.mastozoologiamexicana.org/doi/10.12933/therya-7_1

DERECHOS DE AUTOR Y DERECHOS CONEXOS, año 7, No. 2, mayo-agosto 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 mayo 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. Instituto Politécnico Nacional 195. La Paz 23096, Baja California Sur. México. E-mail: c.a.biolsegura@gmail.com.

Formato editorial

Concepción Ramírez Aburto. Teotihuacan 501, Puesta del Sol, 23090, La Paz, B.C.S., México. E-mail: connier21@hotmail.com.

www.mastozoologiamexicana.org

Letter to the editor

Restauración ecológica y la protección de los mamíferos en México

Ecological restoration and protection of mammals in Mexico

La pérdida de cobertura vegetal provoca efectos negativos a los mamíferos silvestres y sus hábitats. Si bien la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura reconoce que la deforestación a nivel mundial ha disminuido, actualmente existen grandes extensiones de territorio que son ocupadas por sistemas productivos antrópicos. Esta misma situación se presenta a nivel nacional.

En el 2002 el área de cobertura original de los ecosistemas de México se había reducido a casi el 50 % de la superficie original y la cobertura de la vegetación primaria arbolada al 38 % ([Challenger y Dirzo 2009](#)). El informe 2004 - 2009 del Inventario Nacional Forestal y de Suelos ([CONAFOR 2012](#)), establece que el 71 % de la superficie continental del territorio nacional está ocupado por vegetación forestal y el 29 % corresponde a usos del suelo distinto al forestal (agrícola, pecuario, zonas urbanas, acuícola, etc.). Sin embargo, dados los usos del territorio que se presentan en las diferentes regiones de México, la pérdida de cobertura vegetal evidencia un sentido de mayor urgencia a escalas regionales y locales. Por ejemplo, Yucatán es uno de los estados de México con mayor superficie de cobertura vegetal perturbada. En términos generales, en 1976 las selvas representaban el 72 % de la superficie total del estado, mientras que para el año 2006 se redujo al 48 %; en contra parte, el uso agrícola y ganadero, aumentó del 23 % a 45 % para los mismos años ([García-Gil et al. 2013](#)).

A cualquier escala, la reducción de la superficie ocupada por diferentes ecosistemas y formaciones vegetales, así como el incremento de los usos de suelo no forestales, han provocado la fragmentación de las masas vegetales con importantes costos hacia las especies de mamíferos silvestres y sus hábitats.

Una parte de la superficie mejor conservada, está representada en su mayoría por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y por lo establecido en la normativa de los estados de la república; por ejemplo, el Sistema de Áreas Naturales Protegidas de Yucatán (SANPY). Para algunas regiones, dichos sistemas frecuentemente poseen un arreglo aislado y discontinuo, además de que algunos hábitats y especies prioritarias no están debidamente representadas y en ocasiones protegen la misma representatividad de la biodiversidad. Se ha propuesto evaluar los resultados obtenidos hasta la fecha, para determinar si las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son en verdad el mejor instrumento para la conservación de la biodiversidad. Es posible que algunas políticas públicas que aparentemente han tenido cierto éxito a escala nacional, realmente no hayan tenido resultados positivos a escalas locales o estatales.

El SINAP y, especialmente los estatales como el SANPY, son en esencia instrumentos jurídicos de conservación formados por ANP con decreto Federal, Estatal y Municipal. Sin embargo, la conservación horizontal (fuera de los espacios protegidos decretados), en regiones del país en donde las tasas de deforestación son elevadas o con una alta superficie vegetal perturbada, por ejemplo Yucatán, requieren de innovadores instrumentos jurídicos para el decreto de porciones del territorio con el propósito de hacer confluir diversas acciones que permitan su "restauración ecológica" para asegurar la protección de la mastofauna.

En parte, con esta visión, en el Programa Estatal de Medio Ambiente 2001-2007 ([Diario Oficial del Gobierno del Estado de Yucatán 2004](#)) se establecieron varios proyectos instrumentales, entre ellos uno denominado "Restauración ecológica de ecosistemas degradados en el Estado de Yucatán". Entre sus objetivos tuvo consolidar un "Sistema de Zonas Prioritarias para la Restauración Ecológica de Yucatán (SIZPREY)" para promover la rehabilitación de áreas deforestadas y degradadas, y al mismo tiempo, coadyuvar con los objetivos del SANPY.

Paralelamente, de forma multidisciplinaria e interinstitucional, se desarrolló el "Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Yucatán". Este programa luego de cuatro años y de múltiples estudios técnicos-científicos sociales, económicos y ambientales, dio como resultado los Decretos 793 (Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de Yucatán (POETY) y el 801 (Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio Costero de Yucatán (POETCY; [Diario Oficial del Gobierno del Estado de Yucatán 2007 a y b](#)). En ambos ordenamientos se establecieron políticas, lineamientos y criterios de restauración, aprovechamiento, protección y conservación que obligatoriamente deben aplicarse para el uso del territorio, muchos de los cuales benefician directamente a la mastofauna.

En el Decreto 793 del POETY, en la sección de "Lineamientos" establece: "En el ámbito de sus competencias, el estado y los municipios deben establecer Zonas Prioritarias para la Restauración Ecológica, que coadyuven con el sistema de Áreas Naturales Protegidas de Yucatán, para la restauración y conservación de los recursos naturales". Actualmente, a nueve años de ser "Ley", no existe avance alguno al respecto, es decir, se carece de una "Zona Prioritaria para la Restauración Ecológica" legalmente decretada como tal. El reto es instaurar el SIZPREY (nuevo instrumento jurídico para la restauración), que coadyuve con el SANPY (instrumento jurídico para la conservación).

El objetivo es retomar esta iniciativa para lograr que se decrete la primera "Zona Prioritaria para la Restauración Ecológica". Lo cual serviría de modelo para replicar en otras regiones de México y el Mundo. Esta iniciativa fue reconocida por autoridades regionales de la Comisión Nacional Forestal ([CONAFOR](#)) de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), que favoreció el diseño de nuevos programas a nivel federal que hoy se tornan claves para lograr el objetivo planteado. En los próximos años, la realización de estudios técnicos que consideren específicamente a los mamíferos, serán fundamentales para motivar y fundamentar, técnica y científicamente. Éste instrumento jurídico de restauración, se alinea a las medidas de adaptación y mitigación que deben realizarse ante los efectos del cambio climático.

Los mastozoólogos deben participar en el análisis de la información existente sobre zonas actualmente identificadas como prioritarias para la restauración ecológica (por ejemplo, las identificadas por la [CONAFOR](#)) y contrastarlas con las que se obtengan de estudios particulares que consideren: 1) Estimaciones de la transformación histórica de la cobertura vegetal en por lo menos los últimos 40 años a nivel regional o estatal; 2) Los cambios históricos de las principales variables climáticas; 3) La identificación de especies de mamíferos que permitan priorizar los esfuerzos de restauración, conservación, aprovechamiento y aplicación de la ley; 4) La estimación de la pérdida de distribución potencial de las especies seleccionadas como consecuencia del cambio de uso de suelo; 5) La aplicación de modelos para obtener mapas de escenarios tendenciales y deseados; y 6) Correlaciones con posibles futuros efectos debidos al cambio climático.

En este sentido, la Revista Therya, la Asociación Mexicana de Mastozoología (AMMAC) y la mastozoología en general, serán piezas fundamentales para identificar y justificar el establecimiento de "Zonas Prioritarias para la Restauración Ecológica" como un nuevo instrumento legal a nivel estatal, así como en propuestas técnicas para la modificación de Normas Oficiales Mexicanas o nuevas Normas Técnicas Ambientales.

Literatura citada

- CHALLENGER, A., y R. DIRZO.** 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. Pp. 37-73 in Capital Natural de México, Volumen II: Estado de conservación y tendencias de cambio (Dirzo, R., R. González, e I. March, compiladores). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CONAFOR.** 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Comisión Nacional Forestal. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Zapopan, México.
- DIARIO OFICIAL DEL GOBIERNO DEL ESTADO DE YUCATÁN.** 2004. Programa Estatal de Medio Ambiente 2001-2007. Número 30,162. 30 de Junio. Mérida, México.
- DIARIO OFICIAL DEL GOBIERNO DEL ESTADO DE YUCATÁN.** 2007a . Decreto por el que se formula y expide el Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de Yucatán. Decreto Número 793. 26 de Julio. Mérida, México.
- DIARIO OFICIAL DEL GOBIERNO DEL ESTADO DE YUCATÁN.** 2007b. Decreto por el que se formula y expide el Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio Costero del Estado de Yucatán. Decreto Número 801. 31 de Julio. Mérida, México.
- GARCÍA-GIL, G., L. MÉNDEZ, C. ESPADAS, G. GARCÍA-CONTRERAS, R. DURÁN, C. SALAZAR, y J. PÉREZ.** 2013. Cubierta vegetal y usos del suelo en el territorio. Pp. 34-41 in Ordenamiento territorial del estado de Yucatán: visión 2030 (García-Gil, G., y J. Sosa-Escalante, eds.). Universidad Autónoma de Yucatán. Merida, México.

Javier Enrique Sosa-Escalante

Centro para la Gestión de la Sustentabilidad. Calle 78 número 578 entre 13-1 y 128 (Mérida 2000), 97217. Mérida, Yucatán, México. Email. jeseara@prodigy.net.mx.

Biogeografía de la conservación en el Componente Mexicano de Montaña: enlazando conservación y patrones de endemismo

Conservation biogeography in the Mexican Mountain Component: bridging conservation and patterns of endemism

Ricardo Morales¹, Tania Escalante^{1*}, Elkin A. Noguera-Urbano¹, Niza Gámez¹ and Gerardo Rodríguez-Tapia²

¹ Grupo de Biogeografía de la Conservación, Departamento de Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510. Ciudad de México, México. E-mail: truchatu@gmail.com (RM), tee@st.ib.unam.mx (TE), elkalexno@gmail.com (EANU), nizagt@gmail.com (NG).

² Unidad de Geomática, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 70-275, Coyoacán, 04510, Ciudad de México, México. E-mail: gerardo@ecologia.unam.mx (GRT).

*Corresponding author

The Mexican Mountain Component (MMC) includes six biogeographical provinces. In this manuscript, we propose to use endemic taxa as surrogates to prioritize for conservation areas of the MMC. We use the distribution of 24 endemic mammals to prioritize conservation sites in the MMC and to evaluate the current Mexican system of protected natural areas (PNA). We used species distribution models and the software ConsNet 2.0 to prioritize areas for conservation, evaluating two algorithms (the representation maximization problem, and the area minimization problem) and two different representation targets (10 % and 25 %) of the distributional area of endemic taxa. In addition, we considered the effects of including existing PNA and/or excluding areas with altered vegetation. The representation maximization problem including current PNA was ineffective for reaching conservation targets. Meanwhile, all area minimization problems allowed us to prioritize areas reaching the targets of surrogates. In particular, a strategy that considers area minimization problem using a target of 10 % of the distribution of surrogates, including PNA and excluding the altered vegetation, was the most favorable for maintaining the distributional patterns of the endemic mammals. This solution proposes the protection of a total of 37,460 km², covering areas with altitude above 2,400 m located mainly in the Sierra Madre Occidental, the Transmexican Volcanic Belt, and provinces of the Sierra Madre del Sur. A prioritization strategy based on the distribution of endemic mammals as surrogates can help to maintain the distributional patterns of endemism of the Mexican biota.

El Componente Mexicano de Montaña (CMM) ocupa los principales sistemas montañosos de México, incluyendo seis provincias biogeográficas. En este manuscrito, proponemos que los taxones endémicos pueden ser utilizados para priorizar áreas de conservación en el CMM. Se priorizaron sitios de conservación con base en la distribución de 24 mamíferos endémicos; seguidamente se evaluó el sistema de áreas naturales protegidas (ANP) de México, a través de la representación de los mamíferos endémicos. Se utilizaron modelos de distribución de especies y el software ConsNet 2.0 para priorizar áreas de conservación, empleando dos algoritmos: el problema de máxima representación y el problema de área mínima. Además, se utilizaron dos metas de representación: 10 % y 25 % del área de distribución de las especies endémicas. Además, se consideraron las ANP existentes y se excluyeron áreas de vegetación alterada para algunos ejercicios. El problema de representación máxima, incluyendo las ANP actuales, fue ineficaz para alcanzar las metas de conservación. Mientras, todos los problemas de área mínima permitieron priorizar áreas que alcanzan las metas de los subrogados. En particular, la estrategia que considera el problema de área mínima con un objetivo del 10 % de la distribución de los subrogados (incluidas las ANP y excluyendo la vegetación alterada) puede ayudar a mantener los patrones de distribución de endemismo en la biota mexicana. Esta estrategia incluye 37,460 km², cubriendo áreas por encima de los 2,400 metros y que se encuentran principalmente en la Sierra Madre Occidental, la Faja Volcánica Transmexicana, y las provincias de la Sierra Madre del Sur. Una estrategia basada en áreas priorizadas en función de los mamíferos endémicos como subrogados puede ayudar a mantener los patrones de distribución de endemismo de la biota mexicana.

Key words: conservation biogeography; endemism; mammals; Mexico; surrogates; sympatry.

Introduction

[Whittaker et al. \(2005\)](#), p. 4) defined conservation biogeography as “the application of biogeographical principles, theories, and analyses, being those concerned with the distributional dynamics of taxa individually and collectively, to problems concerning the conservation of biodiversity”. Although biogeographic patterns have been used as criteria for area prioritization, many of them are limited to current patterns (such as species richness), but evolutionary patterns are, in general, missing ([Luna-Vega et al. 2010](#)).

Two main criteria are used to incorporate evolutionary approaches: 1) taxonomic distinctness or phylogenetic diversity, and 2) geographic distributional patterns ([Vane-Wright et al. 1991](#); [Posadas et al. 2001](#); [Faith et al. 2004](#)). On one hand, phylogenetic diversity is a measure of the “uniqueness” of taxa, which allows ranking areas for conservation on the basis of information encoded in phylogenies ([Posadas et al. 2001](#)). On the other hand, endemic taxa (as traditionally defined, those confined to political divisions or micro-area) have been included as surrogates in Systematic Conservation Planning (SCP; [Margules and Sarkar 2007](#)) considering that their persistence requires immediate conservation actions. However, inclusion of endemic taxa does not guarantee the representation of overall species diversity ([Bonn et al. 2002](#)). Other approaches, such as phylogenetic endemism, have been used more recently ([Rosauer and Jetz 2014](#)).

An alternative view considering endemism as a pattern of geographical distribution, rather than restricted to political entities may also be used as a surrogate in SCP. In this concept, taxa restricted to natural units are recognized as endemic, and areas of endemism are diagnosed by shared distributional boundaries of two or more endemic species ([Morrone 1994](#), [Morrone and Escalante 2009](#)). A pattern of endemism is expected to be repeated by several taxa ([Morrone 2001](#)), such that the prioritization of areas of endemism would allow the conservation of evolutionary processes (e. g., speciation and adaptation). However, areas of endemism are not commonly used in prioritization strategies (v. gr. [Méndez-Larios et al. 2005](#)).

The Mexican Mountain Component (MMC; [Morrone and Márquez 2003](#)) is inhabited by several endemic species. The MMC encompasses the main mountainous systems in Mexico, and has high geological and environmental complexity, including six biogeographical provinces ([Morrone and Márquez 2003](#); [Escalante et al. 2005](#)): 1) the Sierra Madre Occidental in the west, 2) the Sierra Madre Oriental in the east, 3) the Transmexican Volcanic Belt of central Mexico, 4) the Balsas basin south of the Transmexican Volcanic Belt, 5) the Sierra Madre del Sur in south-central Mexico, and 6) Chiapas in the south of the country. The MMC is also known as the Mexican Transition Zone (MTZ; [Halffter 1962, 1964](#); [Escalante et al. 2005](#)), and for some authors, it is controversial the inclusion of the Balsas basin and Chiapas provinces within it (see [Morrone 2005](#)).

Recent studies of Mexican mammals indicate that the distribution patterns of 24 endemic mammals match the pattern of MMC provinces ([Aguado-Bautista and Escalante 2015](#); [Escalante et al. 2005, 2007, 2009](#); [Morrone 2005](#)). Insects ([Halffter 1987](#)), plants ([Andrés et al. 2006](#)), and birds ([Navarro-Sigüenza et al. 2007](#)) exhibit similar patterns of endemism and rarity in Mexican mountains. As such, endemic species of mammals may represent adequate biodiversity surrogates for the conservation of the MMC. Mammals have been used as model taxa in several studies focusing on biogeography and conservation ([Morrison et al. 2007](#); [Eklund et al. 2011](#); [Redford et al. 2011](#)), and have been utilized specifically as biodiversity surrogates (see [Lewandowski et al. 2010](#); [Cantú-Ayala et al. 2013](#)).

The mountain ecosystems of the MMC have been previously shown to be highly relevant for conservation ([Cantú-Ayala et al. 2013](#); [Suárez-Mota and Téllez-Valdés 2014](#)). In addition, recent cartography of land use and vegetation ([INEGI 2013a](#); <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/>

[recnat/usosuelo/, consulted 01/12/2014](#)) suggests that the MMC is an area with a high coverage change in the last years. Some endemic mammals of the MMC tend to be micro-areal (with ranges, as small as a few square kilometers) and rare (with low frequency of occurrence), and are consequently often catalogued under risk categories (Table 1; [SEMARNAT 2010](#); [IUCN 2014](#)). In addition, climate change could result in extinction of mammalian endemic species in the mountainous areas of Mexico ([Ponce-Reyes et al. 2012](#); [Aguado-Bautista and Escalante 2015](#)).

One of the main instruments of the environmental politics in Mexico is the system of protected natural areas (PNA), which includes 176 federally protected areas ([SEMARNAT 2014](#); http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/, consulted 29/01/2014). In general, it has been demonstrated that PNA tends to be effective to prevent land use/land cover change (LUCC; [Sánchez-Cordero and Figueroa 2007](#); [Figueroa et al. 2011](#)), making them an important consideration in prioritization exercises.

Here, our aims were twofold. We use patterns of endemism in mammals to: 1) prioritize conservation sites in the MMC, and 2) evaluate the current system of natural protected areas in Mexico, under the assumption that areas of endemism reflect sites whose protection conserves evolutionary processes.

Materials and methods

Mexico has a high richness of mammal species (496 species, [Ramírez-Pulido et al. 2014](#)), 38 of which are restricted to the MCC ([Escalante et al. 2005](#)). We based our analysis on small body-sized mammals endemic of the MMC ([Escalante et al. 2005, 2007, 2009](#); [Morrone 2005](#); [Ceballos, 2014](#); [Aguado-Bautista and Escalante 2015](#)), whose taxonomy and distribution is considered well understood (e. g., [Halffter 2004](#)). As such, analyses were based on 24 species and subspecies (Table 1). The taxonomic nomenclature was based on the Mammals of Mexico List by [Ramírez-Pulido et al. \(2014\)](#) and the proposal of [Fernández et al. \(2014\)](#) for the families Geomyidae and Heteromyidae. The analyzed species include two rabbits, three bats, three shrews, four pocket gophers, four squirrels, and eight rats and mice. Five of these species are listed as critically endangered and one as endangered by the IUCN Red List of Threatened Species ([IUCN 2014](#); Table 1).

We obtained 2,961 occurrence records for the 24 mammals (Table 1) from the “Biogeographic atlas of the terrestrial mammals of North America” ([Escalante and Rodríguez-Tapia 2011](#); [Escalante 2013](#); <http://atlasbiogeografico.com/>, consulted 25/06/2013). This database is available directly from the authors. The map of the MMC was obtained from [Arriaga et al. \(1997\)](#) and modified based on the provinces outlined by [Morrone and Márquez \(2003\)](#) and [Escalante et al. \(2005\)](#).

We modeled the distribution of the 24 species and subspecies using Maxent 3.3 ([Phillips et al. 2006](#); [Phillips and Dudík 2008](#)). Two topographic attributes of the region (altitude and slope) and 19 environmental variables (<http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/namerica.html>; <http://www.worldclim.org>, consulted 25/06/2013; [Hijmans et al. 2005](#)) were used as potential predictors of species distribution at a 1 km² spatial resolution. Distribution model extent included all of Mexico. For species with ≥ 10 records, 75 % of the records were used to construct the model and 25% to validate it; for species with less than 10 records, the entire set of records was used for both model training and testing ([Hernandez et al. 2006](#); [Pearson et al. 2007](#)). For all species, MaxEnt was executed using the following settings: 20 replicates, replicate bootstrap type, 1000 maximum iterations and convergence threshold of 1.0 E-5. The distributional model of each species was derived from the average model. All the distributional models were evaluated using the area under the receiver operating characteristic curve (AUC), considering scores greater than 0.9 as adequate (Table 1).

Table 1. Endemic mammal taxa of the Mexican Mountain Component, including number of data points used in models and their conservation status. References: ¹Escalante *et al.* (2005); ²Morrone (2005); ³Escalante *et al.* (2007); ⁴Escalante *et al.* (2009); ⁵Ceballos (2014; not registered as endemic, but with distribution restricted to the MMC); ⁶Aguado-Bautista and Escalante (2015). Number of data-points (NDP). ; Conservation status* (Conservation); AUC value training (AUC); Omission rate training (OR)*NOM059-SEMARNAT-2010 (Semarnat, 2010) and Red List de la International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2013) (<http://www.iucnredlist.org>; consulted 12/12/2013).

	Taxa	Family	NDP	Conservation	AUC	OR
1	<i>Corynorhinus mexicanus</i> ^{1,6} G. M. Allen, 1916	Vespertilionidae	96	Near threatened	0.992	0.090
2	<i>Cratogeomys fumosus neglectus</i> ^{1,3} (Merriam, 1902)	Geomyidae	4		1.000	0.000
3	<i>Cryptotis goldmani</i> ¹ (Merriam, 1895)	Soricidae	64	Least concern	0.998	0.097
4	<i>Euderma maculatum</i> ³ (J. A. Allen, 1891)	Vespertilionidae	9	Least concern	0.989	0.097
5	<i>Glaucomys volans</i> ² (Linnaeus, 1758)	Sciuridae	75	Least concern	0.974	0.098
6	<i>Heteromys salvinii</i> ^{4,6} Thomas, 1893	Heteromyidae	26	Least concern	0.999	0.096
7	<i>Ictidomys mexicanus</i> ^{3,2} (Erxleben, 1777)	Sciuridae	206	Least concern	0.992	0.098
8	<i>Microtus mexicanus</i> ^{2,3} (de Saussure, 1861)	Cricetidae	515	Least concern	0.999	0.000
9	<i>Myotis melanorhinus</i> ⁵ (Merriam, 1890)	Vespertilionidae	26	Least concern	0.980	0.098
10	<i>Nelsonia goldmani</i> ^{1,3} Merriam, 1903	Cricetidae	4	Endangered	1.000	0.000
11	<i>Neotoma nelsoni</i> ^{1,3} Goldman, 1905	Cricetidae	4	Critically endangered	1.000	0.000
12	<i>Neotoma palatina</i> ¹ Goldman, 1905	Cricetidae	25	Vulnerable	1.000	0.056
13	<i>Neotomodon alstoni</i> ^{1,2,6} Merriam, 1898	Cricetidae	149	Least concern	0.999	0.097
14	<i>Orthogeomys grandis</i> ^{2,3,6} (Thomas, 1893)	Geomyidae	66	Least concern	0.998	0.095
15	<i>Pappogeomys bulleri alcorni</i> ^{1,3,4} Russell, 1957	Geomyidae	3	Critically endangered	1.000	0.000
16	<i>Peromyscus leucopus</i> ^{2,3} (Rafinesque, 1818)	Cricetidae	836		0.964	0.100
17	<i>Reithrodontomys chrysoptis</i> ^{1,2,3,6} Merriam, 1900	Cricetidae	84	Least concern	0.999	0.093
18	<i>Romerolagus diazi</i> ^{1,6} (Ferrari-Pérez, 1893)	Leporidae	46	Critically endangered	0.999	0.077
19	<i>Sciurus aberti durangi</i> ⁵ Thomas, 1893	Sciuridae	145	Least concern	0.996	0.097
20	<i>Sciurus nayaritensis</i> ^{2,3} J. A. Allen, 1890	Sciuridae	241	Least concern	0.997	0.092
21	<i>Sorex emarginatus</i> ⁵ Jackson, 1925	Soricidae	16	Least concern	0.989	0.077
23	<i>Sorex monticola monticola</i> ⁵ Merriam, 1890	Soricidae	5	Least concern	0.970	0.100
23	<i>Sylvilagus insonus</i> ^{1,3} (Nelson, 1904)	Leporidae	21	Critically endangered	0.999	0.000
24	<i>Zygoeomys trichopus</i> ^{1,3} Merriam, 1895	Geomyidae	25	Critically endangered	1.000	0.083

In order to define the threshold of environmental suitability for species, we employed the 10 percentile value of training sample points (see [Escalante *et al.* 2013](#)) in R-Studio ver. 3.0.1 ([R Development Core Team 2013](#); <http://www.r-project.org>, consulted 05/08/2013). This value assumes that 10 % of the records used for model generation are susceptible to error. In order to incorporate the historical dimension of geographical space available for species ([Soberón 2010](#)), the distributional model of each species was cropped using the MMC polygon.

To prioritize the areas, we used Maxent2ConsNet ([Ciarleglio 2008](#)) and ConsNet v. 2.0 ([Ciarleglio *et al.* 2009](#); http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet_home.html, consulted 13/09/2013). There are two algorithms for area selection: area minimization problem and representation maximization problem. Area minimization problem selects a set of cells with the minimum total area required for all surrogates to meet its assigned target; representation maximization maximizes the expected number of surrogates that meet their targets within a maximum total area ([Margules and Sarkar 2007](#)).

We performed several prioritization exercises using different algorithms, targets of representation for surrogates, and layers of information about PNA and land use change (LUCC). Each different exercise is called a “problem” in ConsNet. After many trials, we decided to perform

Table 2. Prioritization problems performed in ConsNet 2.0. PNA = protected natural areas; LUCC = land use/land cover change; CR = cities and roads. Target of representation, % of the each surrogate to be protected (Target); Permanently included cells (Permanently IN); Permanently excluded cells (Permanently Ex).

Problem	Target	Permanently IN	Permanently EX	Algorithm
Max10PNA	10	PNA	LUCC - CR	Maximum representation problem
Min10	10	-	LUCC - CR	Minimum area problem
Min10PNA	10	PNA	LUCC - CR	Minimum area problem
Min25	25	-	LUCC - CR	Minimum area problem
Min25PNA	25	PNA	LUCC - CR	Minimum area problem
ControlMin10	10	-	-	Minimum area problem
ControlMin25	25	-	-	Minimum area problem

only one exercise for the representation maximization problem algorithm and several for the area minimization problem algorithm. The advantages of the minimum area problem include its wide use, ease of understanding and implementation, excellent ability to drive search results, and lack of potential for failure (Ciarleglio et al. 2009; Hamel and Andréfouët 2012). Performed prioritization problems are shown in Table 2. All vectorial maps (shapefiles) were obtained from INEGI at a scale of 1:1,000,000 and in Lambert Conformal Conic projection: PNA (“Área Natural Protegida”; INEGI 2013b; <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/geologia/infoescala.aspx>), roads (“Carretera”; INEGI 2013c; http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/topografia_1m.aspx), cities (“Localidad Urbana”; INEGI 2013d; http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/topografia_1m.aspx), and land use and vegetation (“Serie V”; INEGI 2013a; <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/usuarios/>). Maps were re-projected and rasterized to 1 km pixels, to coincide with the extent and the 24 species distribution models of surrogates.

The 42 MMC PNA were used in some problems as permanently included cells, in order to evaluate the representation of surrogates within them. LUCC was incorporated by specifying agricultural areas (including crops and pastureland), cities, and roads (considering all roads of two or more lanes and a buffer of 5 km along them; Cuervo-Robayo and Monroy-Vilchis 2012). Because our aim relates to conservation, for all problems, cells representing LUCC were permanently excluded, except for two problems used as controls, assuming a situation with no land modifications (Table 2). Additionally, we used two different conservation targets for surrogates: 10 % and 25 % of their distributional area. These targets were chosen following international goals for protected areas, as we have not analyses of population viability to calculate area sizes ensuring species persistence. However, some studies of mammals in Mexico predict a linear relationship between targets and prioritized area (Justus et al. 2008). The initial solutions were constructed through Rarity First, applying the RF4 adjacency algorithm (Ciarleglio et al. 2009, 2010; Nori et al. 2013). All problems were run with 1,000,000 iterations and standard neighborhood selection.

We used the following nomenclature to specify problems: Max: representation maximization problem; Min: area minimization problem; Control: solutions with no cells excluded or included; 10: target of 10 % of representation of surrogates; 25: target of 25 % of representation of surrogates; PNA: problem including the existent PNA. For example, Min10PNA refers to a solution using the area minimization problem algorithm, at 10 % of target of representation of surrogates, using PNA as permanently included cells, and excluding areas with LUCC (Table 2).

Because the best solutions will have more area with low fragmentation and high connectivity, the best solutions will be those that minimize the border effect (Fahrig 2003; Kurosawa and Askins 2003, Fletcher *et al.* 2007). We therefore evaluated all solutions based on their total area, perimeter, shape, number of pixels and clusters, proportion of coincidence with PNA, and they were compared between them.

Results

The best solutions for each problem are shown in Table 3 and Figures 1a-f. Comparisons of prioritized areas for each problem and PNA are shown in Table 4 and Figures 1h-m. The best solution for Max10ANP did not reach the conservation target for any surrogate, despite having the best relation for shape. For this reason, we decided not to use this algorithm to continue the prioritization (Table 3). For shape evaluation, the Control's result problems were the best solutions (shape values closer to 0 represent less fragmentation. The representation of 25 % of each surrogate requires almost three times more area than the 10 % goal and leads to less fragmentation (Table 3).

Comparing among the best solutions of the Min problems with PNA, we observed that only around 15 % of PNA area coincides with Min10 and Control10 (Table 4). This means that the existing PNA are not sufficient to maintain at least 10 % of the distributional area of endemic mammals. It would be necessary to include more than 35,000 km² to reach this conservation target. For Min25 and Control25 the projection is similar; they include only 30 % of the areas currently designated as PNA (adding almost 100,000 km²). For Min10ANP and Min25ANP the percentage of coincidence with PNA is more than 70 %; they do not reach a higher percentage because there are excluded cells of altered vegetation, even within the PNA (Table 4).

The total MMC area occupied by our solutions is shown in Figure 2. For Min10 and Min10PNA, almost 7 % of the area of MMC is prioritized for conservation, while for Min25 and Min25ANP it is above 18 %. The respective control solutions are similar. The Max10PNA and only PNA have the lowest percentage of area.

Discussion

Choosing the best solution to prioritize MMC areas for endemic mammals is no an easy task. In a world without LUCC, the best solutions would clearly be those that minimize perimeter-area ratios (see ControlMin10 and ControlMin25), but LUCC-free areas no longer exist. On one hand, because larger perimeter-area ratios generate high edge effect, we prefer to use the problems considering current PNA, even though those solutions imply larger surface (for example, the difference between Min10 and Min10PNA is around 2,000 kilometers). On the other hand, Max10PNA problem was the worst solution because it does not reach the conservation targets of endemic mammals, even though it had the lowest ratio. Additionally, the proposal of a target of 25 % would be probably not be economically, politically and socially viable, since this target may imply high cost and is likely to affect productive activities like forestry. Therefore, we suggest that the best scenario to prioritize areas of conservation for endemic mammals in the MMC is the Min10PNA.

The solution for the Min10PNA allows the conservation of more than 18,000 km² of mountain areas above 2,400 m of elevation (corresponding to nearly 50 % of the prioritized area). The majority of the Min10PNA prioritized area is located in

Table 3. Results of prioritization problems for mammals of the MMC (Problem); Area in km²; Perimeter in km²; Shape, perimeter-area ratio (Shape); Number of selected cells (Selected cells); Number of satisfied targets (Satisfied targets); Number of clusters (clusters).

Problem	Area	Perimeter	Shape	Selected cells	Satisfied targets	clusters
Max10PNA	5,268	2,035	0.39	4,266	0	47
Min10	37,460	28,950	0.77	30,338	24	1,286
Min10PNA	38,565	28,767	0.75	31,233	24	1,250
Min25	102,747	68,106	0.66	83,212	24	2,371
Min25PNA	103,471	67,832	0.66	83,798	24	2,405
ControlMin10	36,371	18,819	0.52	29,456	24	645
ControlMin25	96,971	39,710	0.41	78,534	24	965

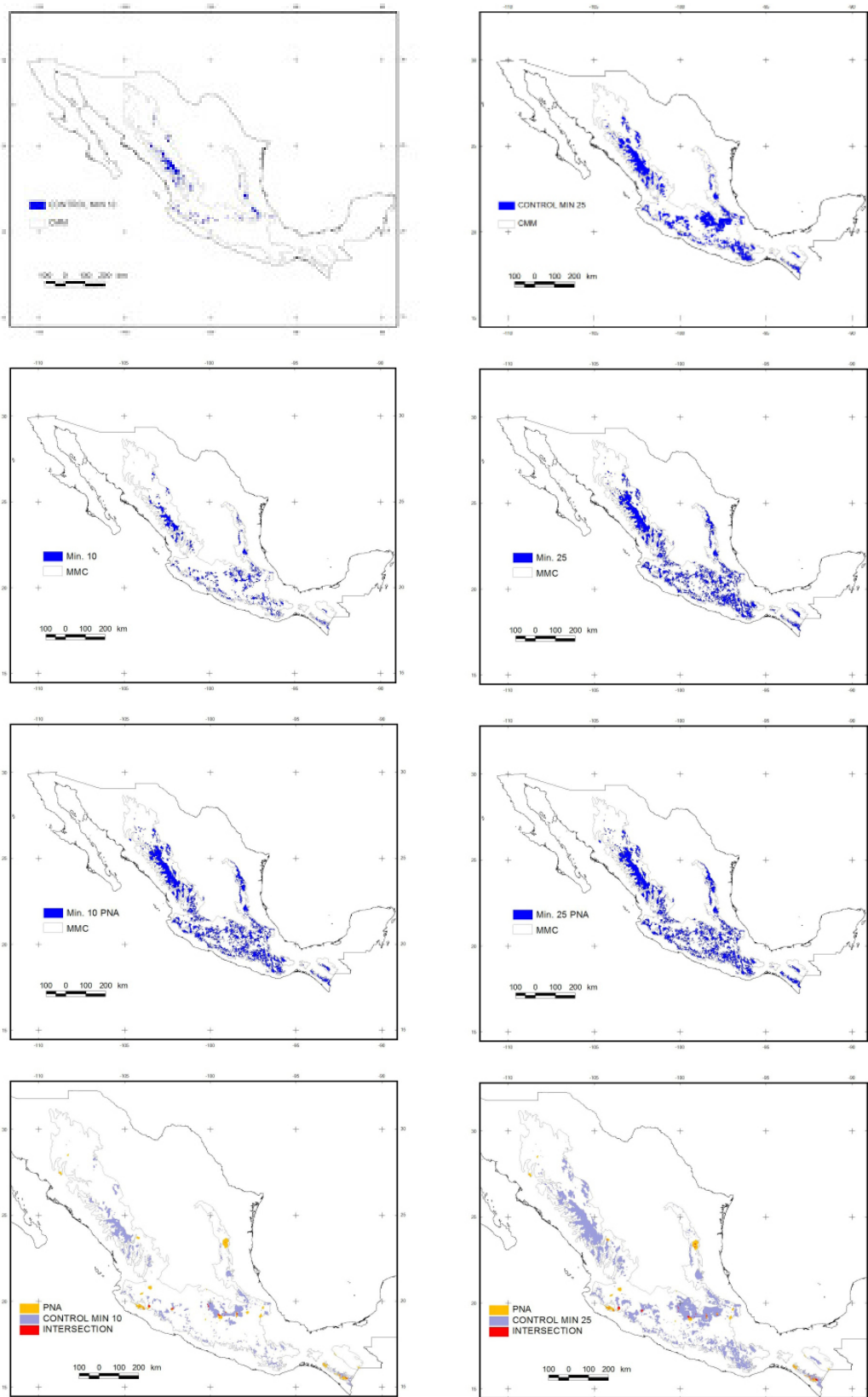
the Sierra Madre Occidental province (35 % of prioritized total area), followed by the Transmexican Volcanic Belt (30 %), and the Sierra Madre del Sur (11 %). Using the Min10PNA, the rarest and most distributionally restricted species (the volcano rabbit or "teporingo", *Romerolagus diazi*), is conserved in 62 % of its distributional area, which is of interest since it is critically endangered (Table 1).

There are some exercises of prioritization of areas in Mexico, but not for the MMC. [Fuller et al. \(2007\)](#) warned about the cost of postponing conservation actions in Mexico. They prioritized areas using the minimization problem and a target of 10 %, obtaining similar areas for the MMC, although they used a different concept of endemism. For southern Mexico, [Urbina-Cardona and Flores-Villela \(2010\)](#) prioritized areas for the herpetofauna, many of them in mountain areas coinciding with our southern MMC; however, their concept of endemism did not consider sympatry. [Ildi-Rangel et al. \(2012\)](#) performed a multi-criterion analysis in order to prioritize areas for Mexican species of *Opuntia*; they concluded that all plans would require around one-third of Mexican territory and high connectivity. However, we think that decisions about connectivity should be considered with caution, since each biogeographic province has its own evolutionary history and excessive connectivity may force the joining of areas and biotas with different histories which are naturally disjoint.

For the Transmexican Volcanic Belt province, some prioritization exercises have been performed ([Sánchez-Cordero et al. 2005](#); [Fuller et al. 2006](#); [Suárez-Mota and Téllez-Valdés 2014](#)). For example, [Fuller et al. \(2006\)](#) proposed a network of protected areas for 99 species of mammals, based on an algorithm of rarity, complementarity, and connectivity. These authors coincide with the fact that the current system of protected areas does not adequately represent biodiversity. [Suárez-Mota and Téllez-Valdés \(2014\)](#)

Table 4. Comparisons of prioritization problems for mammals of the MMC. Area (km²) intersected (Area); % represented of the PNA (% PNA); Area (km²) exclusive of each problem without PNA (Area without PNA); Area (km²) of PNA (Area PNA).

Problem	Area	% PNA	Area without PNA	Area PNA
PNA \cap Min10	1,091	15.23	36,263	6,017
PNA \cap Min10PNA	5,370	74.98	33,062	1,738
PNA \cap Min25	2,491	34.78	99,923	4,617
PNA \cap Min25PNA	5,602	78.22	97,514	1,506
PNA \cap ControlMin10	1,038	14.49	35,263	6,070
PNA \cap ControlMin25	2,047	28.58	94,673	5,062



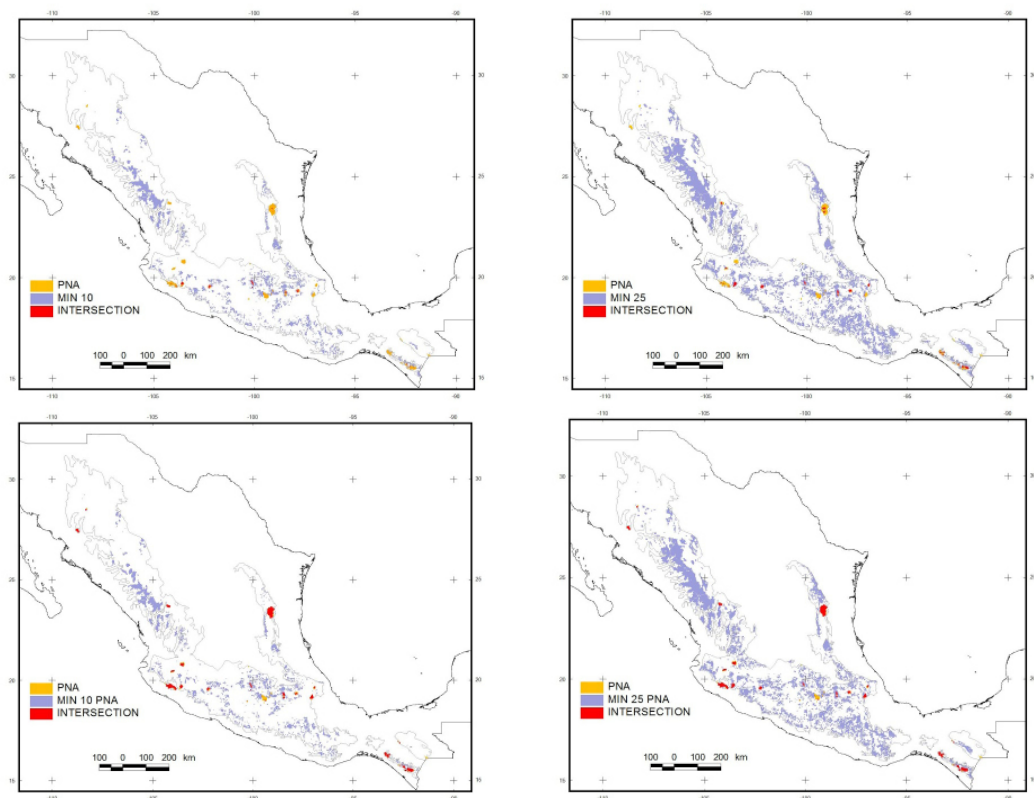


Figure 1. Maps show the pixels prioritized in the Mexican Mountain Component (MMC). A) Best solution for the ControlMin10 problem (a problem is an exercise of prioritization under particular conditions, see Table 2). B) Best solution for the ControlMin25 problem. C) Best solution for the Min10 problem. D) Best solution for the Min25 problem. E) Best solution for the Min10PNA problem. F) Best solution for the Min25PNA problem. G) Comparison between prioritized areas for the ControlMin10 problem and the protected natural areas (PNA). H) Comparison between prioritized areas for the ControlMin25 problem and the protected natural areas (PNA). I) Comparison between prioritized areas for the Min10 problem and the protected natural areas (PNA). J) Comparison between prioritized areas for the Min25 problem and the protected natural areas (PNA). K) Comparison between prioritized areas for the Min10PNA problem and the protected natural areas (PNA). L) Comparison between prioritized areas for the Min25PNA problem and the protected natural areas (PNA). M) Percentage of MMC area occupied by the best solutions of all the minimum area problems, including the PNA and Max10PNA.

agree that it is necessary to include areas in conservation priorities not considered in the current PNA. Also, there are other prioritization exercises for particular areas in Mexico, which partially covered the MMC (*v. gr.* [Illoldi-Rangel et al. 2008](#)).

Mountainous areas for conservation that has been prioritized based on other criteria coincide with our findings. For example, an area with high phylogenetic endemism for mammals was identified in Central Mexico, possibly associated with high elevation and topographic complexity ([Rosauer and Jetz 2014](#)). The cloud forest of Chiapas should be protected because it could decline dramatically by 2080 ([Ponce-Reyes et al. 2012](#)), although, in fact, all of southeastern Mexico requires special attention ([Cantú-Ayala et al. 2013](#)). In addition, the vulnerability of endemic species of mountainous areas could be high for some areas of endemism, such as the Transmexican Volcanic Belt, the East District, Soconusco and the MTZ ([Aguado-Bautista and Escalante 2015](#)).

It would be necessary to quantify in detail the congruence among our proposal and all other approaches in order to obtain a more robust proposal to present to stakeholders. In addition, the incorporation of land costs will be a strong determinant to implementing any conservation plan for the MMC (*v. gr.* [Fletcher et al. 2013](#)); similarly, vulnerability studies should be incorporated. Moreover, it is necessary to evaluate the current system of protected areas, in particular with respect to their effectiveness for maintaining ecosystems facing the effects of climate change

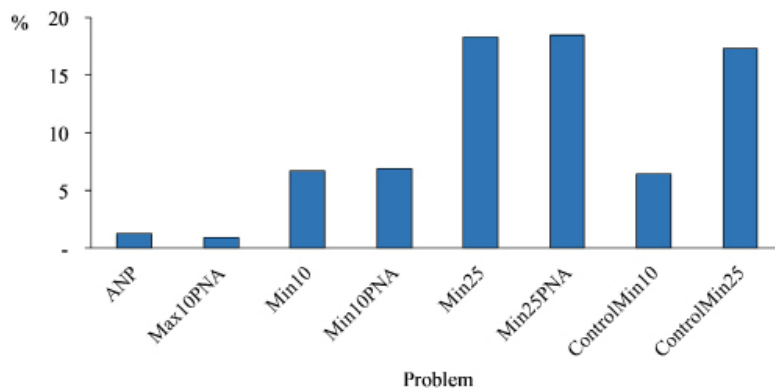


Figure 2. Percentage of MMC area occupied by the best solutions of all the minimum area problems, including the PNA and Max10PNA.

and LUCC (v. gr. [Figueroa et al. 2011](#); [Ponce-Reyes et al. 2012](#)). Finally, concepts of endemism as a biogeographic pattern should be standardized to generate a more integrated general approach (see [Noguera-Urbano 2016](#)).

Patterns of endemism can provide adequate surrogates for SCP. The current system of PNA is shown to be insufficient to conserve the distributional areas of 24 endemic mammals of the MMC. A strategy based on prioritizing areas using the solution that considers the area minimization problem with a target of 10 % of distribution of the endemic mammals as surrogates, including PNA and other areas, and excluding altered vegetation, can help to maintain the distributional patterns of endemism of the Mexican biota. However, comparisons with other prioritization exercises are necessary in order to propose an efficient and effective system of protected areas in Mexico.

Acknowledgements

The CONACyT project 80370 partially supports this research. We are thankful for the discussions at the XI Reunión Argentina de Cladística y Biogeografía at Santa Fé (2014). J. J. Morrone, K. Mainali, C. Szumik and one anonymous reviewer made useful comments that helped to improve the manuscript.

Literature cited

- AGUADO-BAUTISTA, O., AND T. ESCALANTE.** 2015. Cambios en los patrones de endemismo de los mamíferos terrestres de México por el calentamiento global. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:99–110.
- ANDRÉS, A. R., J. J. MORRONE, T. TERRAZAS, AND L. LÓPEZ MATA.** 2006. Análisis de trazos de las especies mexicanas de *Rhus* subgénero *Lobadium* (Angiospermae: Anacardiaceae). *Interciencia* 31:900–904.
- ARRIAGA, L., C. AGUILAR, D. ESPINOSA-ORGANISTA, AND R. JIMÉNEZ.** 1997. Regionalización ecológica y biogeográfica de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). Ciudad de México, México.
- BONN, A., A. S. RODRIGUES, AND K. J. GASTON.** 2002. Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? *Ecology Letters* 5:733–741.
- CANTÚ-AYALA, C. M., J. R. ESTRADA-ARELLANO, M. M. SALINAS RODRÍGUEZ, J. G. MARMOLEJO-MONCIVAIS, AND E. A. ESTRADA CASTILLÓN.** 2013. Vacíos y omisiones en conservación de las ecorregiones de montaña en México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4:10–27.

- CEBALLOS, G. (ED.)** 2014. Mammals of Mexico. Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE. UU.
- CIARLEGLIO, M.** 2008. Maxent2ConsNet manual ver 1.00. University of Texas-Austin. Austin, EE. UU.
- CIARLEGLIO, M., J. W. BARNES, AND S. SARKAR.** 2009. ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography* 32:205–209.
- CIARLEGLIO, M., J. W. BARNES, AND S. SARKAR.** 2010. ConsNet—A tabu search approach to the spatially coherent conservation area network design problem. *Journal of Heuristics* 16:537–557.
- CUERVO-ROBAYO, A. P., AND O. MONROY-VILCHIS.** 2012. Distribución potencial del jaguar *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) en Guerrero, México: persistencia de zonas para su conservación. *Revista de Biología Tropical* 60:1357–1367.
- DI MININ E., AND A. MOILANEN.** 2014. Improving the surrogacy effectiveness of charismatic megafauna with well-surveyed taxonomic groups and habitat types. *Journal of Applied Ecology* 51:281–288.
- EKLUND, J., A. ARPONEN, P. VISCONTI, AND M. CABEZA.** 2011. Governance factors in the identification of global conservation priorities for mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366:2661–2669.
- ESCALANTE, T.** 2013. Atlas biogeográfico de los mamíferos terrestres de América del Norte: una nueva opción en internet. *Therya* 4:5–8.
- ESCALANTE, T., AND G. RODRÍGUEZ-TAPIA.** 2011. Base de datos geoespacial de mamíferos terrestres de América del Norte: una aproximación a sus patrones biogeográficos y conservación. Pp. 110–113. in *Memorias de la XIX Reunión Nacional SELPER-México* (Mas, J. F., G. Cuevas, and R. González, comps.). Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM. Morelia, México.
- ESCALANTE, T., G. RODRÍGUEZ-TAPIA, M. LINAJE, P. ILLOLDI-RANGEL, AND R. GONZÁLEZ-LÓPEZ.** 2013. Identification of areas of endemism from species distribution models: threshold selection and Nearctic mammals. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 16:5–17.
- ESCALANTE, T., G. RODRÍGUEZ, AND J. J. MORRONE.** 2005. Las provincias biogeográficas del componente Mexicano de Montaña desde la perspectiva de los mamíferos continentales. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76:199–205.
- ESCALANTE, T., V. SÁNCHEZ-CORDERO, J. J. MORRONE, AND M. LINAJE.** 2007. Areas of endemism of Mexican terrestrial mammals: A case study using species' ecological niche modeling, Parsimony Analysis of Endemicity and Goloboff fit. *Interciencia* 32:151–159.
- ESCALANTE, T., C. SZUMIK, AND J. J. MORRONE.** 2009. Areas of endemism of Mexican mammals: Re-analysis applying the optimality criterion. *Biological Journal of the Linnean Society* 98:468–478.
- FAHRIG, L.** 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487–515.
- FAITH, D. P., C. A. M. REID, AND J. HUNTER.** 2004. Integrating phylogenetic diversity, complementarity, and endemism for conservation assessment. *Conservation Biology* 18:255–261.
- FERNÁNDEZ, J. A., M. S. HAFNER, D. J. HAFNER, AND F. A. CERVANTES.** 2014. Conservation status of rodents of the families Geomyidae and Heteromyidae of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:576–588.
- FIGUEROA, F., V. SÁNCHEZ-CORDERO, P. ILLOLDI-RANGEL, AND M. LINAJE.** 2011. Evaluación de la efectividad de las áreas protegidas para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. ¿Un índice es suficiente? *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:951–963.

- FLETCHER, JR. R. J., L. RIES, J. BATTIN, AND A. D. CHALFOUN.** 2007. The role of habitat area and edge in fragmented landscapes: definitively distinct or inevitably intertwined? *Canadian Journal of Zoology* 85:1017–1030.
- FULLER, T. M., M. MUNGUÍA, M. MAYFIELD, V. SÁNCHEZ-CORDERO, AND S. SARKAR.** 2006. Incorporating Connectivity into Conservation Planning: A Multi-Criteria Case Study from Central Mexico. *Biological Conservation* 133:131–142
- FULLER, T. M., V. SÁNCHEZ-CORDERO, P. ILLOLDI-RANGEL, M. LINAJE, AND S. SARKAR.** 2007. The cost of postponing biodiversity conservation. *Biological Conservation* 134:593–600.
- FULLER, T. L., H. A. THOMASSEN, M. PERALVO, W. BUERMANN, B. MILÁ, C. M. KIESWETTER, P. JARRÍN-V., S. E. C. DEVITT, E. MASON, R. M. SCHWEIZER, J. SCHLUNEGGER, J. CHAN, O. WANG, C. J. SCHNEIDER, J. P. POLLINGER, S. SAATCHI, C. H. GRAHAM, R. K. WAYNE, AND T. B. SMITH.** 2013. Intraspecific morphological and genetic variation of common species predicts ranges of threatened ones. *Proceedings of the Royal Society of London B* 280:20130423.
- HAFNER, M. S., T. A. SPRADLING, J. E. LIGHT, D. J. HAFNER, AND J. R. DEMBOSKI.** 2004. Systematic revision of pocket gophers of the *Cratogeomys gymnurus* species group. *Journal of Mammalogy* 85:1170–1183.
- HALFFTER, G.** 1962. Explicación preliminar de la distribución geográfica de los Scarabaeidae mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana* 5:1–17.
- HALFFTER, G.** 1964. La entomofauna americana, ideas acerca de su origen y distribución. *Folia Entomologica Mexicana* 6:1–108.
- HALFFTER, G.** 1987. Biogeography of the montane entomofauna of Mexico and Central America. *Annual Review of Entomology* 32:95–114.
- HAMEL, M.A., AND S. ANDRÉFOUËT.** 2012. Biodiversity-based propositions of conservation areas in Baa Atoll, Republic of Maldives. *Atoll Research Bulletin* 590:223–235.
- HERNANDEZ, P. A., C. H. GRAHAM, L. L. MASTER, AND D. L. ALBERT.** 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773–785.
- 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.
- ILLOLDI-RANGEL, P., M. CIARLEGLIO, L. SHEINVAR, M. LINAJE, V. SÁNCHEZ-CORDERO AND S. SARKAR.** 2012. *Opuntia* in Mexico: Identifying Priority Areas for Conserving Biodiversity in a Multi-Use Landscape. *PLoS ONE* 7: e36650.
- ILLOLDI-RANGEL, P., T. FULLER, M. LINAJE, C. PAPPAS, V. SÁNCHEZ-CORDERO, AND S. SARKAR.** 2008. Solving the Maximum Representation Problem to Prioritize Areas for the Conservation of Terrestrial Mammals at Risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions* 14:493–508.
- INEGI.** 2013a. Uso de suelo y vegetación. Datos vectoriales escala 1:250 000 Serie V (Capa Unión). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Available at <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/usosuelo/>. (accessed December 2013).
- INEGI.** 2013b. Área Natural Protegida. Recursos Naturales. Datos vectoriales escala 1: 1 000 000. Available at <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/> (accessed October 2013).
- INEGI.** 2013c. Topografía. Datos vectoriales 1:1,000,000. Available at http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/topografia_1m.aspx (accessed October 2013).
- INEGI.** 2013d. Localidad Urbana. Topografía. Datos vectoriales 1:1 000 000. Available at http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/topografia_1m.aspx (accessed October 2013).
- IUCN.** 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. Available at <http://www.iucnredlist.org>. (accessed December 2013).

- JUSTUS, J., T. FULLER, AND S. SARKAR.** 2008. Influence of representation targets on the total area of conservation-area networks. *Conservation Biology* 22:673–682.
- KUROSAWA, R., AND R. A. ASKINS.** 2003. Effects of habitat fragmentation on birds in deciduous forests in Japan. *Conservation Biology* 17:695–707.
- LEWANDOWSKI, A. S., R. F. NOSS, AND D. R. PARSONS.** 2010. The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conservation Biology* 24:1367–1377.
- LUNA-VEGA, I., J. J. MORRONE, AND T. ESCALANTE.** 2010. Conservation biogeography: A viewpoint from evolutionary biogeography. Pp. 229–240 in *Biogeography* (Gailis, M., and S. Kalnins, eds.). Nova-Science Publishers. New York, EE. UU.
- MARGULES, C. R., AND S. SARKAR.** 2007. *Systematic conservation planning*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kindom.
- MÉNDEZ-LARIOS, I., J. L. VILLASEÑOR, R. LIRA, J. J. MORRONE, P. DÁVILA, AND E. ORTIZ.** 2005. Toward the identification of a core zone in the Tehuacán-Cuicatlán biosphere reserve, Mexico, based on parsimony analysis of endemism of flowering plant species. *Interciencia* 30:264–274.
- MORRISON, J. C., W. SECHREST, E. DINERSTEIN, D. S. WILCOVE, AND J. F. LAMOREUX.** 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88:1363–1380.
- MORRONE, J. J.** 1994. On the identification of areas of endemism. *Systematic Biology* 43:438–441.
- MORRONE, J. J.** 2001. Homology, biogeography and areas of endemism. *Diversity and Distributions* 7:297–300.
- MORRONE, J. J.** 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76:207–252.
- MORRONE, J. J., AND T. ESCALANTE.** 2009. *Diccionario de biogeografía*. Las prensas de Ciencias. Ciudad de México, México.
- MORRONE, J. J., AND J. MÁRQUEZ.** 2003. Aproximación a un atlas biogeográfico mexicano: componentes bióticos principales y provincias biogeográficas. Pp. 217–220 in *Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía* (Morrone, J. J., and J. Llorente, eds.). Las Prensas de Ciencias, UNAM. Ciudad de México, México.
- NAVARRO-SIGÜENZA, A. G., A. LIRA-NORIEGA, A. T. PETERSON, A. OLIVERAS-DE ITA, AND A. GORDILLO-MARTÍNEZ.** 2007. Diversidad, endemismo y conservación de las aves. Pp. 461–484 in *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana* (Luna, I., J. J. Morrone, and D. Espinosa, eds.). Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- NOGUERA-URBANO, E. A.** 2016. Areas of endemism: traveling through the space and the unknown dimension. *Systematics and Biodiversity* 14:131–139.
- NORI, J., J. N. LESCANO, P. ILLOLDI-RANGEL, N. FRUTOS, M. R. CABRERA, AND G. C. LEYNAUD.** 2013. The conflict between agricultural expansion and priority conservation areas: Making the right decisions before it is too late. *Biological Conservation* 159:507–513.
- PEARSON, R. G., C. J. RAXWORTHY, M. NAKAMURA, AND T. A. PETERSON.** 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102–117.
- PHILLIPS, S. J., AND M. DUDÍK.** 2008. Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161–175.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, AND R. E. SCHAPIRE.** 2006. A maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- PONCE-REYES, R., V. H. REYNOSO-ROSALES, J. E. WATSON, J. VANDERWAL, R. A. FULLER, R. L. PRESSEY, AND H. P. POSSINGHAM.** 2012. Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. *Nature Climate Change* 2: 448–452.

- REYNOSO-ROSALES, J. E. WATSON, J. VANDERWAL, R. A. FULLER, R. L. PRESSEY, AND H. P. POSSINGHAM.** 2012. Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. *Nature Climate Change* 2:448–452.
- POSADAS, P., D. R. MIRANDA-ESQUIVEL, AND J. V. CRISCI.** 2001. Using phylogenetic diversity measures to set priorities in conservation: an example from Southern South America. *Conservation Biology* 15:1325–1334.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM.** 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. ver. 3.0.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at <http://www.R-project.org>.
- RAMIREZ-PULIDO, J., N. GONZALEZ-RUIZ, A. L. GARDNER, AND J. ARROYO-CABRALES.** 2014. List of recent land mammals from Mexico. *Special Publications Museum of Texas Tech University* 63:1–69.
- REDFORD, K. H., J. C. RAY, AND L. BOITANI.** 2011. Mapping and navigating mammalian conservation: from analysis to action. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366:2712–2721.
- ROSAUER D. F., AND W. JETZ.** 2014. Phylogenetic endemism in terrestrial mammals. *Global Ecology and Biogeography* 24:168–179.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V., V. CIRELLI, M. MUNGUÍA, AND S. SARKAR.** 2005. Place prioritization for biodiversity representation using ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2:211–223.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V., AND F. FIGUEROA.** 2007. La efectividad de las reservas de la biosfera en México para contener procesos de cambio en el uso de suelo y la vegetación. Pp 161–171, in *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica* (Halffter, G., S. Guevara, and A. Melic, eds.). m3m: Monografías Tercer Milenio vol. 6, S.E.A. Zaragoza, España.
- SEMARNAT.** 2010. NOM059-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. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, December 30, 2010.
- SEMARNAT.** 2014. Áreas protegidas decretadas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Available at http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/. Accessed 29/01/2014.
- SOBERÓN, J. M.** 2010. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. *Ecography* 33:159–167.
- SUÁREZ-MOTA, M. E., AND O. TÉLLEZ-VALDÉS.** 2014. Red de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad del Eje Volcánico Transmexicano analizando su riqueza florística y variabilidad climática. *Polibotánica* 38:67–93.
- URBINA-CARDONA, N., AND O. FLORES-VILLELA.** 2010. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology* 24:1031–1041.
- VANE-WRIGHT, R. I., C. J. HUMPHRIES, AND P. H. WILLIAMS.** 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55:235–254.
- WHITTAKER, R. J., M. B. ARAÚJO, P. JEPSON, R. J. LADLE, J. E. M. WATSON, AND K. J. WILLIS.** 2005. Conservation Biogeography: Assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11:3–23.

Submitted: August 21, 2015
Reviewed: November 24, 2015
Accepted: March 2, 2016
Associated editor: Guillermo D'Elía

Carroñeo de cadáveres de tortuga marina por múltiples jaguares en el Noroeste de Costa Rica

Scavenging on sea turtle carcasses by multiple jaguars in Northwestern Costa Rica

Sergio Escobar-Lasso^{1,2*} Margarita Gil-Fernández¹, Hansel Herrera¹, Luis G. Fonseca³, Eduardo Carrillo-Jiménez^{1,4}, Joel Sáenz¹, and Grace Wong¹

¹ Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre. ICOMVIS. Universidad Nacional de Costa Rica. Heredia, Costa Rica. E-mail: bioserjobike@gmail.com (SE-L), mgilfedz@gmail.com (MG-F), bluecloudcr@gmail.com (HH), jsaenz@una.cr (JS), icomvis@una.cr (GW).

² Fundación R.A.N.A. (Restauración de Ambientes Neotropicales Alterados). Heredia, Costa Rica. E-mail: bioserjobike@gmail.com

³ Biocenosis Marina, Trinidad de Moravia. San José, Costa Rica. E-mail: luisfonsecalopez@gmail.com (LGF).

⁴ Programa Jaguar, Universidad Nacional de Costa Rica. Heredia, Costa Rica. E-mail: icomvis@una.cr (EC-J).

*Corresponding author

Information on scavenging by jaguars is scarce, dispersed and little documented in the scientific literature, producing a shallow understanding of this phenomenon. Therefore, the aim of this paper is to describe the behavior of multiple jaguars scavenging on single carcasses of olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) that died by jaguar predation. The study was conducted at two beaches (Naranjo and Nancite) within the Santa Rosa National Park, Costa Rica. We carried out morning walks on Naranjo and Nancite beaches. We set up camera traps to capture the full extent of the feeding behavior on fresh jaguar-predated turtles. We recorded two scavenging events. The jaguars involved in the two scavenging events dragged or tried to drag the sea turtle carcass to a new location. This behavior could suggest the presence of intraspecific kleptoparasitism. However, further investigation of this type is required to determine the existence of kleptoparasitism, and also to get a deeper understanding of scavenging in jaguars and its relation to prey availability.

La información sobre el carroñeo por múltiples jaguares es escasa, dispersa y poco documentada en la literatura científica, esto produce un entendimiento superficial del fenómeno. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es describir el comportamiento de varios jaguares que carroñean sobre un mismo cadáver de tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) que murieron por la depredación de jaguar. El estudio se realizó en dos playas (Naranjo y Nancite) dentro del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Hemos llevado a cabo caminatas diurnas en las playas Naranjo y Nancite. Instalamos cámaras trampa para capturar toda la extensión de la conducta alimentaria de jaguar al depredar tortugas marinas. Se registraron dos eventos de carroñeo. Todos los jaguares que participan en los dos eventos de carroñeo intentaron robar y esconder el cadáver de la tortuga marina. Este comportamiento sugiere la presencia de cleptoparasitismo intraespecífico, sin embargo, se requiere más investigación de este tipo para determinar si el cleptoparasitismo existe y, además, lograr un entendimiento más profundo del carroñeo en jaguares y sus relaciones con la disponibilidad y abundancia de las presas.

Key words: carrion; *Lepidochelys olivacea*; *Panthera onca*; predation; sea turtles; sharing kills.

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

Introduction

[Pereira et al. \(2013\)](#) distinguished four ways whereby mammalian carnivores secure their food: 1. Additive predation (*i. e.* killing healthy animals); 2. Compensatory predation (*i. e.* preying on young, old or sick animals that are vulnerable to mortality from other causes, and thereby promoting the survival of the remainder of the prey population); 3. Kleptoparasitism (*i. e.* displacing other carnivores from their kills); and 4. Scavenging, that is feeding on the remains of kills by other predators, or on animals that have died from disease, malnutrition, or other causes. Mammalian carnivores can exhibit several or even all of these feeding patterns, which shows that there may be a continuum between predatory versus scavenging strategies not only at the interspecific but also at the intraspecific level ([Wilson and Wolkovich 2011](#); [Pereira et al. 2013](#)). By definition, scavengers feed on the remains of animals that have died (*i. e.* carrion), while predators kill animals in order to feed on the resulting

carcasses ([Pereira et al. 2013](#)). The carcasses can be consumed by an individual or shared by several individuals, depending on the behavior of the species and the abundance and availability of the prey and carcasses ([DeVault et al. 2003](#); [Wilson and Wolkovich 2011](#); [Pereira et al. 2013](#)). One of the challenges faced by most mammalian carnivores is to secure a regular supply of food, especially if the natural susceptibility of animals to die or to be killed varies seasonally and spatially ([DeVault et al. 2003](#)). As a result, most large mammalian carnivores shift facultatively between hunting and scavenging depending on seasonal and regional variation of prey availability ([Wilmers et al. 2003](#); [Wilson and Wolkovich 2011](#); [Pereira et al. 2013](#)). A clearer perspective on carrion use by mammalian carnivores will improve our understanding of critical ecological processes, particularly those associated with energy flow and trophic interactions between individuals and species ([DeVault et al. 2003](#)).

Mammalian carnivores are traditionally labeled as predators, but they do not usually pass by opportunities to consume carcasses when encountered ([DeVault et al. 2003](#); [Selva et al. 2005](#); [Wilson and Wolkovich 2011](#)). No mammals have evolved into obligate scavengers and even the most well adapted mammalian scavengers, such as hyenas, kill the majority of their food ([Cooper et al. 1999](#)). Thus, all mammals that feed on carrion are considered facultative scavengers ([Pereira et al. 2013](#)). Indeed, what we find in nature is a quite continuous gradient from the most genuine predators that kill by themselves most of their prey (e. g. cheetah *Acinonyx jubatus*) to those which consume mostly carrion (e. g. brown hyaena *Hyaena brunnea*; [Skinner and Chimimba 2005](#)). Therefore, the conventional distinction between predators and scavengers may be confusing with regard to the interspecific interactions and the energy fluxes taking place within food webs ([Wilson and Wolkovich 2011](#); [Pereira et al. 2013](#)). Facultative scavenging represents a type of multi-channel feeding that could be an important stabilizing force in many food webs, as suggested by recent theory ([Wilson and Wolkovich 2011](#)).

Scavenging by species of cats (Felidae) has rarely been reported, and most long-term studies suggest that they prefer eating their own kills ([DeVault et al. 2003](#); [Bauer et al. 2005](#); [Cavalcanti and Gese 2010](#)). Wild felids are more obligate hunters and consume less carrion compared with canids, hyenids, ursids or mustelids ([Pereira et al. 2013](#)). Field observations of carrion consumption by large wild cats have been recorded but infrequently described in the scientific literature ([Castañeda et al. 2013](#)).

Of the 12 species of American wild cats, only two species (cougars *Puma concolor* and jaguars *Panthera onca*) have been recorded scavenging ([Ross and Jalkotzy 1996](#); [Bauer et al. 2005](#); [Castañeda et al. 2013](#)). In cougars the behavior where several individuals share carcasses has been widely documented ([Ross and Jalkotzy 1996](#); [Bauer et al. 2005](#); [Bacon and Boyce 2010](#); [Knopff et al. 2010](#)). But, information on scavenging by jaguars is scarce, scattered, and little documented in the scientific literature. Moreover, there has not been a literature review on the subject ([González and Piña 2002](#); [Cavalcanti and Gese 2010](#); [Castañeda et al. 2013](#); [Guilder et al. 2015](#)). Therefore, the aim of this paper is to describe the behavior of multiple jaguars scavenging on carcasses of olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) at Santa Rosa National Park, Costa Rica.

Materials and methods

Study site. The study was conducted at two beaches (Naranjo and Nancite) within the Santa Rosa National Park (SRNP), Costa Rica. The SRNP covers 38,628 ha and it is part of a continuous block of 163,000 ha of protected land known as the Guanacaste Conservation Area (www.acguanacaste.ac.cr). The SRNP protects one of the best preserved dry forests of Central America. The Naranjo and Nancite valleys preserve mainly coastal-marine ecosystems (i.e. mangroves, lagoons and dry deciduous and semi-deciduous forests), including two important nesting beaches for the green

(*Chelonia mydas*), olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles ([Cornelius 1986](#); [Bernardo and Plotkin 2007](#); [Fonseca et al. 2009](#)).

The Naranjo and Nancite beaches (Figure 1) are located in the southwestern part of SRNP and have a length of 5,640 m and 1,050 m respectively. These beaches are separated from one another by a rocky mountain (~500 m). Naranjo beach is fully opened to local and international tourists. On the contrary, Nancite has been protected from intrusive human activities, including tourism and supports an intact wild ecosystem. Nancite beach is well known for the olive ridley sea turtle “arribada” phenomenon ([Cornelius 1986](#); [Fonseca et al. 2009](#)). This phenomenon consists of the massive synchronous nesting of hundreds or thousands of olive ridleys over a few consecutive nights ([Cornelius 1986](#); [Bernardo and Plotkin. 2007](#); [Fonseca et al. 2009](#)). This event also occurs at beaches in Mexico (La Escobilla and El Morro Ayuta), Costa Rica (Ostional), and India (Gahirmatha and Rushikulya), with minor arribada beaches also present in Nicaragua (La Flor and Chacocente) and in Panama (Isla Cañas) ([Bernardo and Plotkin 2007](#)).

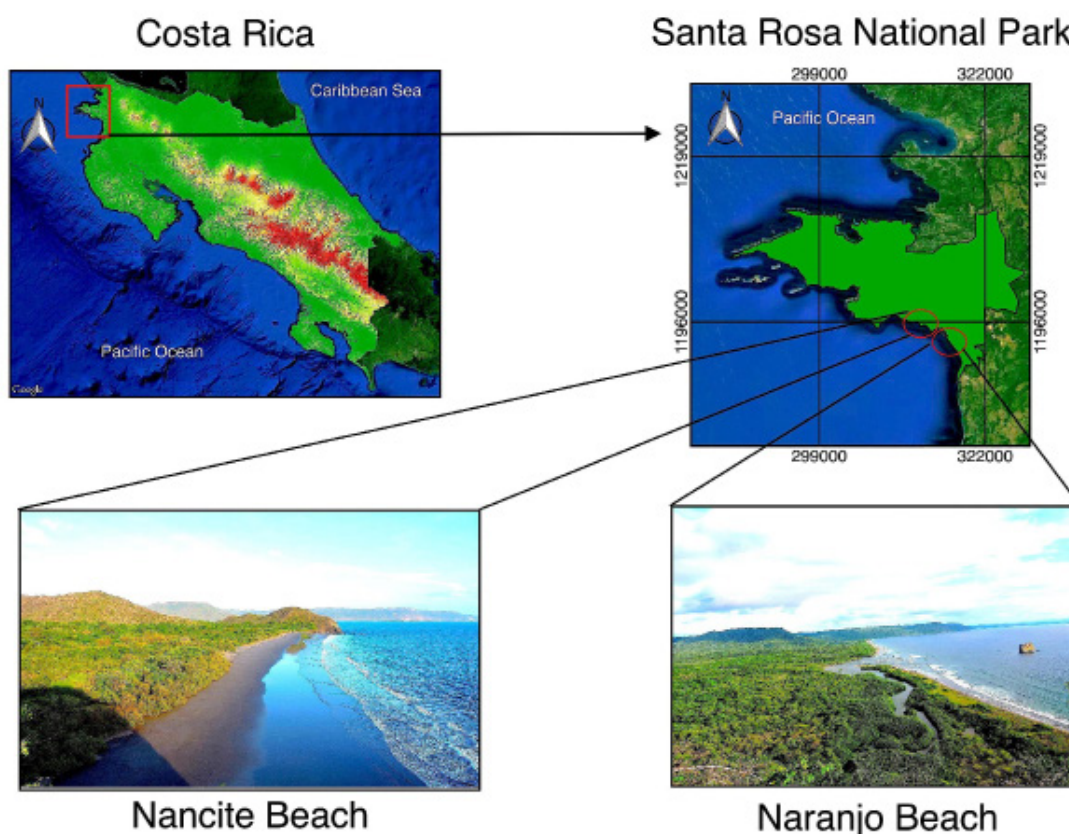


Figure 1. Location of Naranjo and Nancite Beaches, Santa Rosa National Park, Costa Rica.

Data collection. As part of a jaguar-sea turtle research project, we carried out morning walks on Naranjo and Nancite beaches. Upon encountering a freshly predated turtle, we set up camera traps to capture the full extent of the jaguar feeding behavior. We distinguished the jaguar predated turtles from those killed by other predators (like American crocodiles or humans) by a set of distinctive characteristics such as bite marks on the neck of the turtle and its front flippers (see [Verissimo et al. 2012](#)). To prevent jaguars (and other scavengers) from moving the kill to a new site, we tied the carcasses to a nearby tree. Thanks to monitoring activities of jaguars at SRNP for several years, we were able to document if the jaguars are related or not (unpublished work). Therefore, when we recorded multiple jaguars scavenging on the same carcass we classified each event according to whether or not it involved individuals with direct relationships. Direct relations

could be defined as: A) when a female has cubs, B) when the cubs leave their mother, but can remain together for a period of time, and C) when a female is in estrous and walks with a male at her side ([Sunquist and Sunquist 1989](#); [Harmsen et al. 2009](#)). In contrast, we considered that the individuals are unrelated when they do not demonstrate any family or reproductive relationship ([Sunquist and Sunquist 1989](#); [Harmsen et al. 2009](#)). If the individuals are related directly, the sharing of kills is not a surprising fact, and for this reason it is important to establish if prey sharing is happening in another context. It is of course possible that seemingly unrelated individuals could in fact be related.

Results and discussion

The first scavenging event was recorded on December 26th, 2014 at Naranjo beach (10° 45' 27.60" N, 85° 39' 46.82" W). On December 25th Erick Alguera (a team member) found a freshly killed turtle which had been dragged 30 m into the vegetation and was surrounded by jaguar footprints. He, immediately, set up a camera trap equipped with video recording technology which remained functional for four days until removed from the site on December 29th. The videos revealed that on December 26th two seemingly unrelated female jaguars visited the carcass between 19:44 and 21:53 h (Figure 2). These jaguars had been previously captured and equipped with satellite transmitters, which made individual identification easy. The jaguars visited the carcass one at a time, 1 h and 31 min apart from each other. The first individual (equipped with a white collar) spent 38 min with the carcass and consumed large amounts of meat from the neck and front flippers. The second individual (equipped with a black collar) stayed for 14 min and consumed small portions of meat from the rear flippers. Unfortunately, it is impossible for us to identify the jaguar that acted as predator; in this case. It could have been either one of the observed females or even an unrecorded individual.

The second scavenging event was recorded on 26th November 2015 at Nancite beach (10° 48' N and 85° 39' W). The turtle, which had been dragged 10 m into the vegetation, was found by Escobar-Lasso on November 25th and equipped with two camera traps. The cameras remained functional for three days until removed on November 28th. In this case, three individuals (one male and two females) visited the carcass between 16:20 and 00:09 h (Figure 3). The jaguars fed on the turtle one at a time and were distinguished from one another by their coat pattern. According to our records, both the first (Figure 3AB) and the second (Figure 3CD) individuals were juvenile sisters, while the third individual was an unrelated adult male (Figure 3EF). The time intervals between the visits of the three individuals were one hour between the first and second individual and five hours between the second and third individual. The time spent on the carcass was 12, 87, and 8 minutes for the first, second and third jaguars, respectively. The first and second jaguars consumed large amounts of meat from the neck and front flippers, while the third jaguar only consumed small portions of meat of the rear flippers. As in the previous case, we cannot tell the predator from the scavengers, but at least two individuals were acting as scavengers this time.

Jaguars are considered opportunistic predators whose diet includes more than 85 species ([Aranda and Sánchez-Cordero 1996](#); [Chinchilla 1997](#); [Garla et al. 2001](#); [Sunquist and Sunquist 2002](#); [Hernández 2008](#); [Silveira et al. 2010](#)). As with other elusive carnivores, the scientific community is still learning about the broad diet and hunting strategies of jaguars. New prey species, food habits, hunting strategies, kill rates, and predation patterns are described regularly ([Taber et al. Taber et al. 1997](#); [Núñez et al. 2000](#); [Garla et al. 2001](#); [Sunquist and Sunquist 2002](#); [Polisar et al. 2003](#); [Novack et al. 2005](#); [Weckel et al. 2006](#); [Azevedo and Murray 2007](#); [Carrillo et al. 2009](#); [Cavalcanti and Gese 2010](#)). The hunting strategies of jaguars include scavenging as well as additive and compensatory predation ([Schaller and Crawshaw 1980](#); [González and Piña 2002](#); [Sunquist and Sunquist 2002](#); [Cavalcanti and Gese 2009](#); [Castañeda et al. 2013](#); [Pereira et al. 2013](#); [Guilder et al. 2015](#)).

Information on scavenging by jaguars is scarce, since only five scientific publications have reported scavenging behavior (see [González and Piña 2002](#); [Cavalcanti and Gese 2010](#); [Castañeda et al. 2013](#); [Guilder et al. 2015](#); this work). From 415 kill sites located for 10 radio-collared jaguars at El Pantanal Brazil, [Cavalcanti and Gese \(2010\)](#) reported

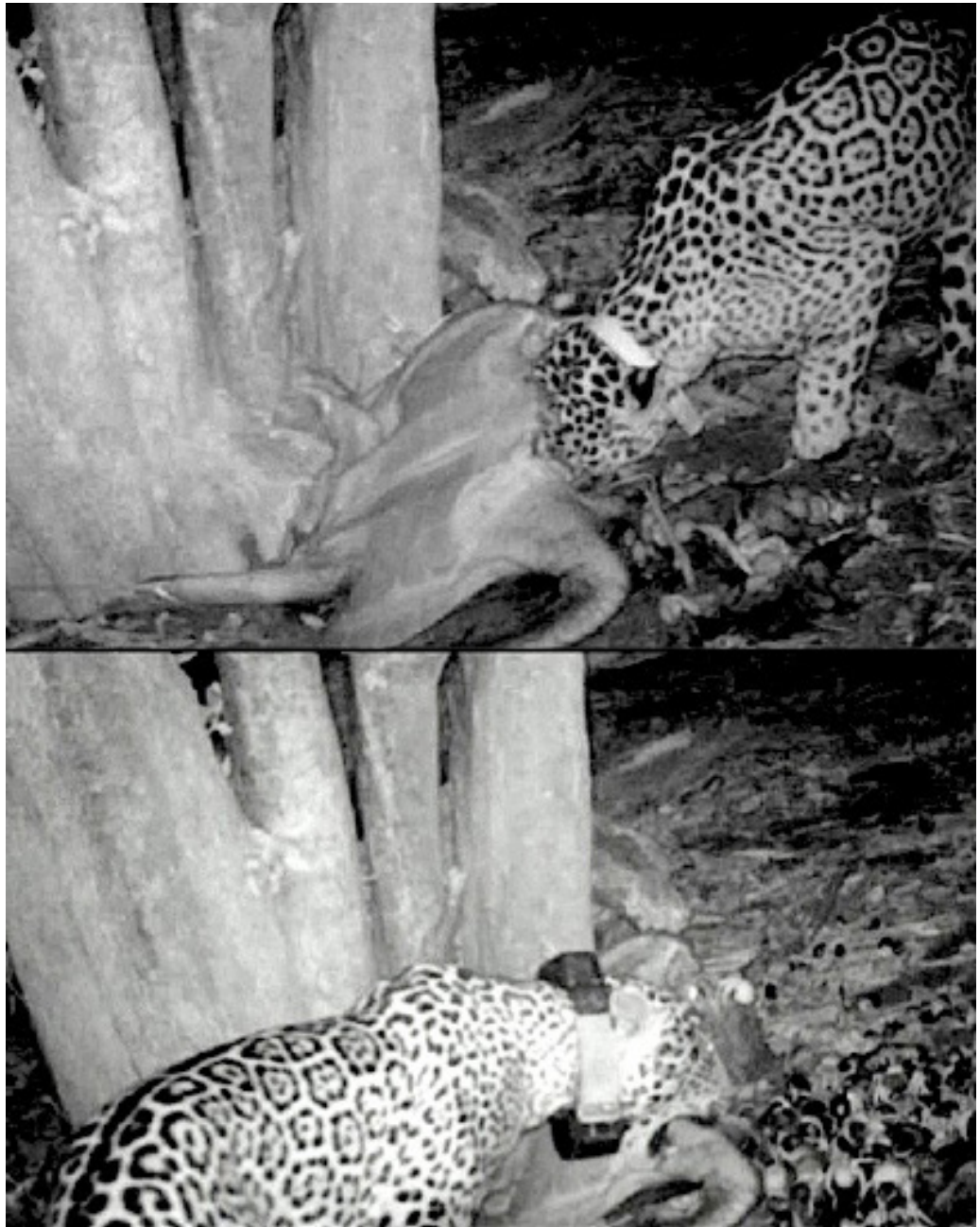


Figure 2. Two unrelated female jaguars scavenging on the same carcass of an olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea*, at Naranjo beach, Santa Rosa National Park, Costa Rica. Photo: Erick Alguera.

only 6 scavenging events (1.5 %), all of which involved cattle. In addition, camera traps have been employed to document a male and female jaguar scavenging on an adult cow carcass in México ([González and Piña 2002](#)), and two males were observed scavenging on an unidentified species of marine dolphin (Delphinidae) carcass in Honduras ([Castañeda et al. 2013](#)). [Guilder et al. \(2015\)](#) recorded jaguars scavenging on multiple sea turtle carcasses that were killed by jaguars at Tortuguero National

Park, Costa Rica. [Castañeda et al. \(2013\)](#) suggested that scavenging might play a more important role in the diet of jaguars than previously documented.

Seasonal fluctuations in prey availability often trigger temporary alterations in individual jaguars hunting behavior and in the exploitation of alternative prey species ([Carrillo et al. 2009](#); [Cavalcanti and Gese 2010](#)). Of the five scientific manuscripts that reported scavenging behavior in jaguars ([González and Piña 2002](#); [Cavalcanti and Gese 2010](#); [Castañeda et al. 2013](#); [Guilder et al. 2015](#); this work) only [Guilder et al. \(2015\)](#) have been able to determine that the scavenging behavior varies among seasons of prey availability. Prey in this case was the green sea turtle (*Chelonia mydas*). Based on this research ([Guilder et al. 2015](#)) and that of others on large carnivorous mammals (see [DeVault et al. 2003](#); [Wilson and Wolkovich 2011](#); [Pereira et al. 2013](#)), it is logical to assume that, at the seasons with high abundance and availability of prey, jaguars would prefer to consume their own kills. On the contrary, however, at

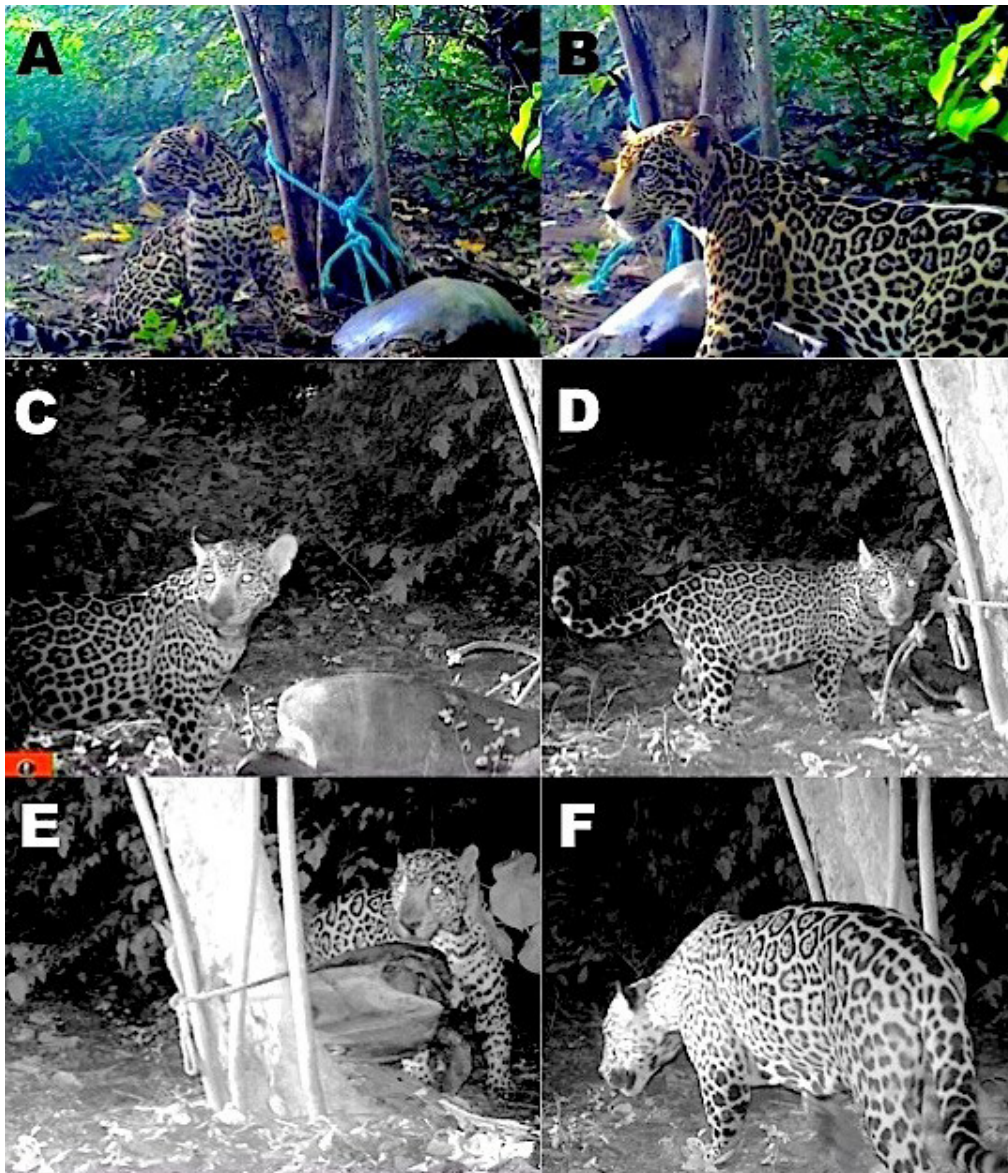


Figure 3. Three different jaguars scavenging on the same carcass of an olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* at Nancite beach, Santa Rosa National Park, Costa Rica. The first (A-B) and second (C-D) individuals were juvenile sisters, while the third individual (E-F) was an unrelated adult male. Photo: Sergio Escobar-Lasso.

seasons of low abundance and availability of prey the jaguars are tempted to eat carrion and even several individuals can feed from the same carcass. Given the small sample of this study, we are not able to assess the importance of prey availability. However, it is important to highlight that the two scavenging events recorded here were observed at the end of the nesting season of the olive ridley sea turtle when the number of nesting females are scarce ([Cornelius 1986](#); [Fonseca et al. 2009](#)). Therefore, it is important to make further investigations to augment our understanding of how scavenging behavior relates to availability of prey.

In mammalian carnivores the behavior of sharing kills or carcasses has different behavioral and social consequences depending on whether it has been done by related or unrelated individuals ([Wilson and Wolkovich 2011](#); [Pereira et al. 2013](#)). For example, the sighting of several related jaguars simultaneously feeding on a carcass is commonly observed in situations when there is a group of siblings, a mother with her cubs, or a mated couple ([Schaller and Crawshaw 1980](#); [González and Piña 2002](#); [Cavalcanti and Gese 2009](#); [Castañeda et al. 2013](#)). However, the sighting of several unrelated jaguars feeding from a single carcass has never been previously recorded. [Guilder et al. \(2015\)](#) described a couple of jaguars feeding from a sea turtle carcass at the same time, but they do not specify the social relations between them.

An important aspect of our observations, therefore, is the kinship among the jaguars who shared carcasses. Adult jaguars are firmly regarded as solitary hunters ([Harmsen et al. 2009](#)). They may maintain exclusive ranges ([Azevedo and Murray 2007](#)), although the majority of studies emphasize varying degrees of intrasexual and intersexual range overlap ([Rabinowitz and Nottingham 1986](#); [Cavalcanti and Gese 2009](#); [Harmsen et al. 2009](#)). Some of the individuals that we observed cannot be assigned with certainty into any of the social categories in which sharing of carcasses might reasonably be expected. To the extent that some of the individuals observed in this study might be socially unrelated individuals suggests that jaguars, can tolerate shared scavenging as opposed to kleptoparasitism. Thus, this would support the conclusions of [Guilder et al. \(2015\)](#). However, further investigation of this type is required to determine if kleptoparasitism really exists in jaguars, and to more fully understand their scavenging behavior.

Acknowledgements

We thank E. J. Martinez for peer reviewing this paper and providing valuable comments. This work was made possible by a graduate scholarship from the U. S. Fish and Wildlife Service to S. Escobar-Lasso, H. Herrera and M. Gil-Fernandez.

References

- ARANDA, M., AND V. SÁNCHEZ-CORDERO.** 1996. Prey spectra of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in tropical forests of Mexico. *Stud Neotrop Fauna and Environm* 31:65-67.
- AZEVEDO, F. C. C., AND D. L. MURRAY.** 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation* 137:391-402.
- BACON, M. M., AND M. S. BOYCE.** 2010. Scavenging of an Elk, *Cervus elaphus*, carcass by multiple Cougars, *Puma concolor*, in southeastern Alberta. *Canadian Field-Naturalist* 124:242-245.
- BAUER, J. W., K. A. LOGAN, L. L. SWEANOR, AND W. M. BOYCE.** 2005. Scavenging behavior in puma. *Southwest Naturalist* 50:466-471.

- BERNARDO, J., AND P. T. PLOTKIN.** 2007. An evolutionary perspective on the arribada phenomenon and reproductive behavioral polymorphism of olive ridley sea turtles, (*Lepidochelys olivacea*). In Biology and Conservation of Ridley sea Turtles (Plotki, P. T., ed.). Johns Hopkins University Press. Baltimore, U. S. A.
- CARRILLO, E., T. K. FULLER, AND J. C. SAENZ.** 2009. Jaguar (*Panthera onca*) hunting activity: effects of prey distribution and availability. *Journal of Tropical Ecology* 25:563-567.
- CASTAÑEDA, F. E., L. A. HERRERA, AND S. C. PEREIRA.** 2013. Behaviour of two male jaguars scavenging on a marine dolphin in Honduras. *Cat News* 58:11-12.
- CAVALCANTI, S. M. C., AND E. M. GESE.** 2009. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the Southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90:935-945.
- CAVALCANTI, S. M. C., AND E. M. GESE.** 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the Southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 91:722-736.
- CHINCHILLA, F. A.** 1997. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 45:1223-1229.
- COOPER, S. M., K. E. HOLEKAMP, AND L. SMALE.** 1999. A seasonal feast: long-term analysis of feeding behaviour in the spotted hyena (*Crocuta crocuta*). *African Journal of Ecology* 37:149-160.
- CORNELIUS, S. E.** 1986. The sea turtles of Santa Rosa National Park. Fundación de Parques Nacionales, Costa Rica. Monograph. San José, Costa Rica.
- DEVULT, T. L., O. E. RHODES, AND J. A. SHIVIK.** 2003. Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos* 102:225-234.
- FONSECA, L. G., A. G. MURILLO, L. GUADAMÚZ, R. M. SPINOLA, AND R. VALVERDE.** 2009. Downward but stable trend in the abundance of arribada Olive Ridley sea Turtle (*Lepidochelys olivacea*) at Nancite Beach, Costa Rica (1971-2007). *Chelonian Conservation and Biology* 8:19-27.
- GARLA, R. C., E. F. SETZ, AND N. GOBBI.** 2001. Jaguar (*Panthera onca*) Food habits in atlantic rain forest of southeastern Brazil. *Biotropica* 33:691-696.
- GONZÁLEZ, C. A. L., AND G. L. PIÑA.** 2002. Carrion use by jaguars (*Panthera onca*) in Sonora, Mexico. *Mammalia* 66:603-605.
- GUILDER, J., B. BARCA, S. ARROYO-ARCE, R. GRAMAJO, AND R. SALOM-PÉREZ.** 2015. Jaguars (*Panthera onca*) increase kill utilization rates and share prey in response to seasonal fluctuations in nesting green turtle (*Chelonia mydas mydas*) abundance in Tortuguero National Park, Costa Rica. *Mammalian Biology* 80:65-72.
- HARMSSEN, B. J., R. L. FOSTER, S. C. SILVER, L. E. T. OSTRO, AND C. P. DONCASTER.** 2009. Spatial and temporal interactions of sympatric jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in a neotropical forest. *Journal of Mammalogy* 90:612-620.
- HERNÁNDEZ, C. G. E.** 2008. Dieta, uso de hábitat y patrones de actividad del puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*) en la selva Maya, Centroamérica. *Revista Mexicana de Mastozoología* 12:113-130.
- KNOPFF, K. H., A. A. KNOPFF, AND M. S. BOYCE.** 2010. Scavenging makes cougars susceptible to snaring at wolf bait stations. *Journal of Wild Life Management* 74:644-653.
- NOVACK, A. J., M. B. MAIN, M. E. SUNQUIST, AND R. F. LABISKY.** 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology London* 267:167-178.
- NÚÑEZ, R., B. MILLER, AND F. LINDZEY.** 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology London* 252:373-379.

- PEREIRA, L. M., N. OWEN-SMITH, AND M. MOLEON.** 2013. Facultative predation and scavenging by mammalian carnivores: seasonal, regional and intra-guild comparisons. *Mammal Review* 44: 44-55.
- POLISAR, J., I. MAXIT, D. SCOGNAMILLO, L. FARRELL, M. E. SUNQUIST, AND J. F. EISENBERG.** 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation* 109:297-310.
- RABINOWITZ, A., AND B. NOTTINGHAM.** 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210:149-159.
- ROSS, P.I., AND M. G. JALKOTZY.** 1996. Cougar predation on moose in Southwestern Alberta. *Alces* 32:1-8.
- SCHALLER, G. B., AND P. G. CRAWSHAW.** 1980. Movement patterns of jaguars. *Biotropica* 12:161-168.
- SELVA, N., B. JĘDRZEJEWSKA, W. JĘDRZEJEWSKI, AND A. WAJRAK.** 2005. Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Canadian Journal of Zoology* 83:1590-1601.
- SILVEIRA, R. D., E. E. RAMALHO, J. B. THORBJARNARSON, AND W. E. MAGNUSSON.** 2010. Depredation by Jaguars on Caimans and Importance of Reptiles in the Diet of Jaguar. *Journal of Herpetology* 44:418-424.
- SKINNER, J. D., AND C. T. CHIMIMBA.** 2005. *The Mammals of the Southern African Subregion.* Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom.
- SUNQUIST, M. E., AND F. C. SUNQUIST.** 1989. Ecological constraints on predation by large felids. Pp. 283-301 in *Carnivore Behavior Ecology and Evolution* (Gittleman, J. L., ed.). Cornell University Press. Ithaca, U.S.A.
- SUNQUIST M. E., AND F. C. SUNQUIST.** 2002. *Wild cats of the world.* University of Chicago press. Chicago. U. S. A.
- TABER, A. B., A. J. NOVARO, N. NERIS, AND F. H. COLMAN.** 1997. The Food Habits of Sympatric Jaguar and Puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29:204-213.
- VERÍSSIMO, D., D. A. JONES, R. CHAVERRI, AND S. R. MEYER.** 2012. Jaguar *Panthera onca* predation of marine turtles: conflict between flagship species in Tortuguero, Costa Rica. *Oryx* 46:340-347.
- WECKEL, M., W. GIULIANO, AND S. SILVER.** 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270:25-30.
- WILMERS, C. C., R. L. CRABTREE, D. W. SMITH, K. M. MURPHY, AND W. M. GETZ.** 2003. Trophic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology* 72:909-916.
- WILSON, E. E., AND E. M. WOLKOVICH.** 2011. Scavenging: how carnivores and carrion structure communities. *Trends in Ecology and Evolution* 3:1-7.

Submitted: January 3, 2016

Reviewed: April 15, 2016

Accepted: April 18, 2016

Associated editor: William Lidiker

Distribución potencial del tigrillo (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) en el noreste de México

Potential distribution of margay (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) in Northeastern Mexico

Jesús Manuel Martínez-Calderas¹, Anuar David Hernández-Saintmartín¹, Octavio César Rosas-Rosas¹, Jorge Palacio-Núñez^{1*}, Jorge Agustín Villordo-Galván² and Alejandra Olivera-Méndez¹

¹ Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. Iturbide 73, Salinas de Hidalgo 78622, San Luis Potosí, México. E-mail: biologo99mx@yahoo.com.mx (JMM-C), anuarhernandez@gmail.com (ADH-S), octaviocr@colpos.mx (OCR-R), jpalacio@colpos.mx (JP-N), aleolivera@colpos.mx (AO-M).

² Departamento de Ciencias Biológicas. Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla (UPAEP). Calle 21 Sur 1101. Col Santiago, 72410. Puebla, México. E-mail: agustvillo@hotmail.com (JAV-G).

*Corresponding author

The margay (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) is a small Neotropical cat that is native with distribution from South America into Northeastern Mexico. This species is now threatened by illegal hunting and habitat destruction and, in Northeastern Mexico, their habitat has been fragmented and population sizes have been dramatically reduced. We use the MaxEnt algorithm to model the potential distribution of this elusive species, based on trustable presence records and information about their habitat condition. The aim of this study was to estimate the potential distribution of margays in Northeastern Mexico. We determined potential distribution in the physiographic subprovinces (PSP) of Llanuras y Lomerios, Gran Sierra Plegada and Carso Huasteco. A model was generated using recent and historical records through the MaxEnt algorithm. We used four records from online databases, 36 from literature and 13 from our own fieldwork, as well as 27 predictive variables: 19 associated with climate, two with land use and vegetation type, four associated with topography and two with anthropogenic effects. Seven variables contributed to over 90 % of the distribution model and were highly predictive (AUC = 0.964). The potential distribution of margay represents 9.0 % (7,607 km²) of the area, which is highly fragmented. The PSP Gran Sierra Plegada and Carso Huasteco showed the widest distribution range. The four most relevant variables were: precipitation of the most humid quarter, vegetation type, and both altitude and topographic indexes. We applied species distribution modeling by incorporating recent information collected through fieldwork and surveys as well as historical records in order to predict the margay's potential distribution in Northeastern Mexico. We obtained a robust model based on the most relevant bioclimatic and landscape variables. The landscape in this region is highly fragmented and the largest continuous areas were located in the roughest and inaccessible landscape of the mountainous localities of Gran Sierra Plegada and Carso Huasteco, where an important portion of these PSP maintains continuity in the area of the potential distribution of the margay. Very little is known of the status and abundance of the margay and this study complements our current knowledge of this species in Northeastern Mexico and provides important information regarding the quality of the habitat in this portion of the country. There are several current threats that are being caused by changes in land use in Northeastern Mexico and other parts of their distribution, and this information is essential to establish conservation plans for this species and their habitat. More studies assessing potential distribution throughout their range are needed to support adequate conservation efforts.

El tigrillo o margay (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) es un pequeño felino Neotropical nativo con distribución desde Suramérica hasta el noreste de México. Esta especie se encuentra amenazada por cacería ilegal y por la destrucción de su hábitat. En el noreste de México sus hábitat están fragmentados y su población está reduciendo dramáticamente. Para obtener un modelo de distribución potencial de esta especie se usó el algoritmo MaxEnt, basado en registros confiables de presencia, así como información sobre la condición de su hábitat. El objetivo del presente estudio fue estimar la distribución potencial del tigrillo en el noreste de México. La distribución potencial se realizó en las subprovincias fisiográficas (PSP) Llanuras y Lomerios, Gran Sierra Plegada y Carso Huasteco. Se generó un modelo mediante el uso de registros históricos y actuales mediante el algoritmo MaxEnt. Se usaron cuatro registros de bases de datos en línea, 36 de la literatura y 13 de trabajo de campo propio. También se usaron 27 variables predictoras: 19 climáticas, dos de uso del suelo y vegetación, cuatro asociadas a topografía y dos asociadas a efectos antrópicos. Siete variables contribuyeron en más del 90 % del modelo de distribución, el cual fue buen predictor (AUC = 0.964). La distribución potencial del tigrillo fue del 9.0 % del área de estudio (7,607 km²), la cual se encontró altamente fragmentada. Las PSP Gran Sierra Plegada y Carso Huasteco mostraron el rango de distribución más amplia. Las cuatro variables más relevantes fueron: precipitación del trimestre más húmedo, tipo de vegetación, altitud e índice topográfico. Se aplicó un modelo de distribución de especie con la incorporación de información reciente, colectada de trabajo de campo propio y encuestas, así como de registros históricos, con el propósito de predecir la distribución potencial del tigrillo en el noreste de México. Se obtuvo un modelo robusto con base en las variables más relevantes tanto bioclimáticas como del hábitat. El paisaje en esta región se encontró altamente fragmentado, donde las mayores aéreas se localizaron en zonas

de pendiente rugosa e inaccesibles en las localidades montañosas de Gran Sierra Plegada y Carso Huasteco, donde una porción importante de estas PSP mantienen una continuidad de distribución potencial del tigrillo. Muy poco se sabe sobre el estatus y la abundancia del tigrillo y este estudio complementa el conocimiento sobre esta especie en el noreste de México, y provee información importante sobre la condición del hábitat en esta porción del país. Existen varias amenazas, básicamente por cambios en el uso del suelo en el noreste de México y otras partes de su distribución, y esta información es necesaria para establecer planes de conservación para esta especie y su hábitat. Se necesitan más estudios en los que se evalúe el grado de distribución potencial en toda el área para establecer planes adecuados de conservación.

Key words: connectivity; habitat fragmentation; MaxEnt; Tropical habitats; Wild felids.

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

Introduction

The margay (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) is widely distributed in South and Central America to its northernmost distribution extending into Northeastern Mexico (Hall 1981; Aranda 2005). Basic information on the abundance and distribution of margays in this area and the rest of country is poorly understood. Several studies mention that the margay is closely linked to forest habitats, especially in tropical and subtropical areas because it is generally considered to be more arboreal and better adapted to live in trees than other cat species (Bisbal 1989; Oliveira 1998). This makes it more vulnerable to deforestation (Tewes and Schmidly 1987) and, in Mexico, this felid is listed as endangered on the NOM-059 SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010), although internationally it is considered as threatened (Payan et al. 2008). The habitat of this species is being destroyed or converted to agriculture and other land uses along its entire distribution and new studies suggest that its abundance is lower than previously thought. Therefore, it is crucial to generate potential species distribution models to be used as a baseline for the future conservation efforts of the margay (Ferrier and Guisan 2006; Payan et al. 2008; Oliveira et al. 2010).

Today, the use of algorithms in the development of predictive and potential species distribution models has increased. Potential distribution is calculated from georeferenced observations and variables that act as predictors. Thanks to its predictive capacity and robustness in generating species distribution models, one of the most widely used algorithms is MaxEnt (Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006). This algorithm generates distribution probabilities for the concerned species in a particular region, based on different variables that can be environmental (climate, vegetation type, topography), demographic or anthropogenic. It is constructed exclusively on current conditions present in the localities where the species occurs (Elith et al. 2006; Pearson et al. 2007). The software determines the distribution through the adjustment of the species occurrence probability in pixels throughout the study area. This is based on the idea that the best possible explanation for an unknown phenomenon maximizes the entropy or uncertainty of the distribution of the probability, depending on certain limitations. Concerning potential distribution models, they consist of values of those pixels in which the species has been detected (Phillips et al. 2004; Phillips et al. 2006). This study is part of a regional project on the ecology and conservation of wild felids in Mexico, and its purpose was to estimate the potential distribution of margays (*Leopardus wiedii*) in Northeastern Mexico.

Methods

Study area. The study area partially covers two physiographic provinces (84,523 km²): Sierra Madre Oriental and Llanura Costera del Golfo Norte. In the first, it included part of the physiographic subprovinces Gran Sierra Plegada (GSP) and Carso Huasteco (CH). In the second, only the subprovince

Llanuras y Lomerios (LL) was partially included (Figure 1). The characteristics of these subprovinces have great relevance in the landscape structure and degree of conservation. While in LL there is great anthropogenic impact throughout its surface due to topographic conditions, in CH, and mostly in GSP, large remnants of habitat remain in good condition. In this region, topography is flat to undulating towards the East and rough towards the West, with a wide range of climatic conditions from tropical to temperate, that varies from humid to semidry. There is a clear seasonal variation regarding precipitation, as well as a clear difference between the amount of rainfall in one region and the other. Altitude ranges from 0 to 2,300 m and precipitation from 600 to 2,500 mm.

Anthropic land use is widespread within the study area for farming, agriculture and, in some regions, wood extraction (INEGI 2002a). The types of land use and vegetation are shown on Table 1. In this study there are 6 groups of native vegetation (NV) subdivided into 18 categories according to humidity and latitude gradients (Table 1). In GSP, the landscape corresponds to a mountainous karstic rock mass with irregular intermontane valleys, where anthropic use predominates (46.18 %). The native vegetation in GSP is dominated by tropical dry (26.99 %), followed by temperate (20.98 %) vegetation. Drier (2.86 %) and more humid tropical (1.02 %) types of vegetation are scarce. The landscape in CH is characterized by abrupt karstic mountains and intermontane valleys; anthropic use is 41.14 %, dominated by dry tropical (20.49 %) and dry (16.25 %) vegetation, followed by temperate vegetation (15.98 %). In LL, the terrain ranges from flat to undulated, where anthropic use is 50.86 % and dry tropical vegetation predominates (25.28 %), followed by temperate vegetation (18.08 %). Tropical humid (3.16 %) and dry (0.47 %) vegetation are scarce; other types of vegetation such as cattail marshes, palm forests, and riparian vegetation occupy 2.15 % of the landscape.

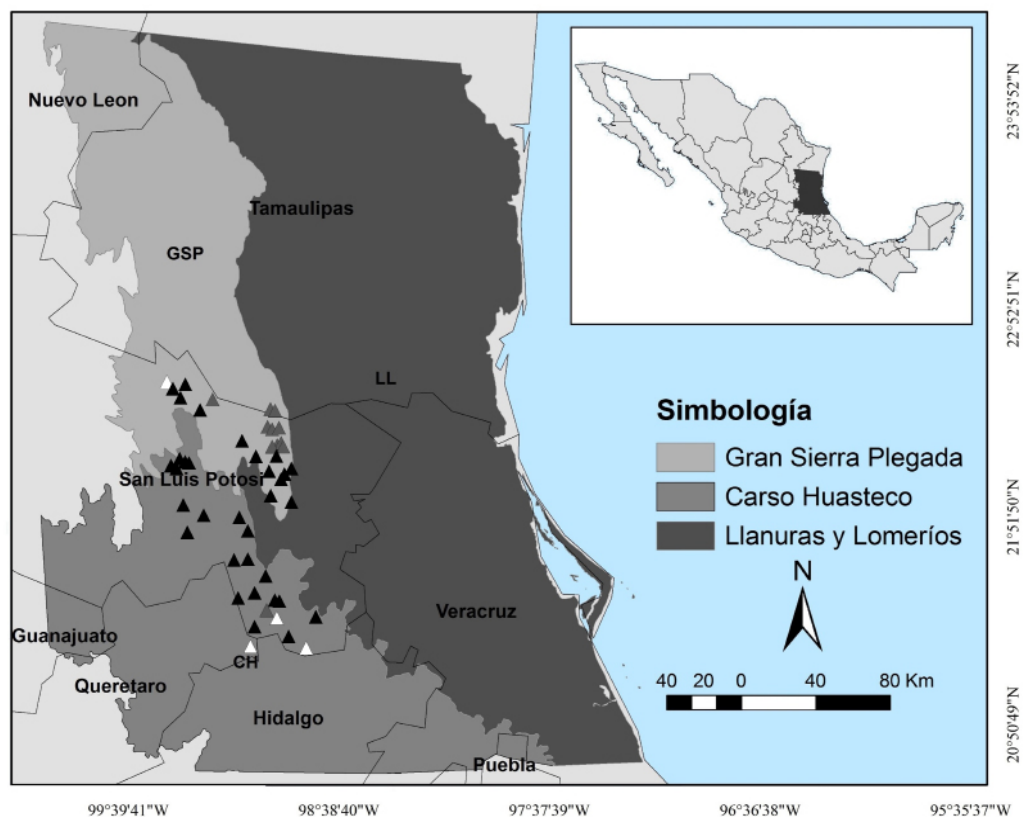


Figure 1. Study area with the location of physiographic subprovinces and margay records in Northeastern Mexico, which including portions of the states of Nuevo León, Tamaulipas, San Luis Potosí, Veracruz, Guanajuato, Querétaro, Hidalgo, and Puebla. The white triangles are historical records, blacks are the literature records (Martínez-Calderas et al. 2012), and grays are of fieldwork and surveys records.

Table 1. Percentage by subprovince of Type of anthropic land use and native vegetation (NV) in Gran Sierra Plegada (GSP); Carso Huasteco (CH) and Llanuras y Lomerios (LL) of Northeastern Mexico.

Category	Land use and vegetation type	GSP	CH	LL
Anthropic use	Agriculture	18.89	16.71	19.34
	Urban area	0.50	0.48	0.45
	Induced vegetation	26.79	23.95	31.07
NV Dry	Desert shrub	2.86	15.97	0.29
	Grassland	0.00	0.13	0.00
	Halophyte vegetation	0.00	0.15	0.18
NV Temperate	Oak forest	10.28	7.82	9.30
	Oak-pine forest	3.82	2.91	3.46
	Pine-oak forest	2.93	2.24	2.65
	Pine forest	0.92	0.70	2.65
	Clouded forest	2.40	1.82	0.00
	Juniperus forest	0.63	0.48	0.00
	Abies forest	0.00	0.01	0.02
NV Tropical dry	Tamaulipan thorn scrub	0.00	0.00	0.98
	Semitropical thorn scrub	11.20	8.52	10.14
	Tropical deciduous forest	13.77	10.48	12.46
	Tropical thorn forest	1.88	1.43	1.70
	Tropical semi-deciduous forest	0.14	0.06	0.00
NV Tropical wet	Subperennifolia tropical forest	1.02	1.32	0.92
	Tropical rain forest	0.00	1.88	2.24
NV Other	Other (popal, mangrove forest, cattail marshes, etc.)	1.97	2.94	2.15

Data collection and modeling. The information used for the development of the model was obtained from several sources. Thirty-six records come from a previous study ([Martínez-Calderas et al. 2012](#)), 13 were obtained through fieldwork with random camera-trapping sessions between August 2010 and March 2012, and four are georeferenced historical records (prior to the year 2000), obtained from the GBIF (Global Biodiversity Information Facility) database provider ([GBIF 2014](#)).

For modeling, 27 predictive variables were used: 19 bioclimatic ([Hijmans et al. 2005](#)), two of vegetation ([Hansen et al. 2000](#); [INEGI 2002b](#)), four derived from the digital elevation model ([INEGI 2008](#)), and two anthropic ([CIAT et al. 2005](#); [INEGI 2005](#)). In order to generate the potential distribution model, we used the algorithm software MaxEnt (version 3.3.3k), which is based on a maximum entropy algorithm ([Phillips et al. 2006](#)). We used the method reported by [Martínez-Calderas et al. \(2015\)](#) for the realization of the model. The same methods were also successfully implemented in that study for ocelots. Default settings were: maximum number of background points = 10,000, regularization multiplier = 1, replicates = 20, replicate run type = bootstrap, convergence threshold = 0.00001, and maximum number of iterations = 10,000. From the occurrence data, 70 % was selected randomly as training data and 30 % as the test data set. We used the logistic output of MaxEnt with prediction values ranging from 0 (unsuitable habitat) to 1 (optimal habitat). To validate the performance of the model, the weight of the omission error and the commission error equally, we considered the area under curve (AUC), which is generated by the algorithm ([Hernandez et al. 2006](#)) and is obtained directly from the evaluation of the models through ROC curves (Receiver Operating Characteristic; e. g. [Contreras-Medina et al. 2010](#)). Moreover, variables in the model are assessed through a jackknife test that compares the models with all possible combinations of

environmental variables by measuring the importance of the variable. This expressed the relative importance of every predictor variable separately in order to determine the percentage that each one provides to the model. The results obtained from the model in ASCII format were processed and reclassified using ArcGIS 9.2 (ESRI 2006). The binary map (absence-presence) for the potential distribution of the margay was generated (Figure 2) considering the average map that represents the induced and adjusted habitat of the species (Anderson et al. 2003; Burneo et al. 2009). We used the minimum presence training as threshold reclassification (0.2745). Finally, using this map and levels, we calculated the potential distribution area shown in percentage of the total area of each physiographic subprovince.

Results

The margay was recorded in diverse environmental conditions within the study area, in locations varying from very humid to semidry environments (Appendix 1). Regarding temperature, this species inhabit from very hot to temperate, and in an altitude ranging from 6 to 1,800 m (INEGI 2002b; INEGI 2008; INEGI 2011). Seven predictive variables explained 94.4 % of the model, showing an AUC of 0.964 ± 0.0097 , where an AUC value higher than 0.9 indicates an excellent model (Araujo and Guisan 2006). The four most relevant variables were: precipitation of the most humid quarter, vegetation type, and both altitude and topographic indexes. Each of the other three remaining variables did not account for more than 3 % of the total contribution (Table 2).

The potential distribution area of the margay in Northeastern Mexico covered approximately 9 % of the total studied landscape, with an area of 7,607 km². GSP and CH subprovinces showed the highest distribution, with a potential presence of 18.1 and 20.2 % on each surface, respectively. Conversely, LL accounted for only 0.4 % (Table 3). The highest potential distribution continuity was observed in the contiguous mountainous areas between GSP and CH. In all of LL, we only found small and isolated patches due to fragmentation (Figure 2).

Discussion

The use of historical records is a valuable tool for the modeling of elusive species (e. g. Wilting et al. 2010; Jenks et al. 2012). Besides the four historical records used in this research, there is no further information available to support the historical distribution of the margay in Northeastern Mexico. There have been some efforts to determine the

Table 2. Predictive variables for the generation of the distribution model of *L. wiedii* in Northeastern Mexico.

Variable	Contribution (%)	Cumulative contribution
Precipitation of wettest quarter	57.9	57.9
Vegetation type	12.4	70.3
Elevation	11.4	81.7
Topographic index	6.3	88.0
Annual precipitation	2.5	90.5
Slope	2.3	92.8
Mean temperature of the wettest quarter	1.6	94.4

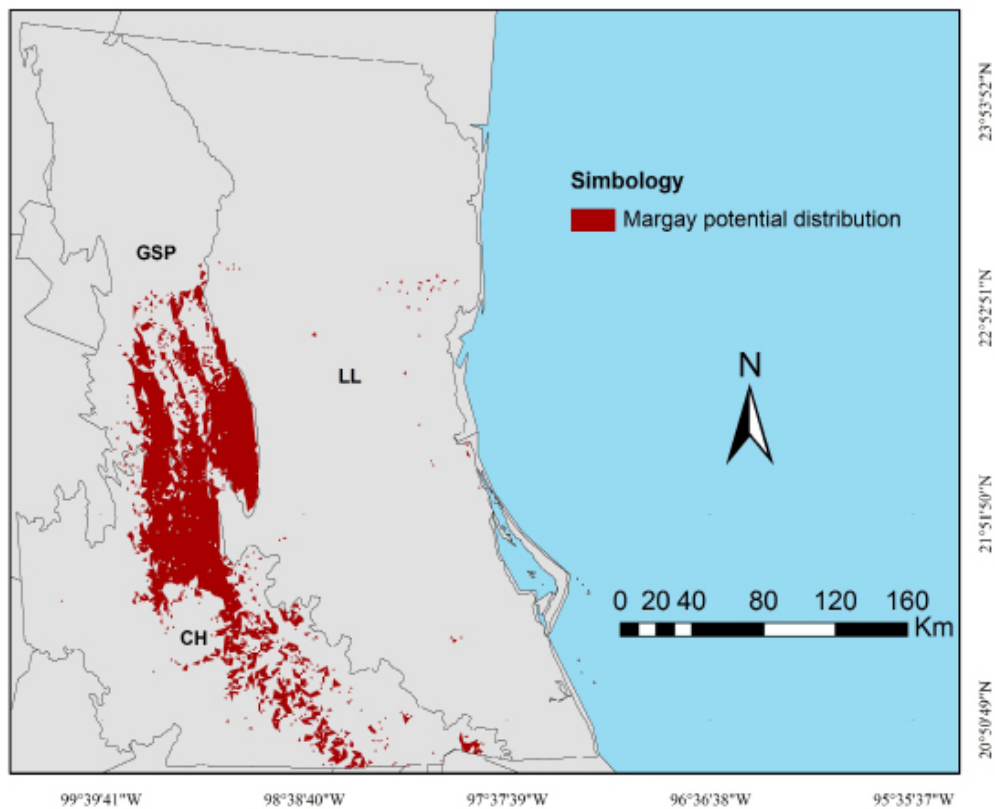


Figure 2. Map of potential distribution of the margay in Northeastern Mexico.

distribution area using only these records, which has prompted the creation of maps that lack validity, such as those proposed by [Hall 1981](#) and [Aranda \(2005\)](#).

In this study, we obtained a robust model based on the value of AUC according to [Araujo and Guisan \(2006\)](#). The most relevant variables that explain the potential distribution of the margay coincided with climatic fluctuation ([Guggisberg 1975](#); [Bisbal 1989](#); [Azevedo 1996](#); [Oliveira 1998](#)). Moreover, these same authors mention that this species inhabits tropical regions, where the presence of tropical rain forest is frequent. Yet this species has also been reported to be present in induced grassland ecotones ([Mondolfi 1986](#); [Oliveira 1994](#); [Martínez-Calderas et al. 2012](#)), as long as there is closed-canopy arboreal vegetation nearby ([Vaughan 1983](#); [Mondolfi 1986](#); [Tello1986](#)). Areas with the wettest climate conditions provide a better vegetation coverage, which was appropriate for the species in accordance with [Bisbal \(1989\)](#), [Oliveira \(1994\)](#), and [Mondolfi \(1986\)](#). This occurred in only 9.0 % of the study area. Regarding altitude, this species is known to live at heights ranging from sea level to 1,100 m ([Oliveira 1994](#)), or even 3,000 m in the valleys of the Andes ([Tello1986](#)), meaning that these results fall within this range.

No reports have been produced to date that describe the relation between the presence of the margay and the topographic index or the slope range. However, the largest areas were located in mountainous localities of Sierra Madre Oriental, in the Southern portion of GSP, and in the Northern region of CH. An important portion of these subprovinces maintains continuity in the area of the potential distribution of the margay. They also contain large and nearby patches, which may guarantee connectivity among populations. However most of the study area showed only small

Table 3. Extension (km²) of the portion of physiographic subprovinces (PSP) and percentage of potential distribution of the margay in Northeastern Mexico.

PSP	Area (km ²)	Potential distribution (%)	Potential distribution (km ²)
Gran Sierra Plegada	16,929.3	18.1	3064.2
Llanuras y Lomerios	45,851.8	0.4	183.4
Carso Huasteco	21,742.0	20.2	4391.9
Total	84,523.1	9.0	7607.1

isolated spots or areas with no potential distribution for the margay, especially in the portions of the flattest and driest terrains, mainly in LL.

Deforestation due to land-use change, mostly because of sugarcane cultivation or extensive ranching (Villordo-Galván et al. 2010), occupies a large portion of the study area. Crops (Jiménez et al. 2004) and induced grassland for cattle (Vieyra-Alberto et al. 2013) are established for the most part in flat or moderate slope terrains with deep soils. In this very fragmented landscape, remnants of closed vegetation exist only in terrains with steeper and often rough slopes, where neither agriculture nor livestock can occur (Guevara and Laborde 1999; Trejo and Dirzo 2000; Reyes-Hernández et al. 2007).

Habitat fragmentation alters the composition and structure of animal communities through the modification of ecological processes (v. gr. Wilcove 1985). In fragmented habitats, some populations tend to become isolated. The survival of the species depends on their ability to move between these patches, gaining access to the necessary resources, maintaining their genetic diversity, and keeping their reproductive capacity as a population (Petit et al. 1995; Buza et al. 2000). The species' sensitivity to change depends on its behavior and morphology (Wolff 1999; Laurance 1995; Buza et al. 2000; Nupp and Swihart 2000; Gehring and Swihart 2004), as well as on the availability of landscape elements (Gehring 2000). It is known that density of predators and, consequently, potential prey vulnerability is higher in small patches (Wilcove 1985; Andren 1992). Size can influence the area of activity and the possibility of moving within it (Gehring and Swihart 2004). Previous studies suggest that animals, even those extremely mobile, avoid passing through altered areas of habitat (Smallwood 1994; Machtans et al. 1996). For this reason, if there are gaps in the connection between two or more small populations, local extinctions can occur (v. gr. Beier 1993).

Among predators, the larger they are the bigger areas they require, which is why they are more susceptible to become locally extinct due to habitat loss. Moreover, in fragmented habitats conflicts with humans are more frequent (e. g. Crooks and Soulé 1999). Medium and small-sized carnivore populations such as the margay are often benefited by the decline of top predators and increase their numbers (Prugh et al. 2009; Oliveira et al. 2010). This produces a decrease in the population size of prey. Since the area of activity of a predator is in accordance with prey availability, fragmentation tends to create a general imbalance (Oehler and Litvaitis 1996). The area of activity of a predator is in accordance with prey availability. Thus, species of this kind are susceptible to fragmentation, and above all, to the size of the patch, which must maintain the adequate habitat conditions in order to improve the continuity of the species (e. g. Gehring and Swihart 2004). Studies mention that the Margay populations are negatively impacted by ocelot (through 'the ocelot effect' (Oliveira et al. 2010)). However, both species are usually sympatric, and can share

habitat and distributional range. Compared to the potential distribution ocelot ([Martínez-Calderas et al. 2015](#)), the margay was less extensive in this subprovinces. For example, in LL is wider the presence of the ocelot, mainly to the northeast of this region. Margay is present only in small isolated patches.

The disappearance of natural ecosystems is inherent to the encroachment in anthropogenic activities, especially in agricultural production. [Sahagún-Sánchez et al. \(2011\)](#) estimated that 13 % of the remaining vegetation coverage in the study area is in risk. In general, road density and size of human population are important variables related to fragmentation ([Laurance et al. 2002](#)). For example, roads are significant landscape modifications and are considered deforestation agents that accelerate fragmentation, reduce the regeneration of the forests, and are a threat for many tropical ecosystems and for the distribution of specialized species (e. g. [Young 1994](#); [Fearnside 2007](#); [Freitas et al. 2010](#)). They frequently increase slope instability, they allow the unregulated extraction of natural resources and the transformation of the landscape ([Young 1994](#)). The new Rioverde-Cd. Valles highway goes through CH and GSP in the areas with the best potential habitat for margays, which poses a new threat. Roads and related disturbances have a noticeable and well-recorded impact on wild felines ([Van Dyke et al. 1986](#); [Beldon and Hagedorn 1993](#); [Beier 1995](#); [Lovallo and Anderson 1996](#); [Tewes and Blanton 1998](#); [Tuovila 1999](#); [Tewes and Hughes 2001](#)). Unless there are more efforts to improve the design, construction and maintenance of the roads, as well as to understand and mitigate their effects, several carnivore species (e. g. [Noss et al. 1996](#); [Ruediger 1996](#)), and specialized montane forest biota ([Young 1994](#)) may decline or disappear.

For this study, the reliable distribution area of the presence of margays was restricted to the Northeastern portion of its global distribution. It is crucial to stress the importance of preserving the landscape structure as along with the juxtaposition of spatial elements and connectivity for the conservation of species (e. g. [Danielson 1994](#); [Gehring 2000](#)). Conservation must begin with habitat protection and restoration (e. g. [Danielson 1994](#); [Fahrig 1997](#)), so the connection between GSP and CH is of vital importance to the preservation of margays in the long term. One alternative to mitigate some of the effects of fragmentation, and to compromise with the need for agricultural production, is the plantation of forests with non-native species. This can also aid in the conservation of some non-flying mammals, thus collaborating in the conservation of the local biodiversity ([Martin et al. 2012](#)). In this sense, fruit gardens or timberlands may be more suitable than annual crops because they provide better habitat for adaptable species, including margays. Furthermore, these new farming areas could use native vegetation as a buffer zones.

This study provides enough accurate information regarding the fundamental aspects of the habitat and essential needs of the margay to lay the foundation of an effective management plan in Northeastern Mexico. The involvement of government entities and the public is essential for the implementation of these new management plans. Conserving this carnivore will also improve the conservation of many other valuable species, as well as their ecosystem and environmental services.

Acknowledgments

We thank the Mexican National Council of Science and Technology (CONACyT) for their support during the execution of fieldwork between 2006 and 2009, as well as

the Colegio de Postgraduados for their support in the same area between 2010 and 2012. We also thank I. Palacio-Ayala for her support in the manuscript.

Literature Cited

- ANDERSON, R. P., D. LEW, AND A. T. PETERSON.** 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- ANDREN, H.** 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation, a landscape perspective. *Ecology* 73:794-804.
- ARANDA, M.** 2005. Margay. Pp. 361-362 in *Los Mamíferos Silvestres de México* (Ceballos, G., y G. Oliva eds.). Fondo de Cultura Económica / CONABIO. México.
- ARAUJO, M. B., AND A. GUIBAN.** 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33:1677-1688.
- AZEVEDO, F. C. C. DE.** 1996. Notes on the behavior of the margay *Felis wiedii* (Schinz, 1821), (Carnivora, Felidae), in the Brazilian Atlantic Forest. *Mammalia* 60:325-328.
- BEIER, P.** 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7:94-108.
- BEIER, P.** 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59:228-237.
- BELDON, B. C., AND B. W. HAGEDORN.** 1993. Feasibility of translocating panthers into northern Florida. *Journal of Wildlife Management* 57:388-397.
- BISBAL, F. J.** 1989. Distribution and habitat association of the carnivores in Venezuela. Pp. 339-362 in *Advances in Neotropical Mammalogy* (Redford, K. H., and J. F. Eisenberg, eds.). Sandhill Crane Press. Gainesville, U. S. A.
- BURNEO, S., J. F. GONZÁLEZ-MAYA, AND D. TIRIRA.** 2009. Distribution and habitat modelling for Colombian weasel *Mustela felipei* in the Northern Andes. *Small Carnivore Conservation* 41:41-45.
- BUZA, L., A. YOUNG, AND P. THRALL.** 2000. Genetic erosion, inbreeding and reduced fitness in fragmented populations of the endangered tetraploid sea *Swaisona recta*. *Biological Conservation* 93:177-186.
- CIAT (CENTRO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA TROPICAL), UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM), CIESIN (CENTER FOR INTERNATIONAL EARTH SCIENCE INFORMATION NETWORK), COLUMBIA UNIVERSITY, AND THE WORLD BANK.** 2005. Latin American and Caribbean Population Data Base. Version 3. Available at <http://www.na.unep.net/datasets/datalist.php3>. 11 July 2014.
- CONTRERAS-MEDINA, R., I. LUNA-VEGA, AND C. A. RÍOS-MUÑOZ.** 2010. Distribución de *Taxus globosa* (Taxaceae) en México: Modelos ecológicos de nicho, efectos del cambio del uso de suelo y conservación. *Revista Chilena de Historia Natural* 83:421-433.
- CROOKS, K. R., AND M. E. SOULÉ.** 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563-566.
- DANIELSON, B. J.** 1994. A justification for the conservation of large reserves. Pp. 276-277 in *Principles of Conservation Biology* (Meffe, K., and C. R. Carroll eds.). Sinauer, Sunderland, U. S. A..
- ELITH, J., C. H. GRAHAM, R. P. ANDERSON, M. DUDIK, L. G. LOHMANN, B. A. LOISELLE, G. MANION, C. MORITZ, M. NAKAMURA, Y. NAKAZAWA, J. OVERTON, A. T. MCC, A. T. PETERSON, S. J. PHILLIPS, K. S. RICHARDSON, K. S. SCACHETTI-PEREIRA, R. E. SCHAPIRE, J. SOBERON, S. WILLIAMS, M. S. WISZ, AND N. E. ZIMMERMANN.** 2006. Novel methods improve prediction of species distribution from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- ESRI.** 2006. ArcGIS Desktop 9.2. Environmental System Research Institute. California, U. S. A.
- FAHRIG, L.** 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61:603-610.

- FEARNSIDE, P. M.** 2007. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environmental Management* 39:601-614.
- FERRIER, S., AND A. GUISAN.** 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology* 43:393-404.
- FREITAS, S. R., T. J. HAWBAKER, AND J. P. METZGER.** 2010. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 259:410-417.
- GBIF.** 2014. Global Biodiversity Information Facility. Available at: <http://www.gbif.org/>. 05 July 2014.
- GEHRING, T. M.** 2000. Ecology of mammalian predators in a landscape fragmented by agriculture. Doctoral dissertation. Universidad Purdue. West Lafayette, U. S. A.
- GEHRING, T. M., AND R. K. SWIHART.** 2004. Home range and movements of long-tailed weasels in a landscape fragmented by agriculture. *Journal of Mammalogy* 85:79-86.
- GUEVARA, S., AND J. LABORDE.** 1999. Historia del paisaje de la sierra de Los Tuxtlas, Veracruz (México). Pp. 44-64 in *Diversidad biológica y cultural rural: en la gestión ambiental de desarrollo* (Pineda, F. D., J. M. de Miguel, and M. A. Casado eds.). Mundiprensa y Multimedia Ambiental. Madrid, España.
- GUGGISBERG, C. A. W.** 1975. *Wild cats of the world*. Taplinger Publishing Company. New York, U. S. A.
- HALL, E. R.** 1981. *The mammals of North America*. 2nd edition. John Wiley & Sons. New York, U. S. A.
- HANSEN, M. R. DEFRIES, J. R. G. TOWNSHEND, AND R. SOHLBERG.** 2000. Global land cover classification at 1km resolution using a decision tree classifier. *International Journal of Remote Sensing* 21:1331-1365.
- HERNANDEZ, P. A., C. H. GRAHAM, L. L. MASTER, AND D. L. ALBERT.** 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- 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.
- INEGI.** 2002a. Síntesis de información geográfica del estado de San Luis Potosí. Instituto Nacional de Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI.** 2002b. Conjunto de datos Vectoriales de Vías de transporte y comunicación de las cartas vectoriales topográficas escala 1:250,000, Serie II, Continuo Nacional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI.** 2005. Conjunto de datos Vectoriales de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250,000, Serie III, Continuo Nacional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI.** 2008. Continuo de Elevación Nacional. Instituto Nacional de Geografía e Informática. Aguascalientes, México. Available at <http://mapserver.inegi.org.mx>. 11 June 2012.
- INEGI.** 2011. Cartas geográficas de clima, suelo y precipitaciones, escala 1:250,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Aguascalientes, México.
- JENKS, K. E., S. KITAMURA, A. J. LYNAM, D. NGOPRASERT, W. CHUTIPONG, R. STEINMETZ, R. SUKMASUANG, L. I. GRASSMAN JR., T. CUTTER, N. TANTIPISANUH, N. BHUMPAKPHAN, G. A. GALE, D. H. REED, P. LEIMGRUBER, AND N. SONGSASEN.** 2012. Mapping the distribution of dholes, *Cuon alpinus* (Canidae, Carnivora), in Thailand. *Mammalia* 76:175-184.
- JIMÉNEZ, C. A., V. T. VARGAS, W. E. SALINAS, M. AGUIRRE, AND D. RODRÍGUEZ.** 2004. Aptitud agroecológica para el cultivo de la caña de azúcar en el sur de Tamaulipas, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía UNAM* 53:58-74.
- KAREIVA, P., AND U. WENNERGREN.** 1995. Connecting landscape patterns to ecosystems and population processes. *Nature* 373: 299-302

- LAURANCE, W. F.** 1995. Extinction and survival of rainforest mammals in a fragmented tropical landscape. Pp. 46-63 in *Landscape Approaches in Mammalian Ecology and Conservation*. (Lidicker Jr., W. Z. ed.). University of Minnesota Press. Minneapolis, U. S. A.
- LAURANCE, W. F., A. K. M. ALBERNAZ, G. SCHROTH, P. M. FEARNSIDE, S. BERGEN, E. M. VENTICINQUE, AND C. COSTA.** 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29:737-748.
- LOVALLO, M. J., AND E. M. ANDERSON.** 1996. Bobcat movements and home ranges relative to roads in Wisconsin. *Wildlife Society Bulletin* 24:71-76.
- MACHTANS, C. S., M. A. VILLARD, AND S. J. HANNON.** 1996. Use of riparian buffers strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* 10:1377-1379.
- MARINO, J., M. BENNETT, D. COSSIOS, A. IRIARTE, M. LUCHERINI, P. PLISCOFF, C. SILLERO-ZUBIRI, L. VILLALBA, AND S. WALKER.** 2011. Bioclimatic constrains to Andean cat distribution: a modeling application for rare species. *Diversity and Distributions* 17:311-322.
- MARTIN, P. S., C. GHELIER-COSTA, P. C. LOPES, L. M. ROSALINO, AND L. M. VERDADE.** 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 282:185-195.
- MARTÍNEZ-CALDERAS, J. M., O. C. ROSAS-ROSAS, J. PALACIO-NÚÑEZ, J. F. MARTÍNEZ-MONTOYA, AND J. A. VILLORDO-GALVÁN.** 2012. Nuevos registros de tigrillo (*Leopardus wiedii*) en San Luis Potosí, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28:482-486.
- MARTÍNEZ-CALDERAS, J. M., O. C. ROSAS-ROSAS, J. PALACIO-NÚÑEZ, J. F. MARTÍNEZ-MONTOYA, G. OLMOS-OROPEZA AND L. A. TARANGO-ARÁMBULA.** 2015. Potential distribution of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Northeastern Mexico. *Therya* 6:545-558.
- MONDOLFI, E.** 1986. Notes on the biology and status of the small wild cats in Venezuela. Pp. 25-146 in *Cats of the world: biology, conservation, and management* (Miller, S. D., and D. D. Everett, eds.). National Wildlife Federation. Washington, U. S. A.
- NOSS, R. F., H. B. QUIGLEY, M. G. HORNOCKER, T. MERRILL, AND P. C. PAQUET.** 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:949-963.
- NUPP, T. E., AND R. K. SWIHART.** 2000. Landscape-level correlates of small mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81:512-526.
- OEHLER, J. M., AND J. A. LITVAITIS.** 1996. The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Canadian Journal of Zoology* 74:2070-2079.
- OLIVEIRA, T. G. DE, M. A. TORTATO, L. SILVEIRA, C. B. KASPER, F. D. MAZIM, M. LUCHERINI, A. T. JÁCOMO, J. B. G. SOARES, R. V. MARQUES, AND M. E. SUNQUIST.** 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. Pp. 559-580 in *Biology and conservation of wild cats* (Macdoweld, D. W., and A. J. Loveridge, eds.). Oxford University Press. Oxford, United Kingdom.
- OLIVEIRA, T. G. DE.** 1994. Neotropical cats: ecology and conservation. Edufma. Sao Luís, Brasil.
- OLIVEIRA, T. G. DE.** 1998. *Leopardus wiedii*. *Mammalian Species* 579:1-6.
- PAYAN, E., E. EIZIRIK, T. G. DE OLIVEIRA, R. LEITE-PITMAN, M. KELLY, AND C. VALDERRAMA.** 2008. *Leopardus wiedii*. IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. Available at <http://www.iucnredlist.org>. 04 August 2013.
- PEARSON, R. G., C. J. RAXWORTHY, M. NAKAMURA, AND A. T. PETERSON.** 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102-117
- PETIT, L. J., D. R. PETIT, AND T. E. MARTIN.** 1995. Landscape-level management of migratory birds: looking past the trees to see the forest. *Wildlife Society Bulletin* 23:420-429.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, AND R. E. SCHAPIRE.** 2006. Maximum entropy modeling in species geographic distributions. *Ecological Modeling* 190:231-259.
- PHILLIPS, S. J., M. DUDÍK, AND R. E. SCHAPIRE.** 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. Pp. 655-662 in *Proceedings of the 21st International*

- Conference on Machine Learning (Greiner, R., and D. Schuurmans eds.). ACM Press. New York, U. S. A.
- PRUGH, L. R., C. J. STONER, C. W. EPPS, W. T. BEAN, W. J. RIPPLE, A. S. LALIBERTE, AND J. S. BRASHARES.** 2009. The rise of the mesopredator. *BioScience* 59:779-791.
- REYES-HERNÁNDEZ, H., M. AGUILAR-ROBLEDO, J. R. AGUIRRE-RIBERA, M. SILVA-APARICIO, AND I. R. TREJO-VÁZQUEZ.** 2007. Caracterización de remanentes arbóreos y razones de su permanencia en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México. Pp. 85-104 in *Corredores biológicos: acercamiento conceptual y experiencias en América* (Chassot, O., and C. Morera, eds.). Centro Científico Tropical, Universidad Nacional de Costa Rica/Escuela de Ciencias Geográficas. Instituto Panamericano de Geografía e Historia. Imprenta Nacional de Costa Rica.
- RUEDIGER, B.** 1996. The relationship between rare carnivores and highways. Proceedings of the Florida Department of Transportation/Federal Highway Administration Transportation-related Wildlife Mortality Seminar, April 30-May 2, 1996. U. S. Department of Transportation. Federal Highway Administration. FHWA-PD-96-041, Washington, U. S. A.
- SAHAGÚN-SÁNCHEZ, F. J., H. REYES-HERNÁNDEZ, J. L. FLORES-FLORES, AND L. CHAPA-VARGAS.** 2011. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. *Journal of Latin American Geography* 10:65-86.
- SEMARNAT.** 2010. 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. Ciudad de México, México.
- SMALLWOOD, K. S.** 1994. Trends in California mountain lion populations. *The Southwestern Naturalist* 39:67-72.
- TELLO, J. L.** 1986. The situation of the wild cats (Felidae) in Bolivia. Report prepared for CITES Secretariat. Lausanne, Switzerland.
- TEWES, M. E., AND D. R. BLANTON.** 1998. Potential impacts of international bridges on ocelots and jaguarundis along the Rio Grande wildlife corridor. Pp. 135-139 in *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation (FL-ER-69-98)* (Evink, G. L., P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, eds.). Florida Department of Transportation. Tallahassee, Florida.
- TEWES, M. E., AND R. W. UGHES.** 2001. Ocelot management and conservation along transportation corridors in Southern Texas. Pp. 559-564 in *Proceedings of the 2001 International Conference on Ecology and Transportation* (Irwin, C. L., P. Garrett and K. P. McDermott, eds.). Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University Keystone, Co. 24-28 September 2001.
- TEWES, M. E., AND D. J. SCHMIDLY.** 1987. The neotropical felids: jaguar, ocelot, margay, and jaguarondi. Pp. 697-711 in *Wild furbearer management and conservation in North America* (Novak, M., J. A. Baker, M. E. Obbard and B. Malloch, eds.). Ontario Ministry of Natural Resources. Toronto, Canada.
- TREJO, I., AND R. DIRZO.** 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94:133-142.
- TUOVILA, V. R.** 1999. Bobcat and ocelot movements and survival near US Highway 281. Master Science Tesis, Texas A&M University. Arlington, U. S. A.
- VAN DYKE, F. G., R. H. BROCKE, AND H. G. SHAW.** 1986. Use of road track counts as indices of mountain lion presence. *Journal of Wildlife Management* 50:102-109.
- VAUGHAN, C.** 1983. A report on dense forest habitat for endangered wildlife species in Costa Rica. National University, Heredia. Costa Rica.
- VIEYRA-ALBERTO, R., I. A. DOMÍNGUEZ-VARA, G. OLMOS-OROPEZA, J. F. MARTÍNEZ-MONTOYA, J. L. BORQUEZ-GASTELUM, J. PALACIO-NÚÑEZ, J. A. LUGO DE LA FUENTE, AND E. MORALES-ALMARÁZ.**

2013. Perfil e interrelación mineral en agua, forraje y suero sanguíneo de bovinos durante dos épocas en la Huasteca Potosina, México. *Agrociencia* 47:121-133.
- VILLORDO-GALVÁN, J. A., O. C. ROSAS-ROSAS, J. F. MARTÍNEZ-MONTOYA, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, M. D. SÁNCHEZ-HERMOSILLO, AND L. C. BENDER.** 2010. The jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosi, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 55:394-402.
- WILCOVE, D. S.** 1985. Nest depredation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66:1211–1214.
- WILTING, A., A. CORD, A. J. HEARN, D. HESSE, A. MOHAMED, C. TRAEHOLDT, S. M. CHEYNE, S. SUNARTO, M. JAYASILAN, J. ROSS, A. C. SHAPIRO, A. SEBASTIAN, S. DECH, C. BREITENMOSER, J. SANDERSON, J. W. DUCKWORTH, AND H. HOFER.** 2010. Modelling the species distribution of flat-headed cats (*Prionailurus planiceps*), an endangered South-east Asian small felid. *PLoS ONE* 5: : e9612.
- WOLFF, J. O.** 1999. Behavioral model systems. Pp. 11-40 in *Landscape ecology of small mammals* (Barrett, G. W., and J. D. Peles, eds.). Springer-Verlag. NewYork, U. S. A.
- YOUNG, K. R.** 1994. Roads and the environmental degradation of tropical montane forests. *Conservation Biology* 8:972-97658.

Submitted: November 27, 2015

Reviewed: April 1, 2016

Accepted: May 4, 2016

Associated editor: Jesus Maldonado

Appendix 1

Information about margay records in Northeastern Mexico. Source of records: Historic records: 1. Louisiana State university Museum of Zoology (LSUMZ), 2. Colección de Mastozoología del ENCB-IPN, 3. Colección de Mamíferos del Museo de Zoología Alfonso L. Herrera. Facultad de Ciencias, UNAM (MZFC-UNAM). Records from literature: 4. Are of Martínez-Calderas *et al.* 2012. Field work and surveys: 5. Camera traps and 6. Tracks and signs. Longitude = Long, Latitude = Lat, % of vegetation cover = Cv, elevation in meters = Ev, degree of slope =S. PSP = physiographic subprovinces: CH = Carso Huasteco, GSP = Gran Sierra Plegada.

No.	Long	Lat	PSP	Source	Vegetation		Terrain	
					Type	Cv	Ev	S
1	-99.009	21.393	CH	1	Oak forest	89	1147	15
2	-98.824	21.229	CH	1	Tropical rain forest	79	507	5
3	-99.498	22.504	GSP	2	Oak forest	95	1078	10
4	-99.088	21.186	CH	3	Clouded forest	90	1145	37
5	-99.441	22.465	GSP	4	Oak forest	80	1557	25
6	-99.441	22.465	GSP	4	Oak forest	80	1557	25
7	-98.965	22.100	GSP	4	Tropical deciduous forest	89	230	3
8	-99.166	21.828	CH	4	Tropical deciduous forest	80	300	50
9	-98.899	21.918	GSP	4	Tropical deciduous forest	98	315	3
10	-99.400	22.062	CH	4	Oak forest	100	789	0
11	-99.402	22.070	CH	4	Tropical forest	97	904	13
12	-99.385	22.095	CH	4	Oak forest	90	809	5
13	-99.397	22.103	CH	4	Tropical forest	98	800	4
14	-99.386	22.094	CH	4	Oak forest	100	812	8
15	-99.401	22.098	CH	4	Tropical forest	100	904	5
16	-99.382	22.083	CH	4	Tropical forest	96	972	2
17	-99.416	21.895	CH	4	Tropical forest	90	775	0
18	-99.144	21.471	CH	4	Clouded forest	100	1157	20
19	-99.007	21.490	CH	4	Tropical forest	97	140	28
20	-98.992	21.488	CH	4	Tropical rain forest	100	320	17
21	-98.901	22.069	GSP	4	Tropical forest	100	488	38
22	-99.350	22.415	GSP	4	Oak forest	85	775	8
23	-98.964	22.152	GSP	4	Tropical desiduos forest	98	211	15
24	-99.062	21.306	CH	4	Tropical rain forest	97	1508	43
25	-98.884	21.266	CH	4	Tropical rain forest	92	985	45
26	-99.060	21.603	CH	4	Tropical forest	90	468	20
27	-99.137	21.789	CH	4	Induced grassland - Tropical forest	88	326	0
28	-99.017	21.565	CH	4	Tropical rain forest	97	1020	15
29	-98.756	21.351	CH	4	Tropical rain forest	95	152	10
30	-98.886	22.088	GSP	4	Tropical deciduous forest	97	480	47
31	-99.099	21.600	CH	4	Tropical forest	99	1195	41
32	-99.299	21.855	CH	4	Tropical deciduous forest	92	450	10
33	-99.448	22.496	GSP	4	Oak forest	100	1058	31
34	-99.471	22.491	GSP	4	Oak forest	96	1477	25
35	-99.108	21.501	CH	4	Oak forest	100	1160	25
36	-99.360	21.823	CH	4	Oak forest	89	628	5
37	-98.914	22.060	GSP	4	Tropical desiduos forest	93	515	6

38	-99.036	22.151	GSP	4	Tropical desiduos forest	90	146	5
39	-98.947	22.016	GSP	4	Tropical deciduous forest	82	202	15
40	-99.036	22.240	GSP	4	Tropical desiduos forest	92	203	3
41	-98.939	22.211	GSP	5	Tropical desiduos forest	90	372	6
42	-98.942	22.223	GSP	5	Tropical desiduos forest	95	376	7
43	-98.959	22.239	GSP	5	Tropical desiduos forest	100	339	7
44	-98.933	22.287	GSP	5	Tropical desiduos forest	100	504	5
45	-98.968	22.303	GSP	5	Tropical desiduos forest	100	332	10
46	-98.977	22.360	GSP	5	Tropical desiduos forest	93	347	15
47	-98.963	22.365	GSP	5	Tropical desiduos forest	100	603	8
48	-98.961	22.280	GSP	5	Tropical desiduos forest	96	320	2
49	-98.958	22.163	GSP	5	Tropical desiduos forest	98	314	0
50	-98.967	22.221	GSP	5	Tropical desiduos forest	92	334	5
51	-98.963	22.174	GSP	5	Tropical desiduos forest	89	322	0
52	-99.020	21.439	CH	6	Tropical forest-Acahual	79	900	5
53	-99.289	22.441	GSP	6	Tropical forest	99	898	15

Densidad y patrones de actividad del ocelote en la selva Lacandona

Density and activity patterns of ocelots in the Greater Lacandona Ecosystem

J. Antonio de la Torre^{1*}, Paulina Arroyo-Gerala¹, and Leonora Torres-Knoop²

¹ Instituto de Ecología, UNAM, Laboratorio de Ecología y Conservación de Vertebrados Terrestres, Coyoacán, 04510. Ciudad de México, México. Email: adelatorre@ieciologia.unam.mx (JAT), paw.ar.ger@hotmail.com (PA-G).

² Instituto de Biología UNAM, Laboratorio de Análisis Espaciales, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510. Ciudad de México, México. Email: ltorresknoop@gmail.com (LT-K).

* Corresponding author

The ocelot is the third largest cat that occurs in Mexico. Despite all the information that has been collected regarding its distribution in the country, little is known about its basic ecology in Mexico. In this study we estimated population density of ocelots and their activity patterns for the Greater Lacandona Ecosystem region. Data were obtained through camera traps. We used 33 camera trap stations that were active during 60 consecutive days. The effective sampling effort was 1,920 trap days. Population density was estimated through Bayesian Spatial Explicit Capture-Recapture Models. In addition, the activity pattern of ocelots was determined by the time recorded of all photographs obtained. We estimated a minimal density of 12.9 ± 5.39 ocelots for each 100 km² for the southern Montes Azules Biosphere Reserve. According with the photographic records we identified that ocelots were active both day and night. Our results are similar to those obtained in other areas located in the tropical rain forests of Central America with the classic capture-recapture methods. In addition, this study shows the potential of this preserved area for maintaining long-term population of ocelots in the tropical rain forest of the Greater Lacandona Ecosystem. More information about this species needs to be obtained, especially for regions characterized by habitat fragmentation and human perturbation.

El ocelote es el tercer felino más grande que habita en México. A pesar de que recientemente se ha publicado mucha información acerca de la distribución de esta especie en el país, aún se desconoce muchos aspectos de su ecología básica en México. Con la finalidad de contribuir en el conocimiento de la ecología poblacional de esta especie en las zonas tropicales de México, en este estudio reportamos la densidad del ocelote para la región de la Selva Lacandona, así como sus patrones actividad. El estudio se hizo mediante trampas-cámara. Utilizamos 33 estaciones de foto-trampeo que estuvieron activas durante 60 días consecutivos, teniendo un esfuerzo efectivo de muestreo de 1,920 días-trampa. El análisis de densidad se hizo a partir de modelos espacialmente explícitos bayesianos. El patrón de actividad de los ocelotes se determinó por medio de la hora que registraron todas las fotografías que se obtuvieron de la especie. Estimamos una densidad mínima de 12.9 ± 5.39 SE ocelotes/100 km² para el sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules. De acuerdo con las fotografías obtenidas, los ocelotes mostraron picos de actividad tanto en el día como en la noche. Estos resultados son similares a otras densidades poblacionales reportadas para esta especie con métodos de captura-recaptura clásicos para los bosques tropicales húmedos de Centroamérica. El presente estudio ilustra el potencial de las zonas conservadas de la región de la Selva Lacandona para mantener una población de ocelotes viable a largo plazo. Hace falta ampliar el conocimiento de la especie, especialmente en regiones caracterizadas por la fragmentación y la perturbación humana.

Key words: abundance; activity; camera traps; *Leopardus pardalis*; SPACECAP.

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

Introducción

El ocelote (*Leopardus pardalis*) es una de las once especies de felinos que habitan en el Neotrópico y el tercer felino más grande que habita en México. Su distribución abarca desde el sur de Estados Unidos hasta el norte de Argentina y ocupa una gran diversidad de ecosistemas como bosques tropicales, pastizales y matorrales (Sunquist y Sunquist 2009). En México, el ocelote se puede encontrar tanto en regiones tropicales como subtropicales y su distribución incluye en el norte los estados de Sonora y Tamaulipas, extendiéndose hacia el sur a lo largo de las vertientes costeras del Golfo de México y del Pacífico hasta Chiapas y Yucatán. En el centro del país se distribuye a través de la cuenca del río Balsas en el Estado de México (Leopold 1959; Hall 1981). Incluso, existen registros recientes de esta especie en los estados de Zacatecas y Aguascalientes (Bárcenas y Medellín 2010; Valdez-Jiménez et al. 2013).

La cacería de los ocelotes por sus pieles en la década de los 1960 y 1970s redujo de manera considerable muchas de las poblaciones de esta especie en toda su área de distribución (Nowell y Jackson 1996; Di Bitetti et al. 2008; Sunquist y Sunquist 2009). Como consecuencia de la amenaza que esto representaba, el ocelote fue catalogado como Vulnerable en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Sin embargo, tras la prohibición del comercio de pieles de felinos silvestres en 1980 por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna (CITES por sus siglas en inglés), la categoría de conservación de esta especie cambió a Preocupación Menor (Paviolo et al. 2015). En México, el ocelote se encuentra clasificado como “en Peligro de Extinción” (SEMARNAT 2010). Sin embargo, aún falta mucha información sobre aspectos básicos de la ecología de esta especie en México, la cual es necesaria para diseñar los programas de manejo y conservación adecuados para esta especie en el país.

La mayor parte de la información publicada sobre el ocelote en México consiste en registros de su distribución (Pozo de la Tijera y Escobedo Cabrera 1999; Grigione et al. 2001; Sanchez et al. 2002; Servín et al. 2003; Lorenzana et al. 2004; Iglesias et al. 2008; Bárcenas y Medellín 2010; Ramirez-Bravo et al. 2010; Martínez-Calderas et al. 2011; Aranda et al. 2012; Ahumada-Carrillo et al. 2013; Hernández-Flores et al. 2013; Sánchez Hernández et al. 2013; Galindo-Aguilar et al. 2016; García-Bastida et al. 2016). Aunque también hay algunos estudios sobre su historia natural los cuales han contribuido al conocimiento de sus hábitos alimenticios (de Villa et al. 1995), y patrones de actividad (Pérez-Irinea y Santos-Moreno 2014; Briones-Salas et al. 2016). A pesar de que se han publicado varios estudios acerca de la densidad de esta especie a lo largo de su intervalo de distribución (Trolle y Kéry 2003; 2005; Maffei et al. 2005; Di Bitetti et al. 2006; 2008; Dillon y Kelly 2007; Salvador y Espinosa 2015), se tiene muy poca información acerca de las densidades de esta especie para México (Pérez-Irinea y Santos-Moreno 2014; Martínez-Hernández et al. 2015). El objetivo de este estudio es estimar la densidad poblacional de los ocelotes en la región de la Selva Lacandona, en el estado de Chiapas, a partir del uso de trampas-cámara y de modelos espacialmente explícitos de captura-recaptura. Adicionalmente, describimos los patrones de actividad de los ocelotes en diferentes periodos del día utilizando los registros obtenidos mediante las trampas-cámara y comparamos los resultados obtenidos con otros estudios publicados para México y otras regiones del Neotrópico.

Material y Metodos

Área de estudio. La Selva Lacandona se ubica en el sureste de México. Esta región contiene la porción continua más grande de bosque tropical lluvioso de México y consiste en un área prioritaria para la conservación. Esta región es la más rica del país en términos de diversidad y alberga muchas especies catalogadas como amenazadas y en peligro de extinción (Medellín

1994). Se ha estimado que esta región contiene más de 4,000 especies de plantas vasculares y alberga entre 20 % y 25 % de la diversidad de especies de plantas y animales de México (Medellín 1994; Davis et al. 1997).

La Selva Lacandona representa una de las regiones más amenazadas del país. De las 1,500,000 hectáreas originales de selva, se han perdido dos terceras partes en los últimos 40 años (Mendoza y Dirzo 1999; Jong et al. 2000). Las principales amenazas para este ecosistema son el rápido crecimiento demográfico, las altas tasas de deforestación y la extracción no regulada de recursos no renovables (Medellín 1994). La mayor parte del remanente de bosque de esta región se encuentra protegida a través de siete áreas naturales: la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA, 331,200 ha), la Reserva de la Biosfera Lacan-Tun (61,873 ha), el Monumento Natural Bonampak (4,757 ha), el Monumento Natural Yaxchilán (2,621 ha), el Área de Protección de Flora y Fauna Chan-Kin (12,184 ha), el Área de Protección de Flora y Fauna Nahá (3,847 ha) y el Área de Protección de Flora y Fauna Metzabok (3,368 ha).

El área de muestreo se localiza en el sur de la Selva Lacandona, en el borde sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, dentro de la zona de uso restringido de la reserva (INE-SEMARNAP 2000). Se encuentra aislada de los ejidos colindantes (Loma Bonita, Boca de Chajul, Playón de la Gloria y Galacia) por el río Lacantún (Figura 1). La vegetación dominante en este sitio es selva alta perennifolia bien conservada (de la Torre y Medellín 2011).

Diseño de muestreo. El sitio de estudio comprendió un área de 82 km², calculada a través del método de polígono mínimo convexo y considerando el área cubierta por las trampas-cámara que utilizamos para este estudio (Figura 2). Tomamos registros durante 60 días consecutivos,

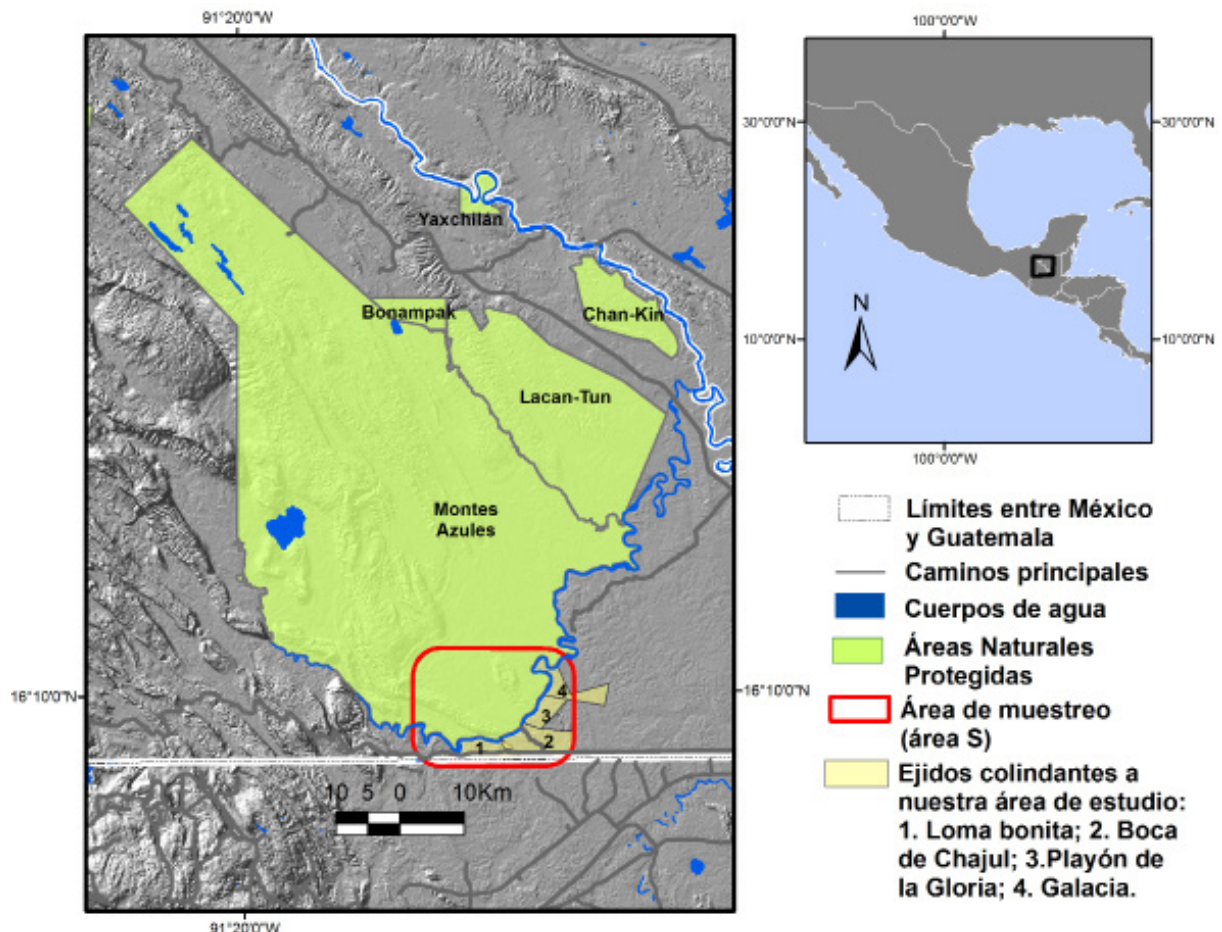


Figura 1. Localización del área de estudio en el paisaje de la Selva Lacandona.

a partir de noviembre del 2007 hasta enero del 2008. Colocamos un total de 33 estaciones de muestreo, de las cuales 17 consistieron en estaciones dobles, es decir, colocamos dos trampas-cámara viéndose entre sí con el fin de capturar ambos perfiles de los individuos (Figura 2). Se definió como un evento de muestreo cada día que estuvieron activas las estaciones de fototrampeo (cada 24 horas = un evento de muestreo) y como captura a una fotografía de un individuo de ocelote diferente dentro de cada evento de muestreo. Dado que una de las trampas cámara de una de las estaciones sencillas fue robada durante el muestreo, en total logramos un tiempo efectivo de muestreo de 1920 días-trampa.

El equipo consistió en 29 cámaras Camtrakker® (Camtrakker TM, Camtrack South Inc. Georgia, EE. UU.) y 21 Deer Cam® (modelo DC-200: Non Typical Inc., Park Lane, Park Falls, EE. UU.). Las trampas cámara se colocaron aproximadamente a 45 cm del suelo y con una distancia de al menos tres metros de los senderos. Dado que el protocolo utilizado en este estudio estaba enfocado a la estimación de abundancias de los jaguares ([de la Torre y Medellín 2011](#)), la separación entre las estaciones de muestreo fue de 1 a 3 km y éstas se colocaron en sitios asociados a rastros de jaguares o que se consideraron familiares a ellos. Sin embargo, durante el muestreo se obtuvieron una gran cantidad de registros de muchas otras especies además de los jaguares, incluyendo los ocelotes ([de la Torre 2009](#)).

Estimación de la densidad poblacional. De acuerdo al patrón de manchas individual de cada uno de los ocelotes, identificamos el mayor número de individuos posible ([Trolle y Kéry 2003](#); [Maffei et al. 2005](#); [Di Bitetti et al. 2006](#); [Dillon y Kelly 2007](#)). Sin embargo, dado que obtuvimos pocas fotografías de ambos perfiles de los individuos, separamos el número de individuos fotografiados del perfil

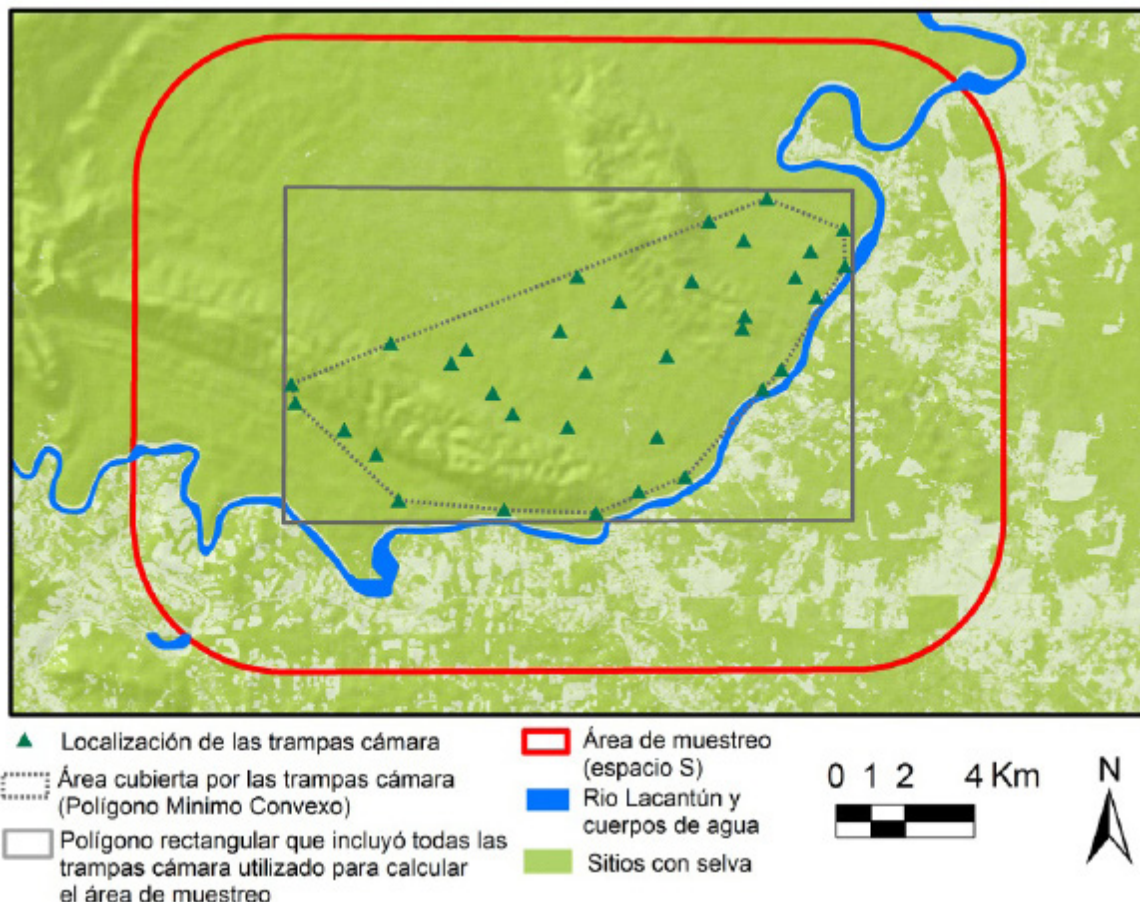


Figura 2. Localización de las trampas cámara y el área de muestreo.

izquierdo y los fotografiados del perfil derecho. Debido a lo anterior, estimamos la densidad de la población utilizando los datos del perfil en el cual se obtuvieron más registros, por lo que las densidades estimadas en este estudio deben considerarse como las densidades mínimas para nuestra área de estudio.

Para la estimación de la densidad de los ocelotes utilizamos la técnica de captura-recaptura con trampas cámara y analizamos los datos a través de modelos espacialmente explícitos de captura-recaptura (SECR por sus siglas en inglés). Particularmente utilizamos los modelos bayesianos, los cuales utilizan métodos de Cadenas de Markov de Monte Carlo (MCMC por sus siglas en inglés) para el aumento de los datos, una técnica que complementa el conjunto de datos de los animales conocidos con un conjunto de datos arbitrarios derivados de todos las posibles historias de encuentro que consisten en ceros (Royle et al. 2009a, b). Una de las diferencias más importantes entre los modelos espacialmente explícitos y los modelos de captura-recaptura clásicos es que la unidad de estudio cambia. Para los primeros las unidades de estudio son los sitios de muestreo, es decir, las trampa-cámaras, para lo segundos, las unidades de estudio son los individuos de la especie. Lo anterior implica que a los modelos espacialmente explícitos se les puede incorporar información espacial sobre los movimientos y la ubicación de los individuos con respecto a la posición de las cámaras, lo que a su vez permite realizar estimaciones poblacionales tomando en cuenta la relación que existe entre la localización de las trampa cámaras y los centros de las áreas de actividad de los individuos fotografiados (Srivathsa et al. 2015). Estos modelos tienen el supuesto de que todos los individuos de la especie bajo estudio tienen un área de actividad relativamente definida y que los centros de éstas se distribuyen de manera uniforme en el área de interés (Royle et al. 2009a, b).

Para poder llevar a cabo los modelos espacialmente explícitos utilizamos el paquete SPACECAP (Gopalswamy et al. 2012, 2015 disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/SPACECAP/index.html>), para R 3.0.1 (2007; The R Foundation for Statistical Computing). Dado que la estimación de la densidad requiere la definición de un área de muestreo (conocido como espacio S) que incluya el área potencial que pueden utilizar los individuos en la periferia, calculamos un polígono rectangular que incluyó todas las estaciones de muestreo y agregamos un buffer de 4,352 metros, distancia que corresponde a la distancia máxima transitada por los ocelotes de acuerdo a las estaciones de muestreo (MMDM, por sus siglas en inglés; Figura 2). El tamaño de las celdas de la reja fue de 0.0625 km² y cada punto para generar la reja se encontraba separado por 0.25 km. Se realizaron 100,000 iteraciones con las simulaciones de las MCMC, con un periodo de descarga inicial de 5,000 y una tasa de adelgazamiento de 100. Establecimos que el número máximo de posibles individuos presentes fuera de casi 10 veces más (130) la cantidad de individuos realmente capturados. Para la evaluación de los resultados de los modelos nos basamos en los valores de Geweke. Para mayor detalle sobre el funcionamiento del paquete SPACECAP y de los modelos espacialmente explícitos de captura-recaptura se puede consultar Royle et al. (2009b), Gopalswamy et al. (2012) y Gopalswamy et al. (2015).

Análisis de los patrones de actividad. El patrón de actividad de los ocelotes se infirió por medio de la hora que registran las fotografías, debido a que las trampas-cámaras estuvieron activas durante todo el día. Se utilizaron todos los datos para la obtención de estos patrones, así como las fotografías que se obtuvieron de ambos sexos. Se agruparon las fotografías en intervalos de una hora durante las 24 horas del día. El

análisis de los patrones de actividad se hizo utilizando el programa "Activity" (Rowcliffe 2015 - disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/activity/index.html>), para R 3.0.1 (2007; The R Foundation for Statistical Computing).

Resultados

Estimación de la densidad poblacional. Obtuvimos un total de 35 fotografías de ambos perfiles. Identificamos 14 individuos diferentes con el perfil derecho y 13 con el izquierdo (Tabla 1), por lo cual, utilizamos los primeros para llevar a cabo la estimación de la densidad poblacional. De éstos, fueron capturados cuatro machos y 10 hembras y se recapturaron a cuatro individuos diferentes. La frecuencia promedio de captura de los ocelotes fue de 18.2 capturas por 1,000 días trampa. El promedio de las distancias máximas viajadas por los ocelotes fue de 2,802 m (Tabla 1). Este promedio se basó solamente en las recapturas de dos individuos, ya que los otros dos individuos se recapturaron en los mismo sitios de su primera captura. El intervalo de las distancias máximas viajadas por los ocelotes fue de 1,252 a 4,352 m.

La densidad estimada fue de $12.9 \pm 5.39 \text{ SE}/100 \text{ km}^2$. Los valores de λ_0 (la tasa de detección que se espera si la trampa cámara se encontrara en el centro de actividad de los individuos) y ψ (probabilidad de que uno de los valores aumentados que

Tabla 1. Número de individuos identificados por ambos perfiles.

Lado	Número de capturas independientes	Número de individuos capturados	Machos	Hembras	Sexo no identificado	Promedio de las distancias máximas que se movieron (mts)	SD
Derecho	19	14	4	10	-	2,802	2,192
Izquierdo	20	13	5	7	1	2,165	1,903

representan individuos no capturados sea un individuo real) fueron de $1.51 \times 10^{-3} \pm 1.11 \times 10^{-3} \text{ SE}$ y $2.43 \times 10^{-1} \pm 1.05 \times 10^{-1} \text{ SE}$, respectivamente (Tabla 2). De acuerdo a los valores de Geweke obtenidos, todos los parámetros convergieron (Tabla 3).

Patrones de actividad. De acuerdo con el número de fotografías obtenidas, los ocelotes mostraron tres picos de actividad, tanto en el día como en la noche. El primer pico de actividad es en la madrugada y abarca desde las 01:00 a las 06:00 horas. El segundo es en la mañana y dura de las 10:00 a las 12:00 horas. El ultimo de las 21:00 a las 23:00 horas (Figura 3). La actividad de los ocelotes disminuye considerablemente entre las 08:00 y las 09:00 de la mañana y entre las 13:00 y las 16:00 de la tarde (Figura 3). Comparando los diferentes picos de actividad con los periodos de inactividad por

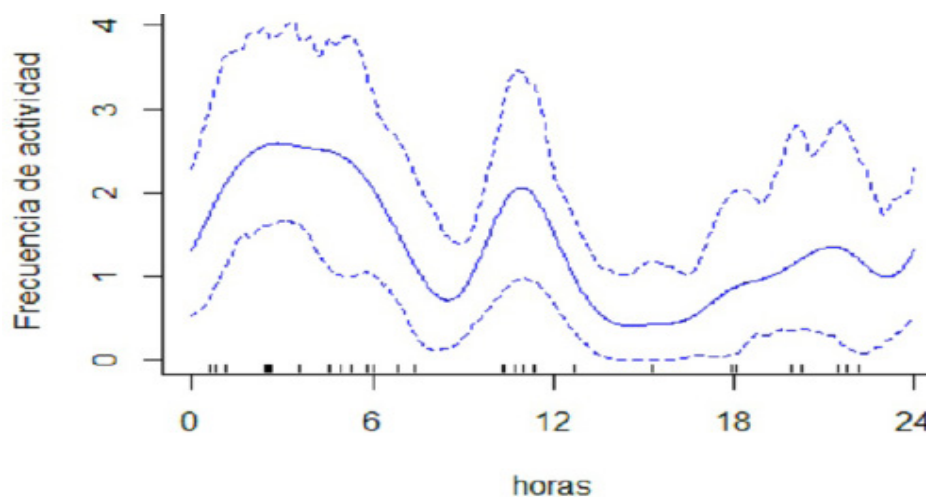
Tabla 2. Parámetros obtenidos en los modelos espacialmente explícitos de captura-recaptura

	Valor estimado	Desviación Estándar
N	3.43×10^{-1}	1.43×10^{-1}
Densidad*	0.129	0.0539
λ_0	1.51×10^{-3}	1.11×10^{-3}
σ	9.23×10^{-3}	1.51×10^{-4}
ψ	2.43×10^{-1}	1.05×10^{-1}

* Densidad estimada por SPACECAP en individuos por km^2

medio del estadístico de Wald encontramos que el mayor pico de actividad es el de la madrugada. Los ocelotes fueron significativamente más activos en el pico de la madrugada que en los periodos de inactividad de la mañana ($W = 6.50$; $P < 0.05$), y de la tarde ($W = 9.42$; $P < 0.01$). También este análisis reveló que los ocelotes son más activos en la madrugada que en el pico de actividad de la noche ($W = 4.47$; $P < 0.05$). El análisis también reveló que los ocelotes son más activos en el pico de actividad de mañana (10:00 a las 12:00 horas) que en el periodo de inactividad de la tarde ($W = 3.96$; $P < 0.05$). Finalmente el porcentaje de tiempo activo de los ocelotes (nivel de actividad) fue de 0.53 ± 0.08 % (95 % CI = 0.31- 0.63).

Figura 3. Frecuencia de actividad de los ocelotes obtenidos por medio de los registros de trampas cámara incluyendo los intervalos de confianza.



Discusion

De acuerdo a las densidades registradas de las poblaciones de ocelote en diversas partes de su distribución, la densidad reportada en este estudio (12.9 individuos/100 km²), se encuentra dentro del intervalo de densidad reportado en la literatura (Tabla 4). La densidad estimada para la Selva Lacandona es similar a la obtenida por otros autores utilizando los modelos clásicos de captura-recaptura y utilizando la distancia media máxima viajada por los ocelotes para calcular el área efectiva de muestreo. [Dillon y Kelly \(2007\)](#) reportaron una densidad de 25.89 ± 7.92 ocelotes/100 km² y de $12.61 \pm 3.66/100$ km² ocelotes utilizando los métodos de captura-recaptura clásicos y agregando un buffer de $\frac{1}{2}$ MMDM y MMDM, respectivamente, en Chiquibul en Belice. Asimismo, compararon los resultados con estimaciones obtenidas a partir de radio-collares para evaluar el desempeño de sus estimaciones y observaron que la distancia obtenida considerando $\frac{1}{2}$ MMDM representa menos de la mitad del radio de la distancia máxima registrada con radio collares; esto sugiere que para especies con ámbitos hogareños amplios como los ocelotes, la consideración de un buffer de MMDM completo podría ser más acertado, y que utilizar solamente el $\frac{1}{2}$ MMDM podría ocasionar una sobreestimación de las densidades poblacionales ([Soisalo y](#)

Tabla 3. Valores de Geweke obtenidos para la validación del modelo.

sigma	lam0	psi	N
0.2378	-0.7647	-1.0196	-0.8378

[Cavalcanti 2005](#); [Dillon y Kelly 2007](#)). Bajo este contexto, consideramos que nuestra estimación mediante los modelos SECR es adecuada debido a que se encuentra más cercana a las estimaciones obtenidas por medio de los modelos captura-recaptura clásicos que utilizan el MMDM para estimar el área efectiva de muestreo obtenidas en ecosistemas similares (Tabla 4).

Las densidades de los ocelotes son muy variables a lo largo de su distribución (Tabla 4), y las diferencias entre las densidades estimadas en ecosistemas similares pueden deberse a problemas metodológicos como la distancia entre las trampas cámara, el esfuerzo de muestreo y el método utilizado para hacer la estimación, lo que dificulta las comparaciones entre los diferentes estudios ([Dillon y Kelly 2007](#); [2008](#); [Martínez-Hernández et al. 2015](#)). Sin embargo, se ha observado que la densidad de los ocelotes a lo largo del continente Americano aumenta conforme aumenta la precipitación y se reduce la distancia al ecuador ([Di Bitetti et al. 2008](#)). Por lo general las densidades más altas se encuentran en los ecosistemas tropicales más cercanos al ecuador (Tabla 4). Este patrón se explica debido a que la productividad primaria es mayor en los sitios más cercanos al ecuador, lo cual permite una mayor capacidad de carga de los ecosistemas y por lo tanto una mayor cantidad de presas disponibles para los depredadores debido a una mayor cantidad de presas disponibles ([Di Bitetti et al. 2008](#); [Kolowski y Alonso 2010](#)). Por esta razón las densidades de los ocelotes en los

Tabla 4. Densidades de ocelotes estimadas a lo largo de su distribución. Se muestra el método que se utilizó para calcular el área efectiva de muestreo y el esfuerzo de muestreo. Número de estaciones (No. St)

País	Área de estudio	Método utilizado	Densidad por 100 km ²	Noches-trampa	No. St	Referencia
EE. UU.	Valle del Río Grande	½ MMDM	3	1,310	15	Haines <i>et al.</i> (2006)
México	Los Chimalapas	½ MMDM	38	8,529	29	Pérez-Irineo y Santos-Moreno (2014)
		MMDM	22.6			
	Sierra Abra-Tanchipa	SECR	3.0-18.0	7,786	22-27	Martínez-Hernández <i>et al.</i> (2015)
	Selva Lacandona	SECR	12.9	1,920	33	Este estudio
Belice	Chiquibul	½ MMDM	25.8	412	17	Dillon y Kelly (2008)
		MMDM	12.6			
Costa Rica	Corredor Biológico Talamanca Caribe	PMC	6.4	600	10	González-Maya y Cardenal-Porras (2011)
Panamá	Isla de Barro Colorado	SECR	15.87	1,824	21	Rodgers <i>et al.</i> (2014)
		MMDM	18.15			
Colombia	Palamarito	½ MMDM	5.47	1,282	21	Díaz-Pulido y Payán Garrido (2011)
		MMDM	11.08			
Ecuador	Maxus Road (Yasuní)	½ MMDM	83.5	2,340	27	Salvador y Espinosa (2015)
		MMDM	31.3			
	Lorocachi (Yasuní)9	½ MMDM	93.3	2,340	27	
		MMDM	34.8			
Perú	Amazonas Peruano	½ MMDM	94.7	2,085	23	Kolowski y Alonso (2010)
		MMDM	58.5			
Bolivia	Gran Chaco	MMDM	19	-	15	Maffei y Noss (2008)
Brasil	Pantanal	½ MMDM	56.4	450	6	Trolle y Kéry (2003)
	Caraguatá	½ MMDM	4	4,250	42	Goulart <i>et al.</i> (2009)
Argentina	Urugua-i	½ MMDM	13.3	1,409	34	Di Bitetti <i>et al.</i> (2006)
		MMDM	7.7			

boques tropicales de Centroamérica, como en el caso de la Selva Lacandona, podrían ser menores (de tres a cinco veces) que las densidades reportadas en ecosistemas similares en Sudamérica próximos al ecuador.

Aunque la productividad primaria, la precipitación y la latitud aparentemente determinan la abundancia de los ocelotes a aparentemente determinan la abundancia de los ocelotes a una escala regional, factores como la fragmentación, cacería y la competencia con otras especies también afectan la abundancia de esta especie a escala local ([Di Bitetti et al. 2008](#)). Estudios con radio-telemetría de ocelotes en otras regiones tropicales han demostrado que esta especie puede adaptarse a utilizar ambientes modificados por el hombre. Incluso en muchos ambientes modificados los ocelotes son los depredadores tope después de que los felinos mayores, como el puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*), han sido extirpados ([Cruz-Rodriguez et al. 2015](#)). Otros estudios realizados en la región de la Amazonia han mostrado que tanto la densidad como la actividad de los ocelotes no se modifica con las actividades humanas ([Kolowski y Alonso 2010](#); [Salvador y Espinosa 2015](#)). Entender como la cambia la abundancia de esta especie en distintos grados de fragmentación y perturbación humana debe ser una prioridad para diseñar los planes de conservación adecuados para esta especie en las regiones tropicales del sur de México.

Los ocelotes en la Selva Lacandona mostraron picos de actividad tanto en la noche como en el día. Varios estudios han reportado que la actividad de los ocelotes es principalmente nocturna ([Maffei et al. 2005](#); [Di Bitetti et al. 2010](#); [Kolowski y Alonso 2010](#); [Martínez-Hernández et al. 2015](#); [Salvador y Espinosa 2015](#)), o nocturna con un poco de actividad en el día ([Di Bitetti et al. 2006](#); [Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014](#); [Briones-Salas et al. 2016](#)). La actividad de los ocelotes está influenciada por los periodos de actividad de sus presas ([Emmons 1987](#); [Harmsen et al. 2011](#); [Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014](#); [Martínez-Hernández et al. 2015](#); [Salvador y Espinosa 2015](#)). Los ocelotes son más activos en el día en sitios donde hay poca actividad humana y suelen limitar su actividad a la noche en sitios donde hay actividad humana y cacería ([Kolowski y Alonso 2010](#); [Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014](#)). Por lo que el pico actividad diurno observado en la Selva Lacandona se puede explicar por la baja presencia humana en el área, debido a que la mayor parte de las trampas cámara estuvieron colocadas en áreas remotas con poca o nula actividad humana. Además existe evidencia de que los ocelotes pueden ajustar sus periodos de actividad para evitar la competencia por interferencia y la depredación intragremio de las demás especies de felinos con las cuales coexisten ([Di Bitetti et al. 2010](#); [Salvador y Espinosa 2015](#)).

Los resultados de este estudio ilustran la importancia de la Selva Lacandona para conservar una población viable de ocelotes a largo plazo en México. La conservación de esta población y la de otras especies emblemáticas, depende de conservar las grandes extensiones de bosque tropical que aún se mantienen dentro de las áreas naturales protegidas de esta región ([de la Torre y Medellín 2011](#)).

Agradecimientos

Agradecemos a nuestros asistentes de campo por el apoyo a este proyecto, en especial a R. Lombera, I. Lombera, M. Cornelio, I. Díaz, H. Baldovinos y E. Baldovinos. Queremos también agradecer a todos los miembros del Laboratorio de Ecología y Conservación de Vertebrados Terrestres del Instituto de Ecología de la UNAM por el apoyo logístico y académico para llevar a cabo este proyecto en especial a R. A.

Medellín, O. Gaona y A. Ibarra. También queremos agradecer a K. Tavera y G. Cerón quienes amablemente recopilaron información durante este proyecto. Agradecemos enormemente a Rufford Small Grants Foundation, Sea World & Busch Garden Fund y Jaguar Conservation Program de WCS por el apoyo económico brindado. Finalmente agradecemos a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por todo el apoyo para realizar este estudio.

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., F. BOTELLO, Y L. LÓPEZ-DE BUEN.** 2012. Diversidad y datos reproductivos de mamíferos medianos y grandes en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:778–784.
- BÁRCENAS, H., Y R. A. MEDELLÍN.** 2010. Ocelot (*Leopardus pardalis*) in Aguascalientes, Mexico. *Southwestern Naturalist* 55:447–449.
- BRIONES-SALAS, M., I. LIRA-TORRES, R. CARRERA-TREVIÑO, Y G. SÁNCHEZ-ROJAS.** 2016. Relative abundance and activity patterns of wild felids in Chimalapas rainforest, Oaxaca, Mexico. *Therya* 7:123–134.
- CRUZ-RODRIGUEZ, C., J. F. GONZALEZ-MAYA, A. RODRIGUEZ-BOLAÑOS, A. A. CEPEDA-MERCADO, D. ZARRATE-CHARRY, Y J. R. BELANT.** 2015. Ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in a fragmented landscape of Colombia. *Revista Mexicana de Mastozoología* 5:18–24.
- DAVIS, S., V. HAYWOOD, O. HERRERA-MACBRIDE, J. VILLA-LOBOS, Y A. HAMILTON.** 1997. Centre of plants diversity. A guide and strategy for their conservation. The World Wide Fund for Nature, UICN and The World Conservation Union. Cambridge, Reino Unido.
- DE LA TORRE, J. A.** 2009. Estimación poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y abundancia relativa de sus presas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- DE LA TORRE, J. A., Y R. A. MEDELLÍN.** 2011. Jaguars *Panthera onca* in the greater Lacandona ecosystem, Chiapas, Mexico: population estimates and future prospects. *Oryx* 45:546–553.
- DE VILLA, A., E. MARTINEZ MEYER, Y C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ.** 1995. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, Mexico. *American Midland Naturalist* 148:146–154.
- DI BITETTI, M. S., C. D. DE ANGELO, Y. E. DI BLANCO, Y A. PAVIOLO.** 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36:403–412.
- DI BITETTI, M. S., A. PAVIOLO, Y C. DE ANGELO.** 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153–163.
- DI BITETTI, M. S., A. PAVIOLO, C. D. DE ANGELO, Y Y. E. DI BLANCO.** 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24:189–200.
- DIAZ-PULIDO, A., Y E. PAYÁN GARRIDO.** 2011. Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en los Llanos Colombianos. *Mastozoología Neotropical* 18:63–71.
- DILLON, A., Y M. J. KELLY.** 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41:469–477.

- DILLON, A., y M. J. KELLY.** 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology* 275:391–398.
- EMMONS, L. H.** 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20:271–283.
- GALINDO-AGUILAR, R. E., L. CACELIN-CASTILLO, O. C. ROSAS-ROSAS, M. G. BRAVO-VINAJA, J. L. ALCÁNTARA-CARBAJAL, y V. VÁZQUEZ-GARCÍA.** 2016. First records of ocelot in tropical forests of the Sierra Negra of Puebla and Sierra Mazateca de Oaxaca, Mexico. *Therya* 7:205–211.
- GARCÍA-BASTIDA, M., F. MARTÍNEZ-DE LA FUENTE, A. VÁZQUEZ-VELEGAS, y J. L. PEÑA-MONDRAGÓN.** 2016. A new record of ocelot in Parque Ecológico. *Therya* 7:1–6.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., y J. CARDENAL-PORRAS.** 2011. Ocelot density in the Caribbean slope of the Talamanca region, Costa Rica. *Hystrix* 22:355–360.
- GOPALASWAMY, A. M., A. J. ROYLE, M. E. MEREDITH, P. SINGH, S. JATHANNA, DEVCHARAN N. KUMAR, y K. U. KARANTH.** 2015. SPACECAP - A Program to estimate animal abundance and density using bayesian spatially-explicit capture-recapture models. <<https://cran.r-project.org/web/packages/SPACECAP/index.html>>
- GOPALASWAMY, A. M., J. A. ROYLE, J. E. HINES, P. SINGH, D. JATHANNA, N. S. KUMAR, y K. U. KARANTH.** 2012. Program SPACECAP: Software for estimating animal density using spatially explicit capture-recapture models. *Methods in Ecology and Evolution* 3:1067–1072.
- GOULART, F., M. E. GRAIPEL, M. TORTATO, I. GHIZONI-JR, L. G. OLIVEIRA-SANTOS, y N. CÁCERES.** 2009. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Southern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 4:137–143.
- GRIGIONE, M., A. CASO, R. LIST, y C. LÓPEZ-GONZALEZ.** 2001. Felid conservation status and conservation of endangered cats along the U.S.-Mexico border. *Endangered Species UPDATE* 18:129–132.
- HAINES, A. M., J. E. JANECKA, M. E. TEWES, L. I. GRASSMAN JR., y P. MORTON.** 2006. The importance of private lands for ocelot *Leopardus pardalis* conservation in the United States. *Oryx* 40:90-94.
- HALL, E.** 1981. The Mammals of North America. Volumen I. John Wiley and Sons. New York, EE. UU.
- HARMSEN, B. J., R. J. FOSTER, S. C. SILVER, L. E. T. OSTRO, y C. P. DONCASTER.** 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology* 76:320–324.
- HERNÁNDEZ-FLORES, S. D., G. VARGAS-LICONA, y G. SÁNCHEZ-ROJAS.** 2013. First records of the Ocelot (*Leopardus pardalis*) in the state of Hidalgo, Mexico. *Therya* 4:99–102.
- IGLESIAS, J., V. SÁNCHEZ-CORDERO, G. MAGAÑA-COTA, R. BOLAÑOS, M. ARANDA, R. HERNÁNDEZ, y F. J. BOTELLO.** 2008. Noteworthy records of margay, *Leopardus wiedii* and ocelot, *Leopardus pardalis* in the state of Guanajuato, Mexico. *Mammalia* 72:347–349.
- INE-SEMARNAP.** 2000. Programa de manejo Reserva de la Biosfera Montes Azules. Dirección Ejecutiva de Participación Social, Enlace y Comunicación, Instituto Nacional de Ecología. Ciudad de México, México.
- JONG, B. H. J. DE, S. OCHOA-GAONA, y M. A. CASTILLO-SANTIAGO.** 2000. Carbon flux and patterns of land-use / land-cover change in the Selva Lacandona. *Ambio* 29:504–511.
- KOLOWSKI, J. M., y A. ALONSO.** 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biological Conservation* 143:917–925.
- LEOPOLD, A. S.** 1959. Fauna Silvestre de México. Editorial Pax. Ciudad de México, México.
- LORENZANA, P. G., G. R. A. CASTILLO, y C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ.** 2004. Distribution, habitat association, and activity patterns of medium and large-sized mammals of Sonora, Mexico. *Natural Areas Journal* 24:352–357.

- MAFFEI, L., y A. J. NOSS.** 2008. How small is too small ? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biostropica* 40:71–75.
- MAFFEI, L., A. J. NOSS, E. CUELLAR, y D. I. RUMIZ.** 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities , activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21:1–6.
- MARTÍNEZ-CALDERAS, J. M., O. C. ROSAS-ROSAS, J. F. MARTÍNEZ-MONTOYA, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, M. M. CROSBY-GALVÁN, y M. D. SÁNCHEZ HERMOSILLO.** 2011. Distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en San Luis Potosí, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 82:997–1004.
- MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, A., O. C. ROSAS-ROSAS, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, J. PALACIO-NÚÑEZ, L. C. BENDER, y J. G. HERRERA-HARO.** 2015. Density of threatened ocelot *Leopardus pardalis* in the Sierra Abra-Tanchipa Biosphere Reserve, San Luis Potosí, Mexico. *Oryx* 49:619–625.
- MEDELLÍN, R. A.** 1994. Mammals diversity and conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* 8:780–799.
- MENDOZA, E., y R. DIRZO.** 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* 8:1621–1641.
- NOWELL, K., y P. JACKSON.** 1996. Wild Cats Status, survey and conservation action plan. IUCN/SSC Cats Specialist Group. The World Conservation Union. Gland, Suiza.
- O'BRIEN, K. L.** 1998. Tropical deforestation and climate change: What does the record reveal? *The Professional Geographer* 50:140–153.
- PAVIOLO, A., P. CRAWSHAW, A. CASO, T. DE OLIVEIRA, C.A. LÓPEZ-GONZÁLEZ, M. KELLY, C. DE ANGELO, y E. PAYÁN.** 2015. *Leopardus pardalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11509A50653476 <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.11509A50653476.en>>
- 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.
- POZO DE LA TIJERA, C., y J. E. ESCOBEDO CABRERA.** 1999. Mamíferos terrestres de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka an, Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical* 47:251–262.
- 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.
- RODGERS, T. W., J. GIACALONE, E. J. HESKE, J. E. JANEČKA, C. A PHILLIPS, y R. L. SCHOOLEY.** 2014. Comparison of noninvasive genetics and camera trapping for estimating population density of ocelots (*Leopardus pardalis*) on Barro Colorado Island, Panama. *Tropical Conservation Science* 777:690–705.
- ROWCLIFFE, M.** 2015. Package “activity” - Animal Activity Statistics. <<https://cran.r-project.org/web/packages/activity/index.html>>.
- ROYLE, J. A., K. U. KARANTH, A. M. GOPALASWAMY, y N. S. KUMAR.** 2009a. Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture-recapture models. *Ecology* 90:3233–3244.
- ROYLE, J. A., J. D. NICHOLS, K. U. KARANTH, y A. M. GOPALASWAMY.** 2009b. A hierarchical model for estimating density in camera-trap studies. *Journal of Applied Ecology* 46:118–127.
- SALVADOR, J., y S. ESPINOSA.** 2015. Density and activity patterns of ocelot populations in Yasuní National Park, Ecuador. *Mammalia*. 79: DOI: 10.1515/mammalia-2014-0172
- SÁNCHEZ HERNÁNDEZ, C., J. A. ALMAZÁN-CATALÁN, F. RUÍZ-GUTIÉRREZ, M. D. 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.

- SANCHEZ, O., J. RAMIREZ-PULIDO, U. AGUILERA-REYES, Y O. MONROY-VILCHIS.** 2002. Felid record from the State of Mexico, Mexico. *Mammalia* 66:289–294.
- SEMARNAT.** 2010. Norma Oficial Mexicana. NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación.
- SERVÍN, J., E. CHACÓN, N. ALONSO-PÉREZ, Y C. HUXLEY.** 2003. New records of mammals from Durango, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 48:136–138.
- SOISALO, M. K., Y S. M. C. CAVALCANTI.** 2005. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture – recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129:487–496.
- SRIVATHSA, A., R. PARAMESHWARAN, S. SHARMA, Y K. U. KARANTH.** 2015. Estimating population sizes of leopard cats in the Western Ghats using camera surveys. *Journal of Mammalogy* 96:742-750.
- SUNQUIST, M. E., Y F. C. SUNQUIST.** 2009. Family Felidae. in *Handbook of the mammals of the world, Vol. 1, Carnivores* (Wilson, D. E., y R. A. Mittermeier, eds.). Lynx Edicions. Barcelona, España.
- TROLLE, M., Y M. KÉRY.** 2003. Estimation of ocelot density in the pantanal using capture–recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84:607–614.
- TROLLE, M., Y M. KÉRY.** 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69:2–9.
- 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* 29:688–692.

Submitted: January 16, 2016

Reviewed: April 1, 2016

Accepted: April 26, 2016

Associated editor: Lía Mendez

Estimación multianual del ámbito hogareño
de un tapir de Baird (*Tapirus bairdii*) en la Selva Maya

Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya Forest

Rafael Reyna-Hurtado^{1*}, Mauro Sanvicente-López², Jonathan Pérez-Flores³,
Natalia Carrillo-Reyna⁴ and Sophie Calmé^{5,3}

¹ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, México. Av. Rancho, Polígono 2A, Cd. Industrial, Lerma 24500. Campeche, Campeche, México. Email: reyna@ecosur.mx (RR-H).

² El Colegio de Posgraduados, Campus Puebla, 72760. Ciudad de Puebla, Puebla, México. Email: sanvicentemauro@yahoo.com.mx (MS-L).

³ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. Av. Centenario Km 5.5 Carretera Calderitas, 77900. Chetumal, Quintana Roo, México. Email: johnspf77@yahoo.com.mx (JP-F).

⁴ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chiapas. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, 29290. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. Email: atty_05@hotmail.com (NC-R).

⁵ Université de Sherbrooke, Faculté des Sciences. Département de biologie. 2500 avenue de l'Université, J1K 2R1. Sherbrooke, Québec, Canada. Email: sophie.calme@usherbrooke.ca (SC).

*Corresponding Author

We report home range estimates of an individual Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) recorded from May 7, 2011 to September 2015 at the Calakmul Biosphere Reserve in Southern Mexico. The tapir was captured and equipped with a VHF collar in a pond within the reserve. The signal failed to transmit in the following month but with the help of a network of camera traps deployed in nearby water bodies we monitored this individual during four years and a half. We have estimated home range by the Minimum convex polygon method and also by constructing a buffer around camera traps locations where this animal was photo-captured. With few available records (<30) but spanned over four years the Minimum convex polygon estimate for all locations resulted in 23.9 km². When we constructed a buffer around camera trap locations we estimated a home range of 39.9 km² with a core area of 4.1 km². Maximum distance dispersed from this tapir was 10.5 km from its original location. The home range estimates reported here are larger than previously reported for this species. This is the first report on the home range, travel capacity, and distances for the Baird's tapir in the Calakmul Region.

Reportamos estimaciones del tamaño del ámbito hogareño de un individuo de tapir de Baird (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biósfera de Calakmul desde el 7 de mayo del 2011 hasta septiembre del 2015. El tapir fue capturado en una "aguada" dentro de la reserva y se le puso un collar de radioteleetría VHF que funcionó solo unas semanas. Con ayuda de una red de cámaras trampa instaladas en cuerpos de agua hemos monitoreado movimientos de éste individuo por cuatro años y medio. Estimamos el ámbito hogareño a través del método del Polígono mínimo convexo y construyendo una área buffer alrededor de los sitios donde ha sido foto-capturado. Con los pocos registros obtenidos (< 30), pero que se extienden durante cuatro años y medio y utilizando el Polígono mínimo convexo y considerando todos los registros desde que este individuo fue capturado, estimamos un ámbito hogareño de 23.9 km². Cuando construimos un buffer alrededor de dichos puntos estimamos un ámbito hogareño de 39.9 km² con un área núcleo de 4.1 km². La distancia máxima de dispersión fue de 10.5 km desde su ubicación original. Los ámbitos hogareños estimados en esta investigación son más grandes que los reportados para esta especie en otros estudios. Este es el primer reporte de ámbitos hogareños, capacidad de movimientos y distancias de desplazamiento para el tapir de Baird en México.

Key words: camera traps; Calakmul Biosphere Reserve; Calakmul ponds; Minimum convex polygon; Radiotelemetry.

Introduction

The Baird's or Central American tapir (*Tapirus bairdii*) is an endangered Neotropical species of the current low diverse order Perissodactyla. Found originally from Mexico to Northern Ecuador, its historical range has been reduced considerably ([Castellanos et al. 2008](#)). It has been determined that the largest population from the whole distribution is the one living in the Maya Forest, a tropical forest shared between Mexico, Guatemala and Belize ([Naranjo 2009](#)). The Calakmul Biosphere Reserve (CBR), located at the center of the Maya Forest, is the largest protected tropical forest in Mexico with almost no significant human perturbation in the last 1100 years ([Reyna-Hurtado et al. 2009](#)).

Within the paradigm of movement ecology ([Nathan et al. 2008](#)), the movement of animals in the wild and decisions they take are of fundamental importance to understand aspects of habitat use, feeding habits, dispersing abilities, use of spatial memory, and several other ecological process that deal with movement. Baird's tapir movement ecology is virtually unknown except for the studies in Corcovado National Park, Costa Rica, where several tapirs were radio collared and home range and movement patterns were determined for several year ([Foester 2001](#); [Foester and Vaughan 2002](#)). In Mexico, density, relative abundance, habitat use and human impact on tapir populations have been determined for the following protected areas: a) Montes Azules Biosphere Reserve, Chiapas ([Naranjo 2002](#)); b) El Triunfo, Chiapas ([Carrillo- Reyna et al. 2015b276](#)); c) Chimalapas region, Oaxaca ([Lira et al. 2012](#)); and d) Calakmul Biosphere Reserve, Campeche ([Perez-Cortez et al. 2012](#), [Carrillo- Reyna et al. 2015b275](#)). Baird's tapir potential habitat has been modeled for the Yucatán Peninsula ([Carrillo- Reyna et al. 2015b275](#)).

To fill gaps in knowledge, from 2010 to 2012 we tried to capture and follow a Baird's tapir in the CBR with the aim of determine their movement patterns in this semi-dry environment where water is scarce over the dry season. Here we present estimations of home range and distances travelled by a Baird's tapir that was captured and followed with a set of camera traps deployed strategically in selected ponds for four and a half years in the core area of the CBR in Southern Mexico.

Methods and Materials

This study was conducted under the permission of the corresponding authorities (see Acknowledgement section) in the CBR in Campeche, Mexico, in the core of the Maya Forest. CBR is a semi-perennial tropical forest relatively undisturbed since abandoned by the Mayans 1100 years ago with tree heights generally between 15 and 25 m ([Pennington and Sarukhan 1998](#)). Today CBR is the largest protected tropical forest of Mexico with 7,238 km² and with human activity limited to tourism centered on archeological ruins. Hunting or extraction of timber or non-timber products is prohibited ([Reyna-Hurtado et al. 2009](#)). There are no major rivers in the CBR and most water percolates from underground due to the karst or limestone soils with limited standing water known as "aguadas", which constitute the only water source for humans and wildlife in the dry season ([Reyna-Hurtado et al. 2010](#)).

As part of a large project founded by Conacyt (Mexican Council of Science) we captured a wild individual of Baird's tapir with a combination of Butorphanol and xilazine hydrochloride ([Hernandez-Divers et al. 1998](#)). We used a remote delivery system (Daninject Inc. Austin, TX) to anesthetize the tapir and to place a VHF radiotelemetry collar that failed to send signal after several days of being deployed. The tapir was subsequently recorded only when it appeared in the set of camera traps that were set up at six "aguadas" of the CBR.

We estimated home range using the Minimum convex polygon method ([Seaman and Powell 1996](#); [Kernohan et al. 2001](#)). Minimum convex polygons are simple and easy to calculate and basically encircle areas where the animals have been observed. It is a highly common method that is easy to compare among different studies ([Kernohan et al. 2001](#)). Additionally, due to the fact that most of the records used in this study came from photo-captures in camera traps locations

(Reconyx RapidFire 800) we decided to emulate the analysis used to estimate density for tiger (*Panthera tigris*; [Karanth and Nichols 1998](#)) and jaguars (*Panthera onca*; [Silver et al. 2004](#)) where a potential area visited by the animal is estimated through constructing a buffer of half the size of the maximum distance moved around the camera traps where the animal have been recorded ([Karanth and Nichols 1998](#)). We estimated the maximum distances moved from a subset of camera traps where we recorded the tapir from November 2011 to September 2015 and constructed a buffer of half the size of the single maximum distances moved. We estimated the area of the combined buffer polygons and presented as another estimation of home range.

Results

We captured a subadult male tapir on May 7, 2011. The animal was released with an attached radiotelemetry collar. However, the collar failed after 20 days due to unknown causes. Therefore, with six camera traps strategically positioned in ephemeral ponds of the CBR we obtained additional records from this individual that was recognized due to the presence of the collar. We recorded the presence of this tapir in 30 events from May 2011 to September 2015. The tapir spent a few months around the site where it was captured (“Aguada Bonfil”). Later in the same year (November 2011) moved to a set of ponds 8 km away, “Aguada Verde”, “Baños”, “Aguada Calakmul” and “Corriente Calakmul”, that we refer to as the dispersed area. The individual remained there until the end of the study (September 2015), with the exception of a single trip back to “Aguada Bonfil” that last two days. The individual showed a marked preference for “Aguada Verde” with 50% of observations. The distances between “Aguada Bonfil” and “Aguada Verde” is 7.8 km, while the distance from “Aguada Bonfil” to the furthest “aguada” where the animal was recorded (“Baños”) is 10.5 km. For the subset of data of those sites where it has been recorded since November 2011 (the dispersed area) the maximum distances it has moved in a straight line was 4.1 km; therefore we used half of this maximum distance (2.08 km) as a distance to construct a buffer around these points for purposes of estimate a potential home range.

We estimated a home range of 23.9 km² from a Minimum convex polygon built using all records (Table 1, Figure 1). Considering only the sites where we have recorded the tapir since it moved to a new area (the dispersed area; November 2011 to September 2015 with the exception of a single trip to “Aguada Bonfil” this tapir did in April 16 and 17 of 2012). We found a large variation in home range estimates, from a conservative estimate of 4.1 km² as the Minimum convex polygon around sites, to 39.8 km² considering the buffer around these points of half the size (2.08 km) of the maximum distances the tapir moved during this time (Table 1, Figure 1).

Discussion and Conclusions

Due to limited information on home range on this species here we present estimates of home range of an individual tapir based on few locations but gathered over a long period of time and that shows a consistent use of some specific sites at the Maya Forest. Considering the home range estimates of 1.25 km² to 10.7 km² for tapirs in Corcovado National Park of Costa Rica ([Foester 2001](#); [Foester and Vaughan 2002](#)) our conservative estimate of the Minimum convex polygon of the area

Table 1. Home range estimations based in records obtained from May 2011 to September 2015 of an adult Baird's tapir in the Calakmul Biosphere Reserve, Campeche Mexico.

Home Range Estimation Method	Dates	Area (Km ²)
Minimum convex polygon of all tapir records since it was captured.	May 2011-September 2015	23.93
Minimum convex polygon of tapir records only from area where it dispersed.	November 2011 to September 2015	4.16
Area buffer around points of area where it dispersed.	November 2011 to September 2015	39.87

where the tapir dispersed (4.1 km^2) fits well in this interval. However, the estimates of the Minimum convex polygon for all locations (23.9 km^2) and from the buffer around the area where the animal dispersed (39.8 km^2) are the largest reported for this species. These estimates are even larger than those reported for *Tapirus terrestris* where a mean of 4.7 km^2 and a maximum home range of 14.2 km^2 were estimated (using Fixed Kernel and Minimum convex polygon methods) from 19 individuals followed in Brazil from periods of 8 to 36 months (Medici 2010). Other estimates of home range on *T. terrestris* are also lower than the ones obtained in Calakmul; for example in the dry forest of Bolivia (Chaco region) five individual averaged 2.4 km^2 with a maximum of 3.0 km^2 after 29 months of radiotelemetry work (Noss *et al.* 2003). Our estimates of Calakmul are also larger than the 3.5 km^2 (Kernel method) and 2.5 km^2 (Minimum convex polygon) reported for an individual of *Tapirus pinchaque* in the Colombian Andes (Lizcano and Cavelier 2004), or 8.8 km^2 for three individuals of same species in the Ecuadorian Andes (Downer 1996).

The limited data in this study with only one individual studied prevent a more detailed elaboration, but water searching may be triggering its movement among CBR ponds. This was demonstrated by four white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the same location where water sources determined their movement during the dry seasons of 2005 and 2006 (Reyna-Hurtado *et al.* 2012). This study also found that the almost 8 km that separated “Aguada Bonfil” from “Aguada Verde” were travelled by this tapir in less than 24 hours (from the 16th to 17th of April 2012) showing the orientation abilities of this individual and indicating the possibility of using spatial memory given the linearity and precision of its movements.

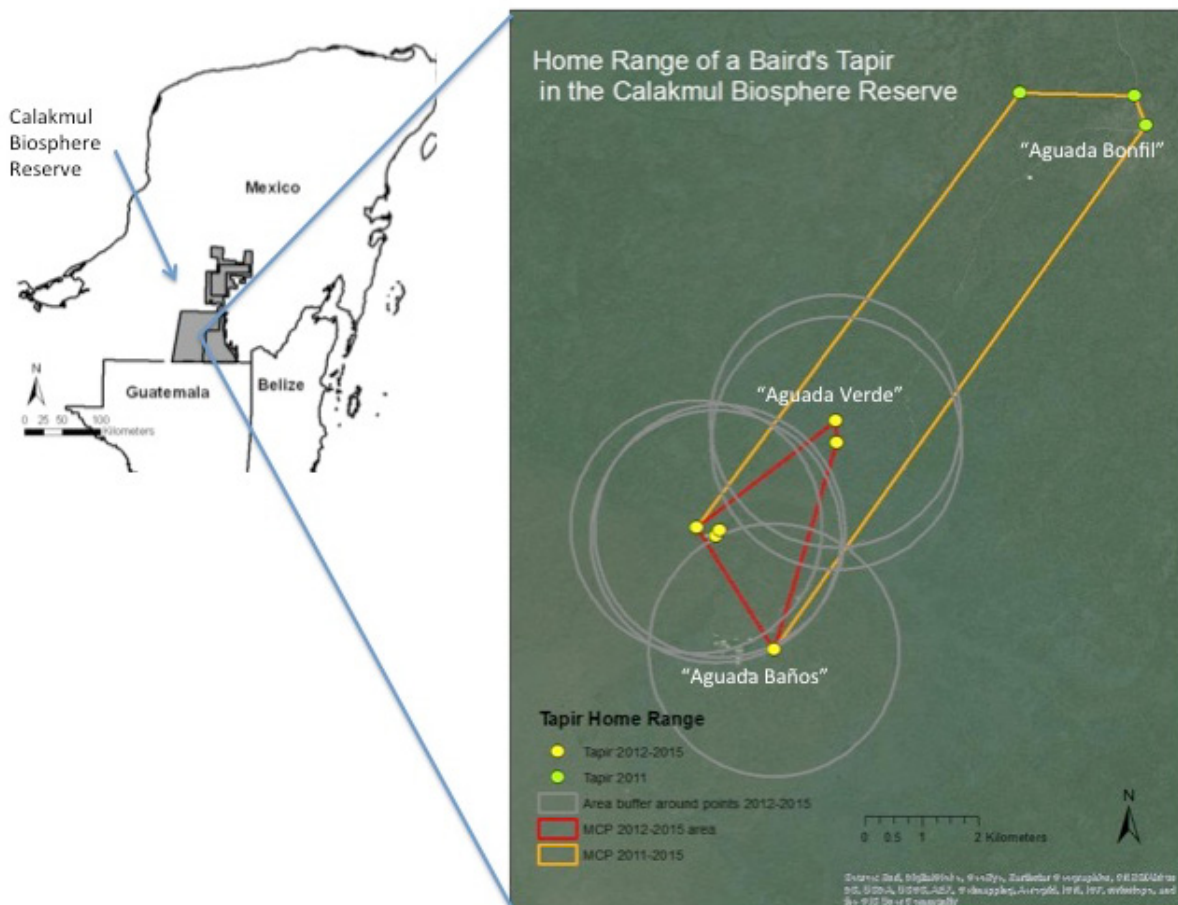


Figure 1. Records of presence of a Baird's tapir (May 2011 - September 2015) with Minimum convex polygon of all locations (May 2011 to September 2015), of only the area where the individual dispersed (November 2011 to September 2015) and polygon of home range estimated using a buffer of half the maximum distance moved of the locations where it dispersed (November 2011 to September 2015).

Baird's tapir is an endangered species with limited information available about its ecology requirements, including home range and movement patterns; this information is urgently needed to elaborate conservation plans and actions. Our study is important because, even it is limited in frequency of observations, it spans over four and a half year and analyses indicated that home ranges and distances travelled by this species might be larger than previously reported. This is a topic that deserves future research on this endangered species.

Acknowledgments

We thank Conacyt-Semarnat for providing funds to this study through a grant to RR-H and S-C. El Colegio de la Frontera Sur, unidad Campeche and McGill University provided funds and equipment to RR-H to follow the tapir over all the years. N. Arias provided fundamental skills to achieve success on this project. J. Zuñiga, C. Coutiño, D. Sima from the Calakmul Biosphere Reserve office (CONANP) provided invaluable help during this study. E. Rojas-Flores, A. Reyna-Rojas and E. Reyna-Rojas provided invaluable time to finish this study. Two anonymous reviewers and the associated editor provided valuable suggestions and comments on an earlier version of this contribution. This study was carried out with the permits granted by the Dirección General de Vida Silvestre (Mexican Wildlife Service) number: SGPA/DGVS/02665/13 and with the authorization from Calakmul Biosphere Reserve Authorities and from the Ethics committee from El Colegio de la Frontera Sur.

Literature Cited

- CARRILLO-REYNA, N., R. REYNA-HURTADO, AND B. SCHMOOK.** 2015a. Abundancia relative 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-REYNA, N., H. WEISSEBERGER, AND R. REYNA-HURTADO.** 2015b. Distribución potencial del Tapir Centroamericano en la península de Yucatán. *Therya* 6:575-596.
- CASTELLANOS, A., C. FOERSTER, D. J. LIZCANO, E. NARANJO, E. CRUZ-ALDAN, I. LIRA-TORRES, R. SAMUDIO, S. MATOLA, J. SCHIPPER, AND J. GONZALEZ-MAYA.** 2008. *Tapirus bairdii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008, (www.iucnredlist.org; accessed in September 15, 2015).
- DOWNER, C. C.** 1996. The mountain tapir, endangered "flagship" species of the high Andes. *Oryx* 30:45-58.
- FOERSTER, C.** 2001. Results of a five-year telemetry study of Baird's tapir in Costa Rica. P. 9. Proceedings of the First International Tapir Symposium. San Jose, Costa Rica.
- FOERSTER, C., AND C. VAUGHAN.** 2002. Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423-437.
- HERNÁNDEZ-DIVERS, S., J. BAILEY, R. AGUILAR, D. LORIA, AND C. FOERSTER.** 1998. Cardiopulmonary effects and utility of a butorphanol/xylazine/ketamine anesthetic protocol for immobilization of free-ranging Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in Costa Rica. Pp. 41-48 in Proceedings of the American Association of Zoo Veterinarians Conference.
- KARANTH, K. U., AND J. D. NICHOLS.** 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- KERNOHAN, B. J., R. A. GITZEN, AND J. J. MILLSPAUGH.** 2001. Analysis of animal space use and movement. Pp. 125-166 in *Radio Tracking and Animal Populations* (Millsbaugh, J. J., and J. M. Marzluff, eds). Academic Press. San Diego, U.S.A.
- LIRA-TORRES, I. AND 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., J. PÉREZ-FLORES, M. BRIONES-SALAS, AND R. CARRERA-TREVIÑO.** 2014. Métodos de captura e inmovilización química del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en el sureste de México. *Quehacer Científico en Chiapas* 9:35-46.
- LIZCANO, D., AND J. CAVELIER.** 2004. Using GPS Collars to Study Mountain Tapirs (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. *Tapir Conservation* 13:18-23.
- MEDICI, P.** 2010. Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape. Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE). University of Kent. Canterbury, United Kingdom.
- MENDOZA RAMÍREZ, E., AND J. P. CARBAJAL BORGES.** 2011. Avances y perspectivas para la conservación del tapir centroamericano en México. *Biodiversitas* 99:12-16.
- NARANJO, E.** 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. Tesis doctoral, Universidad de Florida. Gainesville, U.S.A.
- NARANJO, E.** 2009. Ecology and Conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:140-158.
- NATHAN, R.** 2008. An emerging movement ecology paradigm. *Proceedings of National Academy of Sciences* 49:19050-19051.
- NOSS, A., R. L. CUELLAR, J. BARRIENTOS, L. MAFFEI, E. CUELLAR, R. ARISPE, D. RUMIZ, AND K. RIVERO.** 2003. A camera trapping and radiotelemetry study of Lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian dry forest. *Tapir Conservation* 12:24-32
- PENNINGTON, T. D., AND J. SARUKHÁN.** 1998. Árboles Tropicales de México. UNAM. Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- PÉREZ-CÓRTEZ, S., P. L. ENRIQUEZ, D. SIMA-PANTI, R. REYNA-HURTADO, AND E. J. NARANJO.** 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii* en la selva de Calakmul, Campeche, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:753-761.
- REYNA-HURTADO, R., E. ROJAS-FLORES, AND G. W. TANNER.** 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccary groups (*Tayassu pecari*) in a seasonal tropical forest of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90:1199-1209.
- REYNA-HURTADO, R., G. O'FARRILL, D. SIMA, M. ANDRADE, A. PADILLA, AND L. SOSA.** 2010. Las aguadas de Calakmul, reservorios de fauna Silvestre y de la riqueza natural de México. *Biodiversitas* 93:2-7.
- REYNA-HURTADO, R., C. A. CHAPMAN, S. CALME, AND E. PEDERSEN.** 2012. Searching in heterogeneous environments: foraging strategies in the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*). *Journal of Mammalogy* 93:124-133.
- SEAMAN, D. E., AND R. A. POWELL.** 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77:2075-2085.
- SILVER, S. C., L. E. T. OSTRO, L. K. MARSH, L. MAFFEI, A. J. NOSS, AND M. KELLY.** 2004. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38:148-154.

Submitted: October 26, 2015

Reviewed: January 4, 2016

Accepted: May 21, 2016

Associated editor: Guillermo D'Elía

La liebre amenazada *Lepus flavigularis* prefiere establecer sus sitios de alimentación y descanso en potreros con presencia de ganado

Endangered jackrabbit *Lepus flavigularis* prefers to establish its feeding and resting sites on pasture with cattle presence

Alma Luna-Casanova¹, Tamara Rioja-Paradela^{2*}, Laura Scott-Morales¹ and Arturo Carrillo-Reyes³

¹ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Panamericana km 145 s/n, 67710. Linares, Nuevo León, México. Email: alma.luna6@gmail.com (AL-C) lscott@fcf.uanl.mx (LS-M).

² Sustentabilidad y Ecología Aplicada, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento Norte Poniente s/n, 29039. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. Email: tamararioja@gmail.com (TR-P).

³ Oikos: Conservación y Desarrollo Sustentable, A. C. Calle Bugambilias No. 5, Colonia Bismark, 29267. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. Email: acarrillo@oikos.org.mx (AC-R).

* Corresponding author

Lepus flavigularis Wagner 1844 (Tehuantepec jackrabbit), a species endemic to southern Oaxaca in Mexico, and is currently considered as the jackrabbit in greatest danger of extinction worldwide. In the locality of Santa María del Mar in Oaxaca, it inhabits open pastures, sharing habitat with domestic cattle (*Bos taurus*). We hypothesize that *L. flavigularis* prefers to establish its feeding and resting sites in pastures where cattle are present. Understanding interspecific relationships is of great importance to the establishment of appropriate management plans. We record radio-tagged and no radio-tagged jackrabbits that established their resting and feeding sites on pastures with presence and absence of cattle and a compositional analysis of habitat preference was conducted. This paper reports for the first time the preference of *L. flavigularis* to establish feeding ($\lambda = 0.8010, P = 0.0020$) and resting sites ($\lambda = 0.6605, P = 0.016$) in the pasture with the presence of cattle. Selection of these sites could be attributed to the fact that the presence of cattle can function as an alarm system against possible predators, while the cattle grazing could itself promote palatable species of Poaceae that form part of the diet of this leporid. This information is key to the establishment of future management plans for both species and their ecosystem. A long-term study is required in order to determine the feasibility of cattle and jackrabbit cohabitation. We propose that an efficient rotational grazing program, could contribute to the conservation of this jackrabbit population.

Lepus flavigularis Wagner 1844 (Liebre de Tehuantepec), es una especie endémica del sur de Oaxaca, México. Actualmente considerada como la liebre en mayor peligro de extinción en todo el mundo. En Santa María del Mar, en Oaxaca, la liebre habita en pastizales abiertos, compartiendo su hábitat con el ganado doméstico (*Bos taurus*); nuestra hipótesis es que *L. flavigularis* prefiere establecer sus sitios de alimentación y de descanso en potreros donde el ganado está presente. Se registró el número de liebres radio-marcadas y sin marcar que establecieron sus sitios de alimentación y de descanso en potreros con presencia y ausencia de ganado bovino y se llevó a cabo un análisis composicional de la preferencia de hábitat. *L. flavigularis* prefiere establecer sus sitios de alimentación ($\lambda = 0.8010, P = 0.0020$) y sitios de descanso ($\lambda = 0,6605, P = 0,016$) en potreros con presencia de ganado. La selección de estos sitios se puede atribuir al hecho de que la presencia de ganado puede funcionar como un sistema de alarma contra posibles depredadores, mientras que el pastoreo del ganado podría en sí promover especies palatables de Poaceae que forman parte de la dieta local de este leporido. Esta información es clave para la creación de planes de manejo para ambas especies y su ecosistema. Se requiere un estudio a largo plazo para determinar la viabilidad de la cohabitación de la liebre y el ganado. Proponemos que un programa de rotación de ganado eficiente podría contribuir a la conservación de esta población de liebres.

Key words: habitat; grazing; livestock; management; predators; Tehuantepec jackrabbit.

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

Introduction

Lepus flavigularis is a species endemic to southern Tehuantepec Isthmus in Oaxaca, Mexico, catalogued as endangered by the IUCN Red List of Threatened Species (Cervantes *et al.* 2016) and currently considered the lagomorph species in the greatest danger of extinction worldwide, due to anthropogenic activities such as agriculture, urban development and illegal hunting (Lorenzo *et al.* 2015; Rioja-Paradela *et al.*, 2012). This species is a regulator of plant populations in its ecosystem, exerting an influence on the vegetation structure and on germoplasm dispersion (Cervantes and González 1996; Fariás *et al.* 2006). However, the relationships between this species and other herbivores that share its habitat, such as cattle, remain poorly understood. Hernández-Guevara (2015) conducted a microhistological analysis in the same study area and reported an overlap of 85 % between the diet items of *L. flavigularis* and *Bos taurus* in Santa María del Mar, Oaxaca. Other studies show a clear trophic competition between leporids and ruminants such as cattle (Mysterud and Mysterud 2000; Smith *et al.* 2004), resulting in a negative effect on leporids populations (Carpio *et al.* 2014; Hulbert and Andersen 2001). However, some evidence show that the ecological separation between grazing herbivores is a common phenomenon (Jarman 1974), and leporids and cattle can coexist and obtain mutual benefits while not exceed the grazing capacity (Karmiris *et al.* 2005; Karmiris and Nastis 2010); for example, at long-time scales the cattle can improve forage quality and foraging efficiency leading to facilitation for leporids (Kuijper *et al.* 2008). Carrillo-Reyes *et al.* (2012) state that, in Santa María del Mar, *L. flavigularis* is mainly found in the same open pastures used by the local inhabitants as grazing areas for their cattle. We hypothesize that *L. flavigularis* prefers to establish its feeding and resting sites in pastures where cattle are present. Understanding interspecific relationships is of great importance to the establishment of appropriate management plans, since these relationships have profound implications for the population dynamics of the species involved (Steen *et al.* 2005; Kuijper *et al.* 2008; Karmiris and Nastis 2010). The present paper aims to elucidate this relationship for the first time and thus to contribute to the generation of the fundamental knowledge necessary to develop a management plan for *L. flavigularis* and its habitat.

Material and methods

The study area is located at southern Tehuantepec isthmus, in the state of Oaxaca, Mexico, bordering Laguna Superior and the Pacific Ocean. The population of *L. flavigularis* is found concentrated in the locality of Santa María del Mar, in the municipality of Juchitán de Zaragoza, Oaxaca, within the coordinates 16° 14' 12.53" N, -94° 57' 58.72" W and 16° 12' 15.83" N, -94° 45' 39.82" W. *L. flavigularis* population distributed in Santa María del Mar is the most isolated population (Rico *et al.* 2007), but also the more densely populated of the four remaining (Rioja-Paradela *et al.* 2012).

The area is approximately 14.33 km² and presents an average elevation of 9 m (Figure 1; Rioja-Paradela *et al.* 2012). Climate in the area is warm subhumid with summer rains (Aw0), according to the Köppen classification. Annual average temperature is 22 °C, with a minimum monthly temperature above 18 °C. Annual average precipitation is 1,078.4 mm (Servicio Meteorológico Nacional 2015). Vegetation present throughout the habitat of *L. flavigularis* mainly comprises open pasture characterized by the presence of grass (*Jouvea pilosa*) and cacti such as *Opuntia tehuantepecana* and *O. decumbens* distributed throughout a series of pastures used to feed and protect domestic cattle (*B. taurus*) (Carrillo-Reyes *et al.* 2012; Hernández-Guevara 2015).

Area is covered by pastures in low floodable zones and dunes that display periodic movements throughout the year (Vargas 2000). Currently there is no rotational grazing program in study area. The movement of cattle between pastures is performed based on the immediate needs of owners of pastures and livestock. Pasture burns are rare in the area.

We selected 10 pastures distributed along *L. flavigularis* habitat in Santa María del Mar, from which five have presence of cattle (16.2 ± 6.01 cows per pasture) and five have no cattle presence.

Pastures selection was based on jackrabbits distribution and the permission granted by owners. Cattle presence was determined by direct observation of cows in pastures during monitoring periods. All pastures were located next to each other; mean size of pastures was 11.24 ha. The number of cows on each pasture was constant throughout the study, and no rotational grazing was made while this research was conducted. Cattle moved freely within each pasture.

Floristic composition, aerial coverage (percentage of the ground covered by the aerial canopy of a plant), density, frequency and the importance value index (sum of relative density, relative frequency and relative aerial coverage) of the species at open pasture vegetation were recorded. For this, six linear transects each of 50 m in length were randomly established, three in pastures with cattle and three in pastures without cattle (Carrillo-Reyes et al. 2010; Hernández-Guevara 2015). The average distance between each transect was 680 m. Along each transect, five circular plots of 1 m² were established at distances of 10 m apart to measure all the variables mentioned above for the herbaceous plants, while one single circular plot of 12.62 m² was established for the shrubs (Carrillo-Reyes et al. 2010; Rioja et al. 2011; Hernández-Guevara 2015). Floristic composition was determined to species level, using the vegetation list previously established by Rioja (2008) and (Carrillo-Reyes 2009). Vegetal coverage, density and frequency were calculated and their relative values obtained (Elzinga et al. 2001) to obtain the importance value index applying the methodology proposed by Di Stefano and Newell (2008).

A total of 22 adult jackrabbits (10 males and 12 females) were captured and radio-tagged during March 2014 throughout the entire *L. flavigularis* habitat at the study area. Jackrabbits were considered adult or mature when they presented an approximate weight of 1.8 kg or more and a length of at least 55.6 cm (Vorhies and Taylor 1933; Rioja et al. 2011). The jackrabbits were captured during the day using a fishing net known commonly as a “manga” (40 m long and 1 m in height) placed in pasture areas with a group of 10 people employed to surround the area in front of the net and run towards it scaring the hares into the net. This method allowed the rapid and safe capture of the jackrabbits (Carrillo-Reyes et al. 2010; Rioja et al. 2011). Each captured specimen was placed in a cloth bag and its weight and basic morphological measurements (total length, tail length, foot length, ear length) recorded. The sex of each individual was determined by external morphological characteristics in addition to its age class. Each captured jackrabbit was marked with a radio transmitter for subsequent telemetry (Telenax™, model TX-35/24, battery of 24 months, 35 gr, frequency 150 Mhz, with sensor of activity/inactivity and mortality). The jackrabbits were released at the same site of capture and in a direction unhindered by direct obstacles (Carrillo-Reyes et al. 2010).

Two sessions of monitoring were conducted between March (dry season) and September (rainy season) of 2014. Each session of monitoring had a maximum duration of ten days. The jackrabbits were radio-located and monitored by direct observation, using portable receivers (Telenax TM TRX-1000) and a portable, folding three-element Yagi antenna (Rioja et al. 2011). Furthermore, to increase the number of registered jackrabbits, five fixed observation sites were selected throughout the study area, from which monitored pastures were visible. These observation sites were located in key areas from which it was possible to observe jackrabbits in the pastures with and without cattle (Rioja et al. 2011). In order to avoid influencing the behavior of jackrabbits, observation was conducted from distances of 50 to 100 m. During monitoring, jackrabbits continued eating, resting and interacting socially. Once an individual radio-tagged or no radio-tagged was observed, the time (hours and minutes) was recorded and the Universal Transversal Mercator (UTM) coordinates subsequently obtained using a manual GPS unit once the jackrabbit had moved away from the site. It was registered whether the jackrabbits were resting or eating in pastures with or without the presence of cattle. Monitoring was carried out between 6:00 - 10:00 hrs and between 17:00 - 20:00 hrs; these were time periods when jackrabbits were more active and visibility allow to observe individuals from a safe distance. Records of no radio-tagged jackrabbits were considered as independent when were obtained with at least 24 hours apart on the same site, to reduce temporal dependence between records (Norris et al. 2010). Analysis of data normality were realized using Shapiro-Wilks normality test (Shapiro and Wilk 1965). Results determined nonparametric analysis must were performed.

Comparison of vegetation aerial coverage and importance value index between pastures with and without cattle was conducted using a Mann-Whitney U test (Dickinson Gibbons and Chakraborti 2003). Same test was used to find significant differences ($P < 0.05$) in the establishment of feeding and resting sites for *L. flavigularis* between pastures with and without cattle.

In addition, a compositional analysis of habitat preference was conducted using the Wilks Lambda (Aebischer et al. 1993), a MANOVA that enables contrasting the availability of both pasture types (with and without cattle) per unit area with the number of recordings of jackrabbits in feeding and resting sites in each pasture type. For this specific analysis, it was considered that the habitat used corresponded in all cases to open pasture, according to previous studies on this species (Carrillo-Reyes et al. 2010, 2012; Rioja et al. 2011). We assume the existence of two types of available resource: pastures with cattle and pastures without cattle. Availability of every pasture type was calculated as proportion of each type through all monitoring area. All statistical analyses were performed with the software R and Rstudio (R Core Team 2015; RStudio Team 2015), using the packages "base" and "adehabitat" (Calenge 2006).

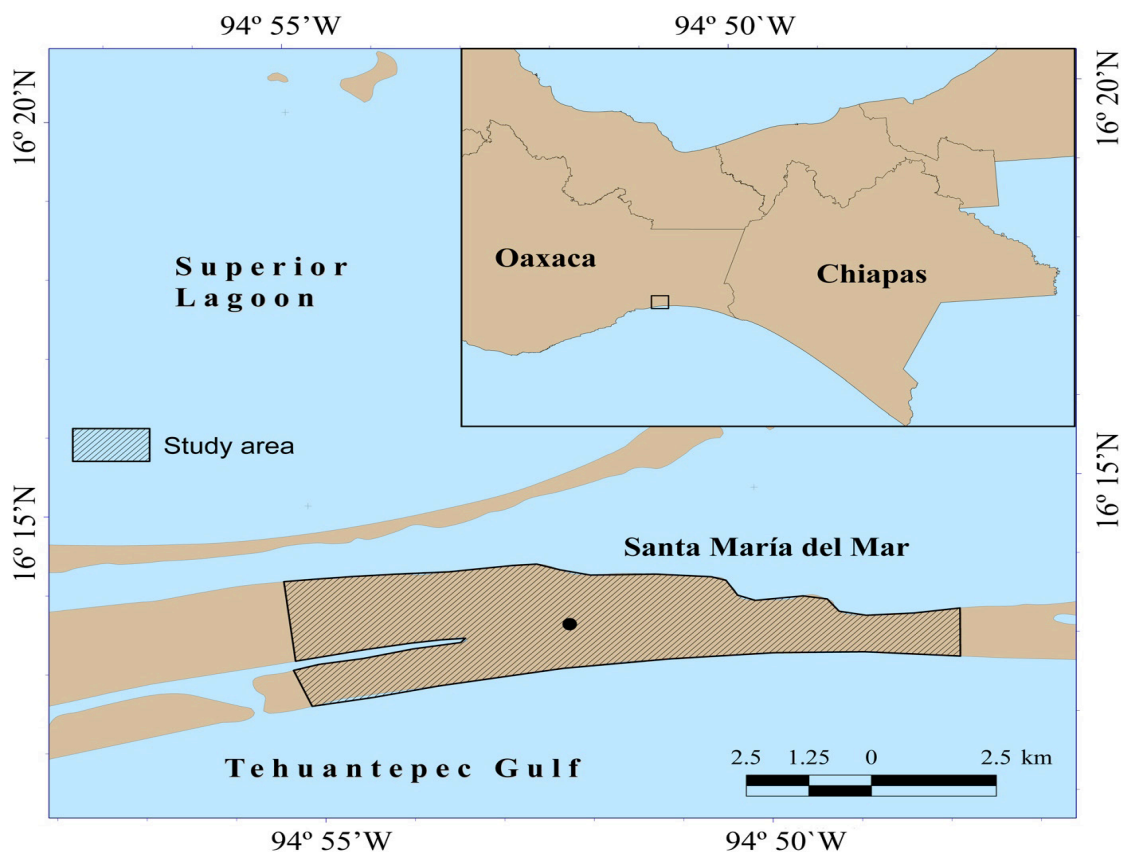


Figure 1. Study Area.

Results

A total of 84 individual records of tagged jackrabbits and 153 of untagged jackrabbits were achieved. Jackrabbits were observed eating in 68.78 % of global records, and reposing or resting in 27.80 % of records. The remaining records correspond to jackrabbits observed not performing any of these activities; in these cases, they were grooming themselves or moving between sites. When records between two pastures types were analyzed, 75 % were from jackrabbits eating and 25 % were from jackrabbits resting for pastures with cattle. In pastures without cattle jackrabbits were observed eating in 66 % of records and resting in 34 % of records.

The total coverage of herbaceous plants was 16.16 % and that of shrubs was 6.66 % in pastures without cattle, while in those with cattle these values were 26.37 % and 1.91 %, respectively. In pastures without cattle, the herbaceous plants of greatest importance value index were *Bouteloua aristidoides* (Kunth) Griseb. (123.93), *B. repens* (Kunth) Scribn. & Merr. (53.99) and *Jouvea pilosa* (J. Presl) Scribn. (35.99), while the shrubs with greatest importance value index were *Bursera glabrifolia* (139.83), *Acacia cornígera* (77.19) and *Cylindropuntia rosea* (68.59). In pastures with cattle, the herbaceous plants of greatest importance value index were *Amaranthus scariosus* Benth. (49.47), *B. aristidoides* (Kunth) Griseb. (48.22) and *Waltheria preslii* Walp. (45.65), while the shrubs with greatest importance value index were *B. glabrifolia* (103.22), *Opuntia fragilis* (Nutt.) Haw. (51.98) and *O. decumbens* Salm-Dyck (38.86). Results do not show significant differences between vegetation with and without cattle (herbaceous plants: coverage $W = 161$, $P = 0.723$, importance value index $W = 184$, $P = 0.365$; shrubs: coverage $W = 860$, $P = 0.277$, importance value index $W = 126$, $P = 0.587$).

Results show a significant difference on establishment of feeding ($W = 240$, $P = 0.01403$) and resting sites ($W = 93$, $P = 0.03218$) between pastures with and without cattle. Additionally, compositional analysis of preference indicated that *L. flavigularis* prefers to establish its feeding ($\chi = 0.8010$, $P = 0.0020$) and resting ($\chi = 0.6605$, $P = 0.016$) sites in pastures with presence of cattle.

Discussion

No significant differences were found between the characteristics of the vegetation present in the pastures with and without cattle; however, the results indicate a clear preference of *L. flavigularis* for feeding and resting in pastures with the presence of cattle. In pastures without cattle, we recorded species with a high importance value index present in the local diet of *L. flavigularis*, such as *B. aristidoides* and *B. repens* (Hernández-Guevara 2015), but in the pastures with cattle we recorded species that also form part of the diet of this leporid and are only found in this pasture type, such as *Gomphrena decumbens* and *Stipa eminens* (Hernández-Guevara 2015; Hernández et al. Unpublished data). It is likely that the cattle promote these species growth through the establishment of seedlings in their dung (Malo and Suarez 1996; Kuijper et al. 2008). Herbaceous plants consumed by this lagomorph in pastures without cattle are also present in pastures with cattle, as confirmed by Hernández-Guevara (2015) who report an overlap of 85 % of items in the diet of both herbivores in this population.

It is known that the jackrabbits are more vulnerable to predation if adequate vegetal coverage is not present (Carrillo-Reyes et al. 2012; Smith et al. 2005; Rioja 2008; Carrillo-Reyes et al. 2012). However, no significant differences were found in the coverage of herbaceous plants and shrubs between pastures with and without cattle. It is probable that *L. flavigularis* prefer pastures with cattle because they do not need to spend so much energy on vigilance against predators and can invest more time in feeding and resting. In this population, adults, juveniles and young of *L. flavigularis* are preyed upon by different animals, including feral dogs (*Canis familiaris*), reptiles such as the boa (*Boa constrictor*), whip snake (*Masticophis mentovarius*), western lyre snake (*Trimorphodon biscutatus*), coyote (*Canis latrans*), grey fox (*Urocyon cinereoargenteus*) and birds of prey such as the hook-billed kite (*Chondrohierax uncinatus*), common black hawk (*Buteogallus anthracinus*), roadside hawk (*Rupornis magnirostris*) and the red-tailed hawk (*Buteo jamaicensis*; Carrillo-Reyes 2009; Carrillo-Reyes et al. 2010, 2012; Rioja-Paradela et al. 2008, 2011; Vargas 2000).

It is possible that the presence of the cattle acts as an alarm system against the danger of predators. Some authors consider that the species develop different strategies in the face of predators; for example, the group strategy known as the "hypothesis of many eyes" that allows a reduction in individual vigilance by taking advantage of the combined vigilance of other individuals (Powell 1974; Dehn 1990; Lima 1995; Mendl and Held 2001). Being prey animals, fear motivates cattle to be constantly vigilant in order to escape from potential predators as coyote (Grandin 2007; Moran and

[Doyle 2015](#)) by startling, baulking and fleeing ([Klindworth et al. 2003](#)). Harassment by predators may result in agitation and reduction of movement areas of cattle ([Grandin 1999](#)). [Welp et al. \(2016\)](#) reported cattle vigilance is increased and foraging behaviors decreased when a predator stimuli (wolf) are present; contrariwise, vigilance decreases when another herbivorous stimuli are present ([Kluever et al. 2009](#)). The coexistence of groups can provide a certain defense against possible predators and improve the overall efficacy of the vigilance ([Lima and Eneldo 1990](#)). For this reason, the fact that the detection of potential predators of *L. flavigularis* may be more effective in the company of cattle, considered as a possible explanation for the observed pasture preference, since the alarm behavior of cattle in the face of danger will be immediately apparent to the jackrabbit, thus facilitating detection and reaction by the leporid.

Our results suggest that, as with other leporids, *L. flavigularis* can live with cattle as long as the carrying capacity of the habitat is not exceeded at Santa María del Mar ([Karmiris et al. 2005](#); [Kuijper et al. 2008](#); [Karmiris and Nastis 2010](#)). However, a long-term study is required that focuses on carrying capacity of pastures, as well as the management to which the cattle are subjected in the study area, in order to determine the long-term feasibility of such cohabitation. This information is key to enable the establishment of a plan of management for both species and their ecosystem ([Rioja-Paradela and Carrillo-Reyes 2014](#)).

Actually, in Santa María del Mar locality pasture burns are an uncommon activity. This is a clear advantage in the establishment of a management program when compared to other *L. flavigularis* populations as that distributed in Montecillo Santa Cruz ([Farías et al. 2006](#); [Farías and Fuller 2009](#)). At that locality the field is covered by anthropogenic burning to induce growth of green forage; when burned, grassy habitat without overstory turned into bare habitat with negligible cover and almost no herbaceous food for jackrabbits ([Farías and Fuller 2009](#)). Avoid burning should be promoted among landowners. Both, avoid burning and an efficient rotational grazing, could contribute to the conservation of this jackrabbit population.

Acknowledgements

Authors thank the people of Santa María de Mar, Oaxaca, México for the assistance provided during fieldwork. Thanks also go to CONACYT for providing the grant, and to the anonymous reviewers who helped to improve this manuscript.

References

- AEBISCHER, N. J., P. A. ROBERTSON, AND R. E. KENWARD.** 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74:1313-1325.
- CALENGE, C.** 2006. The package "adehabitat" for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* 197:516-519.
- CARPIO, A. J., J. GUERRERO-CASADO, L. RUIZ-AIZPURUA, J. VICENTE, AND F. S. TORTOSA.** 2014. The high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region: is this compatible with the European rabbit? *Wildlife Biology* 20:161-166.
- CARRILLO-REYES, A.** 2009. Uso del hábitat de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, México.
- 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.
- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, T. RIOJA-PARADELA, E. NARANJO, AND M. PANDO.** 2012. Uso de hábitat de la liebre en peligro de extinción, *Lepus flavigularis*: implicaciones para su conservación. *Therya* 3:113-125.
- CERVANTES, F., AND F. GONZÁLEZ, F.** 1996. Los Conejos y Liebres Silvestres de México. Ecología y Conservación del Conejo Zacatuche y su Hábitat. Universidad Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.

- CERVANTES, F., C. LORENZO, V. FARIAS, AND J. VARGAS.** 2016. *Lepus flavigularis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11790A3306162.
- DEHN, M. M.** 1990. Vigilance for predators: detection and dilution effects. *Behaviour ecology and sociobiology* 26:337-342.
- DICKINSON GIBBONS, J., AND S. CHAKRABORTI.** 2003. *Nonparametric statistical inference*, 1st edition. Marcel Dekker. New York, EE. UU.
- DI STEFANO, J., AND G. R. NEWELL.** 2008. Diet selection by the swamp wallaby (*Wallabia bicolor*): feeding strategies under conditions of changed food availability. *Journal of Mammalogy* 89:1540-1549.
- ELZINGA, C. L., D. W. SALZER, J. W. WILLOUGHBY, AND J. P. GIBBS.** 2001. *Monitoring plant and animal populations*. Blackwell Science, Inc. Malden, EE. UU.
- FARIAS, V., AND T. FULLER.** 2009. Native vegetation structure and persistence of endangered Tehuantepec jackrabbits in a neotropical savanna in Oaxaca, México. *Biodiversity and Conservation* 18:1963-1978.
- FARIAS, V., T. K. FULLER, F. A. CERVANTES, AND C. LORENZO.** 2006. Home range and social behavior of the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, Mexico. *Journal of Mammalogy* 87:748-756.
- GRANDIN, T.** 2007. *Livestock Handling and Transport*, 3rd edition. CABI editions. Wallingford, United Kingdom.
- GRANDIN, T.** 1999. Safe handling of large animals. *Occupational Medicine* 14:195-212.
- HERNÁNDEZ-GUEVARA, L.** 2015. Competencia alimentaria entre *Lepus flavigularis*, un lepórido en peligro de extinción, y el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Universidad Juárez del Estado de Durango. Gómez Palacio, México.
- HULBERT, I. A., AND R. ANDERSEN.** 2001. Food competition between a large ruminant and a small hindgut fermentor: the case of the roe deer and mountain hare. *Oecologia* 128:499-508.
- JARMAN, P. J.** 1974. The social organisation of antelope in relation to their ecology. *Behaviour* 48:215-266.
- KARMIRIS, I. E., Z. KOUKOURA, AND G. CHRISTODOULOU.** 2005. Use of alpine ranges by brown hare (*Lepus europaeus*) and livestock in central Greece. Competition or facilitation? XXVIIth Congress of the International Union of Game Biologists. Hannover, Germany.
- KARMIRIS, I. E., AND A. S. NASTIS.** 2010. Diet overlap between small ruminants and the European hare in a Mediterranean shrubland. *Central European Journal of Biology* 5:729-737.
- KLINDWORTH, D., R. GREENALL, AND J. CAMPBELL.** 2003. *CowTime Guidelines: For Milk Harvesting*. Dairy Research and Development Corporation. Melbourne, Australia.
- KLUEVER, B. M., L. D. HOWERY, S. W. BRECK, AND D. L. BERGMAN.** 2009. Predator and heterospecific stimuli alter behaviour in cattle. *Behavioural Processes* 81:85-91.
- KUIJPER, D. P. J., P. BEEK, S. E. VAN WIEREN, AND J. P. BAKKER.** 2008. Time-scale effects in the interaction between a large and a small herbivore. *Basic and Applied Ecology* 9:126-134.
- LIMA, S. L.** 1995. Back to the basics of anti-predatory vigilance: the group size effect. *Animal Behaviour* 49:11-20.
- LIMA, S. L., AND L. M. ENELDO.** 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospects. *Canadian Journal of Zoology* 68:619-640.
- LORENZO, C. M., T. M. RIOJA-PARADELA, AND A. CARRILLO-REYES.** 2015. State of knowledge and conservation of endangered and critically endangered lagomorphs worldwide. *Therya* 6:11-30.
- MALO, J. E., AND F. SUAREZ.** 1996. *Cistus ladanifer* recrimment-not only fire, but also deer. *Acta Oecologica* 17:55-60.
- MENDL, M., AND S. HELD.** 2001. Loving in groups: An evolutionary perspective. Pp. 7-19 in *Social Behavior in Farm Animals* (Keeling, J. L., and H. W. Gonyou, eds.). CABI Publishing. Oxfordshire, United Kingdom.
- MORAN, J., AND R. DOYLE.** 2015. *Cow Talk*. CSIRO Publishing. Melbourne, Australia.
- MYSTERUD, A., AND I. MYSTERUD.** 2000. Okologiske effekter av husdyrbeiting i utmark: III. Pávirkning pa mindre pattedyr, fugler og virvellose dyr. *Fauna Oslo* 53:106-116.
- NORRIS, D., F. MICHALSKI, AND C. A. PERES.** 2010. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. *Journal of Mammalogy* 91:551-560.

- POWELL, G. V.** 1974. Experimental analysis of the social value of flocking by starlings (*Sturnus vulgaris*) in relation to predation and foraging. *Animal Behaviour* 22:501-505.
- R CORE TEAM.** 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- RICO, Y., LORENZO, C., GONZÁLEZ-CÓZATL, F., AND E. ESPINOZA.** 2007. Phylogeography and population structure of the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*): implications for conservation. *Conservation Genetics* 9: 1467-1477.
- RIOJA-PARADELA, T., A. CARRILLO-REYES, AND C. LORENZO.** 2012. Análisis de población viable para determinar el riesgo de extinción de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca. *Therya* 3:137-150.
- RIOJA-PARADELA, T. M.** 2008. Comportamiento reproductivo de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en su hábitat. *El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, México.*
- RIOJA-PARADELA, T. M., AND A. CARRILLO-REYES.** 2014. Desarticulación entre políticas públicas para la conservación de la vida silvestre y la mitigación de la pobreza: el caso de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) y pueblos indígenas del sureste de Oaxaca, México. Pp. 175-204 in *Gestión territorial y manejo de recursos naturales: fauna silvestre y sistemas agropecuarios* (Medina-Sansón, L., C. Tejeda-Cruz, A. Carrillo-Reyes, and T. Rioja-Paradela, eds.). Universidad Autónoma de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.
- 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.
- RSTUDIO TEAM.** 2015. RStudio: Integrated Development Environment for R (Versión 0.99.893). Boston, U.S.A.
- SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL.** 2015. Normales climatológicas Estación 00020048 - Juchitán de Zaragoza, Oaxaca. Comisión Nacional del Agua. Ciudad de México, México.
- SHAPIRO, S. S., AND M. B. WILK.** 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52:591-611.
- SMITH, R. K., N. V. JENNING, A. ROBINSON, AND S. HARRIS.** 2004. Conservation of European hares (*Lepus europaeus*) in Britain: Is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology* 41:1092-1102.
- SMITH, R. K., N. V. JENNINGS, F. TATARUCH, K. HACKLÄNDER, AND S. HARRIS.** 2005. Vegetation quality and habitat selection by European hares *Lepus europaeus* in a pastoral landscape. *Acta Theriologica* 50:391-404.
- STEEN, H., A. MYSTERUD, AND G. AUSTRHEIM.** 2005. Sheep grazing and rodent populations: evidence of negative interactions from a landscape scale experiment. *Oecologia* 143:357-364.
- VARGAS, J.** 2000. Distribución, abundancia y hábitat de la liebre endémica *Lepus flavigularis* (Mammalia: Lagomorpha). Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- VORHIES, C. T., AND W. P. TAYLOR.** 1933. The life histories and ecology of Jack Rabbits, *Lepus alleni* and *Lepus californicus* ssp., in relation to grazing in Arizona. CALS Publications Archive. The University of Arizona. Tucson, U.S.A.
- WELP, T., J. RUSHEN, D. KRAMER, M. FESTA-BIANCHET, AND A. M. DE PASSILLÉ.** 2016. Vigilance as a measure of fear in dairy cattle. *Applied Animal Behaviour Science* 87:1-13.

Submitted: March 30, 2016

Review: April 27, 2016

Accepted: May 20, 2016

Associated editor: Sergio Solari

Diversidad y patrones de actividad de los medianos y grandes mamíferos del Parque Nacional Natural Tamá y su zona de amortiguación, Colombia

Terrestrial medium and large-sized mammal's diversity and activity patterns from Tamá National Natural Park and buffer zone, Colombia

Carlos H. Cáceres-Martínez^{1*}, Aldemar A. Acevedo Rincón¹ y José F. González-Maya^{2,3}

¹ Universidad de Pamplona, Grupo de Investigación en Ecología y Biogeografía, Km 1, Vía a Bucaramanga, Barrio El Buque, Edificio Camilo Daza, 543050. Pamplona, Colombia. Email: charli1391@gmail.com (CHC-M), bioaldemar@gmail.com (AAAR).

² Proyecto de Conservación de Aguas y Tierras, ProCAT Colombia/Internacional. Carrera 13 # 96-82, Of. 202. Bogotá, Colombia.

³ Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México. Email: jfgonzalezmaya@gmail.com (JFG-M).

* Corresponding author

The eastern mountain range of Andes in Colombia is one of the least studied areas for mammals in the country, yet, potentially one of the most diverse. Here we present the first survey of medium and large-sized mammals for Tamá National Natural Park (NNP) and La Carpa and La Rochela buffer areas, as basic information for the conservation and management of the NNP, including the potential inclusion of these buffer zones as part of the NNP. We used different complementary survey techniques (*i. e.*, camera-traps, transects and interviews) to assess the diversity of these mammals in a 216 km² area of the park; our effort included 72 linear transects of 1.8 Km, opportunistic sampling sessions, 16,714 camera trap-days, 39 structured interviews and indirect records and direct observation of animals. We recorded 21 species of mammals classified in 8 orders and 16 families distributed in four conservation categories. Complementary methods significantly improved the results. We found a dominant nocturnal activity pattern for the assemblage and low activity overlapping among most species. This is the first assessment of medium and large-sized mammal's diversity for Tamá NNP and for most North-eastern Andes in the country. Our results highlight the presence of large threatened species such as *Tremarctos ornatus*, *Puma concolor* and *Mazama rufina*. Our results could serve as basis for the conservation planning and management of the protected area and its buffer zones, and the potential expansion of the park.

La cordillera Oriental de los Andes en Colombia es una de las áreas menos estudiadas para los mamíferos en Colombia, sin embargo, potencialmente, una de las más diversas en el país. Aquí presentamos la primera evaluación de los mamíferos medianos y grandes para el Parque Nacional Natural (PNN) Tamá y las zonas de amortiguamiento La Carpa y La Rochela, como información básica para la conservación y manejo del PNN y el manejo del área, incluyendo la potencial inclusión de estas zonas como parte del PNN. Utilizamos diferentes técnicas de muestreo complementarias (*i. e.*, Cámaras trampa, transectos y entrevistas) para evaluar la diversidad de los mamíferos en 216 km²; nuestro esfuerzo incluyó 72 transectos lineales de 1.8 km, sesiones de muestreo oportunistas, 16,714 días/trampa, 39 entrevistas estructuradas y registros indirectos y la observación directa de los animales. Se registraron 21 especies de mamíferos clasificadas en 8 órdenes y 16 familias distribuidas en cuatro categorías de conservación. Esta es la primera evaluación de la diversidad de mamíferos medianos y grandes del PNN Tamá y para la mayor parte de los Andes Nororientales del país. Nuestros resultados resaltan la presencia de especies amenazadas grandes como *Tremarctos ornatus*, *Puma concolor* and *Mazama rufina*. Nuestros resultados servirán de base para el manejo y planificación de conservación del área protegida y sus zonas de amortiguamiento, así como la potencial ampliación del mismo.

Key words: Andes; biodiversity; conservation; mammals; protected areas.

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

Introduction

Colombia is considered a mega-diverse country due to its great variability of ecosystems and geography, which has resulted in a wide range of life forms product of diversification caused by the evolutionary processes occurring in the national territory ([Kattan and Franco 2004](#); [Rodríguez-Mahecha et al. 2006](#)). This richness is reflected in most groups, where specifically for mammals, Colombia has recorded to date at least 518 species ([Solari et al. 2013](#); [Ramírez-Chaves et al. 2016](#)), but with a very high potential of a considerable higher number.

Previous analyses of mammal diversity in the country have identified the Andean region as the one with the highest number of species, followed by the Amazon and the Pacific regions ([Solari et al. 2013](#)). The most plausible reason of this high diversity is the branching of this mountain range in the country, generating a large number of micro-climates and conditions that have led to a significant number of biomes and ecosystems, which in exchange impacted many species' diversification processes ([Prado and Bonilla 2009](#)). However, despite this remarkable diversity, the region has received limited research attention, with considerable gaps on many ecological aspects of the group, including the conservation status of many species, especially for medium- and large-sized species ([Sánchez et al. 2004](#); [Ramírez and Pérez 2006](#); [Ramírez-Chaves and Noguera-Urbano 2010](#); [Ramírez-Chaves et al. 2013](#)). To date, most research has centered mainly on small mammals, bats, and/or single species studies ([Sánchez et al. 2004](#); [Prado and Bonilla 2009](#); [Rodríguez-Posada 2010](#)), still with many ecological and conservation questions pending regarding the other groups.

For Colombia, most of the research in the Andes has focused mainly in a few regions (*i. e.*, Cauca, Nariño, Cundinamarca, Caldas and Antioquia departments; [Castaño et al. 2003](#); [Sánchez et al. 2004](#); [Ramírez-Chaves and Noguera-Urbano 2010](#); [Solari et al. 2013](#)), with a significant portion of the range still mostly unknown for most groups (*i. e.*, Santander, Norte de Santander and Boyacá). Unfortunately, these unknown regions are also suffering accelerated landscape transformation, and historically, the growth and expansion of human settlements has also cause an increase in the number of threatened species ([Armenteras et al. 2003](#); [Forero-Medina and Joppa 2010](#)). Moreover, among the least known regions, the Northeast of the Andean mountain range has received the lowest research attention historically ([Caceres-Martinez and Acevedo 2014](#)). For this specific region, information regarding species richness, ecology and conservation status, especially for medium and large-sized mammals, is almost inexistent, even within protected areas ([Castaño et al. 2003](#); [Ramírez-Chaves et al. 2016](#); [Ramírez-Chaves and Noguera-Urbano 2010](#); [Caceres-Martinez and Acevedo 2014](#)), mostly caused by social and violence problems historically operating in the region.

Norte de Santander Department, located in the Northeast region of the Andes mountain, includes three protected areas, considered among the most valuable within the National Protected Areas System: Catatumbo-Bari National Natural Park (NNP), Estoraques NNP, and Tamá NNP. For these areas, no information existed regarding mammal diversity until our recent research efforts conducted in Tamá NNP ([Caceres-Martinez and Acevedo 2014](#); [Cáceres-Martínez et al. 2015](#)), although some information available on gray literature for the same area is available (*i. e.*, thesis and technical reports). In order to support conservation strategies for mammals locally and regionally, generating basic information for the region has become a critical need, especially for these protected areas ([Ceballos and Brown 1995](#); [O'Brien 2008](#); [Tobler et al. 2008](#)). We report in this study the first assessment of medium- and large-sized mammals' diversity for Tamá NNP and its buffer zones as support for adequate protected area management and as basis for the potential expansion of the park.

Materials and methods

Study area. The study was conducted in Tamá NNP and buffer zones (La Carpa and La Rochela areas; 7° 14' 36" N, -72° 13' 19" W, WGS84), in the Department of Norte de Santander, in the northern most extreme of the Colombian Andes mountain range on the border with Venezuela. With an elevation gradient ranging from 350 to 3,500 m (Setina et al. 2012), Tamá NNP and its buffer zone has an approximate area of 53,000 ha (48,000 ha of official park) and is composed mostly of Andean and Sub-Andean forests (36.6 and 27.9 %, respectively), Tropical forests (18.8 %), and a lower proportion of cloud forests (7.8 %) and Páramo (8.9 %; Holdridge 1987; Minambiente 2008). These protected areas comprise the entire Tamá massif, commonly known as the Tamá Binational Park (Minambiente 2008). The most significant threats to the area include deforestation on the buffer areas and a significant pressure from hunting (Caceres-Martínez and Acevedo 2014; Cáceres-Martínez et al. 2015). More recently, La Carpa and La Rochela, two areas located in the buffer zone, were assigned for management under the NNP administration, but are not currently officially included in the park boundaries; we also included sites in these areas in order to provide baseline data for its potential inclusion in the protected area.

Methods

Our sampling design included 24 quadrants of 9 km² that were surveyed between June 2012 and May 2015 (Figure 1) covering an area of approximately 216 km² and an elevation range between 1,843 and 3,445 m. We used four complementary methods: camera traps, transects, opportunistic observations and interviews.

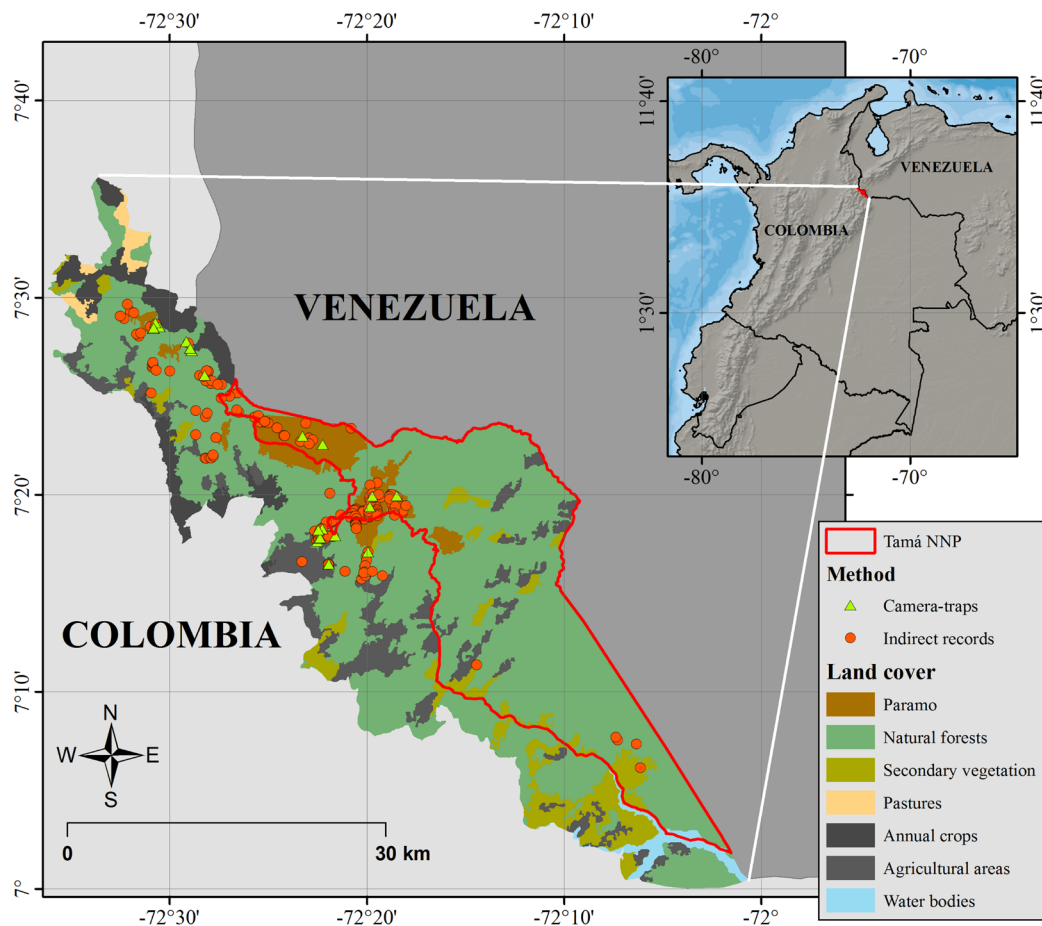


Figure 1. Geographic location of Tamá National Natural Park and its buffer zone and location of Camera-traps and Indirect records where medium and large-sized terrestrial mammals' records were obtained.

Surveys with camera-traps (Reconyx RM45, Reconyx HC500, Bushnell Trophy Cam, and Primos Truth Cam 35) included 58 single-camera stations and three paired-camera stations for a total sampling effort of 16,714 camera-trap days. Camera trap stations were separated approximately 1 km depending on the terrain, without any preset spatial pattern. Stations were selected by identifying random sites within the grid with signs of the presence of medium- and large-sized mammals (Goldstein *et al.* 2013). Capture rates were estimated as the number of detections of a species relative to the total number of detections, scaled to 100 trap-nights (Mosquera-Muñoz *et al.* 2014). Activity patterns were described for species with enough independent detections (González-Maya *et al.* 2009); Kuiper tests (K) were used to assess the homogeneity across 24-hour day periods for the entire assemblage and for each species (González-Maya *et al.* 2015). All species were classified according to the predominant activity period in Diurnal (06h00 to 18h00), Nocturnal (18h00 to 06h00) and Cathemeral (activity on both periods; González-Maya *et al.* 2009). Contingency tables and Morisita-Horn index were used to test overlapping among activity periods for all species.

Transect sampling included three 1.8 km transects on each quadrant (a total of 72 transects), surveyed between 8:00 and 18:00 h during the total sampling period, comprising an effort of 190 days (*i. e.*, 1,900 man-hours), and accounting for direct observation and tracks and signs such as feces, hair, tracks, corpses and/or skeletal remains, foraging activity, trails, marking sites and dens/burrows (Guzmán-Lenis and Camargo-Sanabria 2004). For each detection we recorded a description of the site, type of evidence, location, photographic record and elevation. Hair, feces, and skeletal remains were stored in labeled plastic bags before processing and identification in the laboratory of Ecology and Biogeography (GIEB), University of Pamplona. Samples processing included washing with distilled water on strainers of 0.5 µm, drying at room temperature, and visual examination of sample components. Samples were compared with reference material from the mammal collection of the Institute of Natural Sciences of the National University and the Museum of Sciences “José Celestino Mutis” of the University of Pamplona and deposited in the general mammal collection at the latter museum. Opportunistic observations were obtained during fieldwork, and include those that were not specifically located on a specific transect.

Interview surveys were conducted with communities in 13 localities of the area, obtaining a total of 39 interviews of independent family settlements. Interviews were constructed following a semi-structured open-ended questions structure, trying to account for an interpretive and participatory approach (White *et al.* 2005). Interviews were supported with camera trap and field-guide photos and illustrations (Emmons and Feer 1997; Ceballos and Oliva 2005; Aranda 2012). For all interviews we asked the interviewed person for evidence in order to obtain supporting material for all records (Figure 3, Table 1). We based our field identification on field guides (Emmons and Feer 1997; Ceballos and Oliva 2005; Aranda 2012) and followed Wilson and Reeder (2005) for general taxonomic classification.

We estimated species' accumulation curves for each method (*i. e.*, Camera-traps and Indirect records) and their combination, adjusting to three predefined models (Clench, Lineal Dependence and Logarithmic), and estimated rarefaction curves also for the three datasets using software EstimateS v. 9 (Espinosa 2003; Colwell 2013) and R environment (R Core Team 2013).

Results

We recorded 21 species of medium- and large-sized mammals distributed in 8 orders, 16 families and 21 genera (Table 1). Our species accumulation curve indicated a significant completeness of the indirect record surveys (0.89) but not as high for the camera-traps method (0.59). The combination of methods resulted on a good accumulation (0.85; Figure 2). Comparison of methods according to richness indicated the combination of survey methods accounted for a larger richness, followed by camera-traps and Indirect records (Figure 2).

Table 1. Medium and large-sized terrestrial mammals recorded at Tamá National Natural Park, Colombia. Methods: CT: Camera-trap, IR: Indirect Record, DO: Direct Observation and I: Interview. Conservation status: NT: Near Threatened, LC: Least Concern, VU: Vulnerable. MCNUP-M: Museo de Historia Natural Universidad de Pamplona-Mamíferos.

Taxa	Methods	Voucher	Conservation category		
			National	IUCN 2015	CITES 2015
DIDELPHIMORPHIA					
Didelphidae					
<i>Didelphis pernigra</i> (Allen, 1900)	CT, I		-	LC	-
CINGULATA					
Dasypodidae					
<i>Dasyypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	IR, I	MCNUP-M-85	-	LC	-
PILOSA					
Megalonychidae					
<i>Choloepus hoffmanni</i> (Peters, 1858)	IR, I	MCNUP-M-86	-	LC	-
Myrmecophagidae					
<i>Tamandua mexicana</i> (Saussure, 1860)	I		-	LC	-
PRIMATES					
Atelidae					
<i>Alouatta seniculus</i> (Linnaeus, 1766)	DO, I		-	LC	-
RODENTIA					
Cuniculidae					
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	DO, IR, I		-	LC	-
<i>Cuniculus taczanowskii</i> (Stolzmann, 1865)	CT, IR, I	MCNUP-M-70	-	NT	-
Dasyproctidae					
<i>Dasyprocta punctata</i> (Gray, 1842)	CT, IR, I	MCNUP-M-75	-	LC	-
Sciuridae					
<i>Sciurus granatensis</i> (Humboldt, 1811)	CT, DO, I		-	LC	-
CARNIVORA					
Canidae					
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	IR, I	MCNUP-M-77	-	LC	II
Felidae					
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	CT, DO, IR, I	MCNUP-M-84	NT	NT	I
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	CT, DO, IR, I	MCNUP-M-83	NT	LC	I
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	IR, I		NT	NT	I
Mephitidae					
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	CT, IR, I		-	LC	-
Mustelidae					
<i>Mustela frenata</i> (Lichtenstein, 1831)	CT, DO, I		-	LC	-
Procyonidae					
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	CT, DO, IR, I	MCNUP-M-76	-	LC	-
<i>Nasuella olivacea</i> (Gray, 1865)	CT, IR, I	MCNUP-M-38, 41, 48, 52, 80	-	DD	-
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	OD, IR	MCNUP-M-78	-	LC	-
Ursidae					
<i>Tremarctos ornatus</i> (Cuvier, 1825)	CT, IR, I	MCNUP-M-1-20	VU	VU	I
CETARTIODACTYLA					
Cervidae					
<i>Mazama rufina</i> (Pucheran, 1851)	CT, IR, I	MCNUP-M-79, 83	-	VU	-

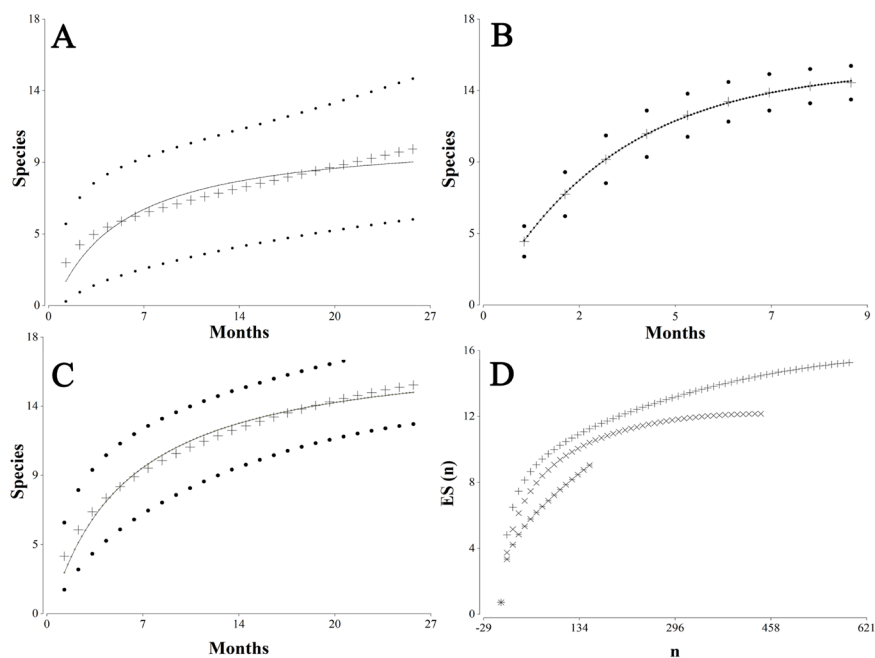


Figure 2. Species accumulation curve for (A) Camera-traps-CT, (B) Indirect records-IR and (C) combined methods and (D) rarefaction curves for the two methods (× = CT; +=IR) and combined (×) for medium and large-sized terrestrial mammals detected at Tamá National Natural Park, Colombia.

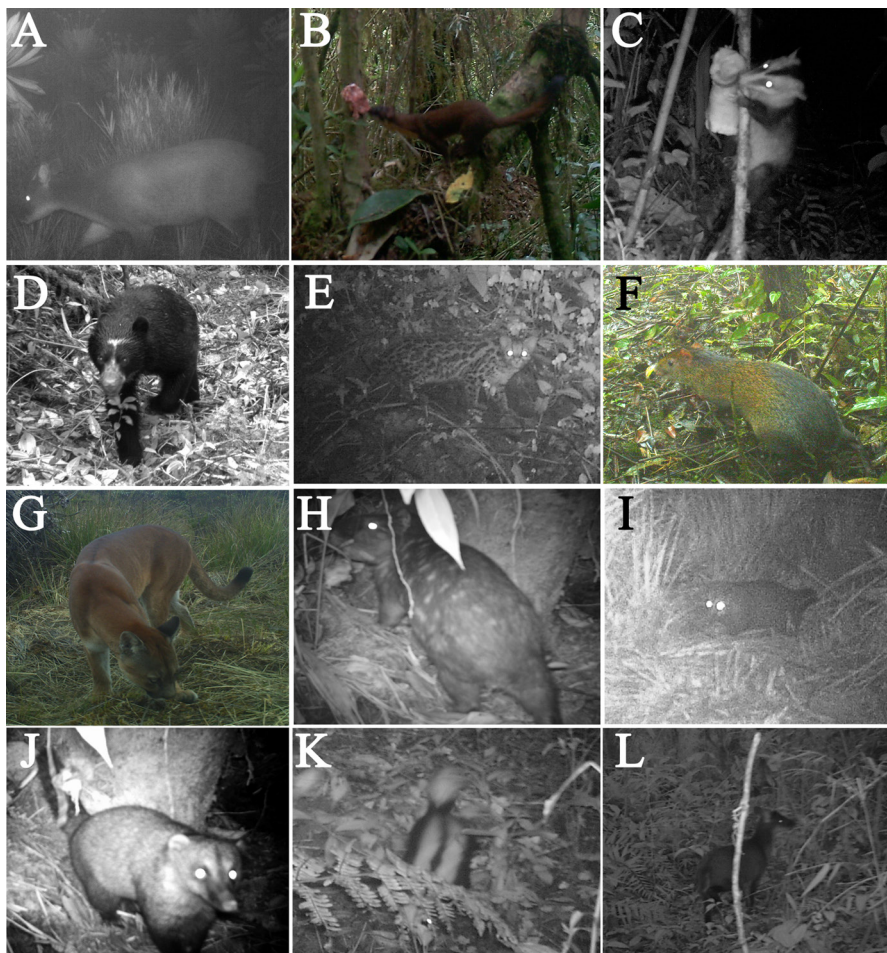


Figure 3. Species of medium and large-sized terrestrial mammals detected by camera traps at Tamá National Natural Park, Colombia: A) *Mazama rufina*, B) *Mustela frenata*, C) *Didelphis pernigra*, D) *Tremarctos ornatus*, E) *Leopardus wiedii*, F) *Dasyprocta punctata*, G) *Puma concolor*, H) *Cuniculus taczanowskii*, I) *Nasua nasua*, J) *Nasuella olivacea*, K) *Conepatus semistriatus* and L) *Mazama rufina*.

We obtained a total of 40,068 photographs comprising 12 species of medium- and large-sized mammals (Figure 3, Table 2), of which 6 % (2,423) of the photographs were wild mammals and 7.2 % corresponded to introduced species such as domestic cattle and domestic dogs (Table 2), while 87 % of the pictures corresponded to false positives, mostly due to vegetation movement and direct light. The most frequently detected (*i. e.*, capture rate CR) species were *Nasua nasua* (CR = 18 ind/100 trap-nights), *Didelphis pernigra* (CR = 16.4), and *Cuniculus taczanowskii* (CR = 13.3), while species such as *Leopardus wiedii* (CR = 1.6), *Sciurus granatensis* (CR = 2.3), and *Conepatus semistriatus* (CR = 1.6), were the least frequent (Table 2). Activity patterns showed a dominant nocturnal activity for the entire assemblage ($K = 70.74$, $P < 0.001$), as also found for most of the species excepting *D. punctata*, *S. granatensis* and *M. frenata*, while species such as *P. concolor* and *N. nasua* showed cathemeral activity (Figure 4). Activity patterns mean (\pm SD) overlapping among all species was low (0.13 ± 0.16). The species pairs with the highest overlap values were *C. taczanowskii* and *N. nasua* (0.67), *M. frenata* and *T. ornatus* (0.55) and *D. punctata* and *S. granatensis* (0.52; Figure 5A).

Table 2. Activity period, Kuiper test estimator (*indicates significant differences from homogeneity $P < 0.001$), number of records and capture rate from camera traps for medium and large-sized terrestrial mammals recorded at Tamá National Natural Park, Colombia.

Specie	Activity hours	Kuiper test	Records (100 trap-days)	Capture rate
<i>Didelphis pernigra</i>	Nocturnal	K = 123.28*	21	16.4
<i>Cuniculus taczanowskii</i>	Nocturnal	K = 158.29*	17	13.28
<i>Dasyprocta punctata</i>	Diurnal	K = 174.27*	6	4.68
<i>Sciurus granatensis</i>	Diurnal	K = 187.25*	3	2.34
<i>Leopardus wiedii</i>	Nocturnal	K = 187.25*	2	1.56
<i>Puma concolor</i>	Cathemeral	K = 183.75*	4	3.12
<i>Conepatus semistriatus</i>	Nocturnal	K = 187.25*	2	1.56
<i>Mustela frenata</i>	Diurnal	K = 178.38*	3	2.34
<i>Nasua nasua</i>	Cathemeral	K = 144.75*	22	17.18
<i>Nasuella olivacea</i>	Nocturnal	K = 187.88*	4	3.12
<i>Tremarctos ornatus</i>	Diurnal	K = 163.29*	12	9.37
<i>Mazama rufina</i>	Nocturnal	K = 168.39*	11	8.59
Domestic animals				
Cattle	Diurnal		14	10.93
Dogs	Diurnal		3	2.34
Horses	Diurnal		4	3.12
Total			128	

We also obtained 3,278 indirect records, both from transects and opportunistic observations, of which the most abundant were feeding signs (2,471; 75.4 %) followed by feces (287; 8.7 %), while the least common were nests/dens (21; 0.6 %), and climbing marks (46; 1.4 %; Figure 5B). Four species were identified from skeletal remains and/or partially consumed carcasses preyed by *Tremarctos ornatus*, *Puma concolor*, and *Leopardus wiedii*: which included *N. olivacea*, *Potus flavus*, and *Mazama rufina*. Also, in 287 feces of these species, we detected remains of *Cuniculus taczanowskii*, *N. olivacea*, *N. nasua*, *M. rufina*, *Dasyprocta punctata*, *C. paca*, *Dasyopus novemcinctus*, and *Choloepus hoffmanni*.

Nine species were directly observed and that were possible to identify on the field: *P. concolor*, *Alouatta seniculus*, *Mustela frenata*, *Leopardus wiedii*, *Sciurus granatensis*, *N. nasua*, *P. flavus* and *C. paca*. From corroborated information derived from interviews, we obtained material (*i. e.*, photographs and animals parts from hunters) and evidence of presence and harvest of 20 species (Table 1, Figure 6). Some small mammals were also occasionally observed or detected (*e.g.*, *Cryptotis tamensis*), but are not included in this report.

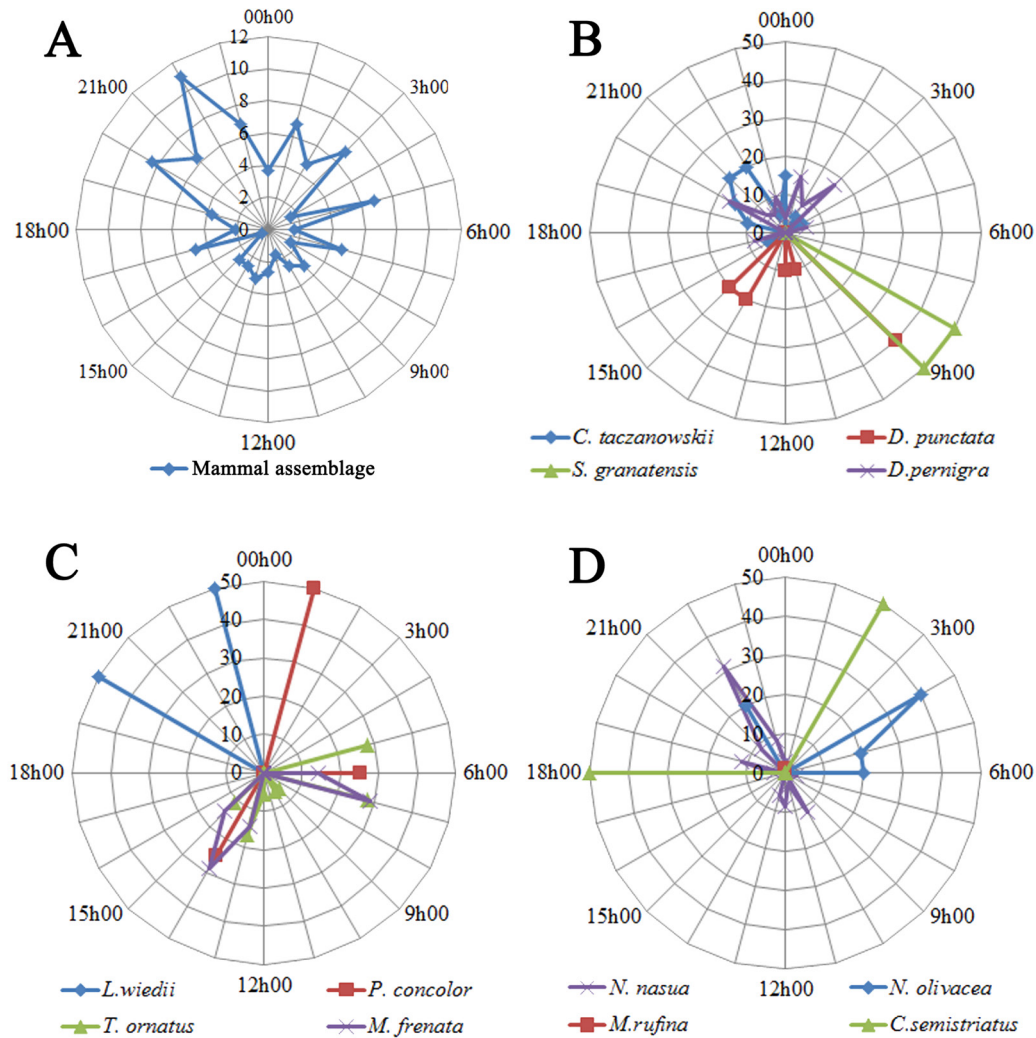


Figure 4. Activity patterns of (A) all mammals, (B) Rodents and marsupials, (C) Felidae, Ursidae and Mustelidae and (D) Procyonidae, Cervidae and Mephitidae.

Discussion

This study constitutes the first estimate of the medium- and large-sized mammals' species richness from Tamá NNP and surrounding buffer areas. Although the number of species recorded could be considered low, given the extensive sampling effort we consider it a good first approach to mammal diversity in the area (Lira-Torres and Briones-Salas 2012). The confirmed presence of large species in the park, currently considered threatened for most of the country (Rodríguez-Mahecha *et al.* 2006), highlight the importance of Tamá NNP and the La Carpa y La Rochela buffer zones for wild mammal conservation in the country. Interviews and anecdotal records indicate

that historically the area has, and continue to, experience intensive hunting, which may have caused a dramatic decline in many mammal populations and may suggest that some species, such as *T. ornatus*, are much more threatened than currently thought in Northeastern Colombia (García-Rangel 2012; Cáceres-Martínez and Acevedo 2014). Furthermore, many areas of the park were not surveyed given the armed conflict that still affects the area, especially in the lowlands. Other potentially present species, such as *Tayassu pecari*, *Puma yagouaroundi*, and *Lontra longicaudis*, were not recorded but are likely present in the park, which was also suggested by park rangers and local hunters. Our approach of using different survey methods is likely appropriate given that only with the two survey methods we obtained a reliable inventory of medium and large-sized mammals for the park (Sánchez et al. 2004; Norris et al. 2012). Nevertheless, a more geographically extensive survey design would likely register other species, and would provide more insights into distribution and habitat use in the area.

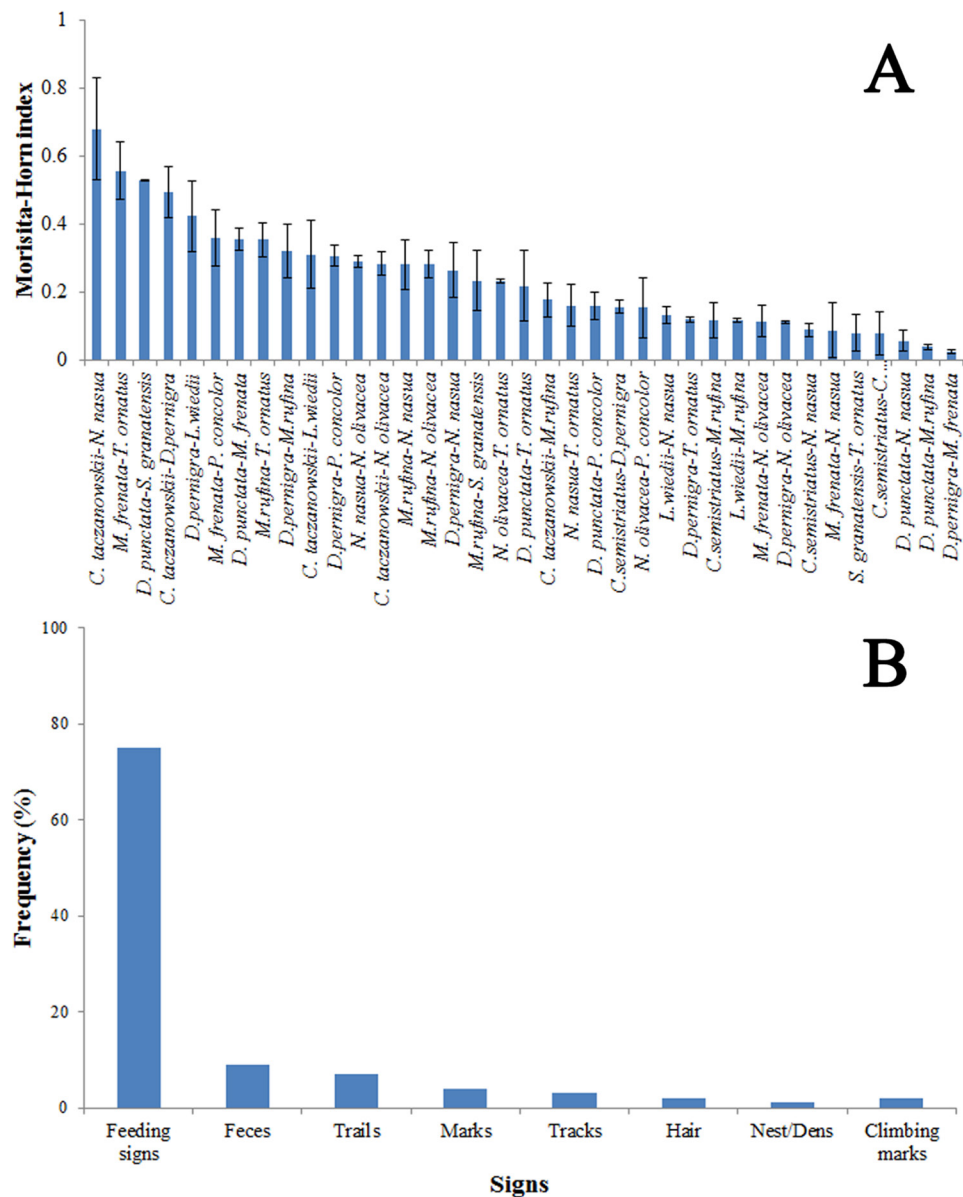


Figure 5. A) Morisita-Horn (SE) overlapping index among pair-wise species activity patterns comparisons and (B) frequency of indirect signs of medium and large-sized terrestrial mammals recorded at Tamá National Natural Park, Colombia.

M. rufina was considered absent from the eastern mountain range and still its northern distribution is not well known (Lizcano and Alvarez 2008), while *M. bricenii* is presumed to occur in northern Colombia in areas such as Tamá NNP (Lizcano et al. 2010). The classification and identification of *M. bricenii* and *M. rufina* have been subject to recent debate (e. g., Solari et al. 2013; Gutiérrez et al. 2015), however, according to available descriptions for both species (Barrio 2010; Gutiérrez et al. 2015), and taxon validity (Gutiérrez et al. 2015), our records correspond to *M. rufina*. We therefore obtained multiple records of *M. rufina* between 350 and 3,450 m, in areas of tropical forest and Páramo (i. e., Páramo del Tamá and Páramo de Santa Isabel) near the border with Venezuela, indicating that the species is mostly nocturnal and solitary, adding some lights on the scarce knowledge of this species ecology (Lizcano and Alvarez 2008; Merino and Rossi 2010).

Several species were mainly diurnal, as previously reported for *T. ornatus*, *M. frenata*, *D. punctata*, and *S. granatensis* (Smythe 1978; Castellanos et al. 2005; Jiménez et al. 2010; Zapata-Ríos and Branch 2016) as were domestic and feral species such as dogs, cattle and horses (See Table 2); however, most species (*M. rufina*, *D. pernigra*, *N. olivacea*, *C. semistriatus*, *L. wiedii*, and *C. taczanowskii*) were found to be more active at night consistent with previous reports (Lizcano and Alvarez 2008; González-Maya et al. 2009; Jiménez et al. 2010; Zapata-Ríos and Branch 2016), and only few species were cathemeral (i. e., *N. nasua* and *P. concolor*). Preliminary data from our study indicate activity patterns of predators like *P. concolor* are partially concordant with the activity peaks of potential prey species (e.g., *D. pernigra*), which also was supported by overlapping of these species on the same localities, as previously reported for similar areas (Mosquera-Muñoz et al. 2014). Only weak overlapping was found however for main predators, likely reducing the likelihood of competition for prey-species (Jaksić et al. 1981). It is noteworthy that weak overlapping occurred among most species, although habitat use for almost the entire assemblage tended to be nocturnal. It is also important to highlight that this weak overlapping can be the result of scarce records for many species, thus having an effect derived from the small sample size (Blake et al. 2012). Although few studies exist for activity patterns in similar ecosystems, thus not allowing comparisons (Rust 1962; Richter and Schaubert 2006), previous works on the subject have shown significant variation in activity patterns of most species due to presence of domestic animals (Zapata-Ríos and Branch 2016). Previous studies report that the presence of these animals, especially feral dogs, can turn most of the assemblage towards more nocturnal predominance (Zapata-Ríos and Branch 2016), which may be one of the causes for dominant nocturnal activities reflected in our data. However, more precise occupancy estimates could shed more lights on these patterns in the area, especially for species such as *M. rufina* and *T. ornatus* (Pérez-Irineo and Santos-Moreno 2013).

Lack of knowledge of the medium- and large-sized mammals at local and regional levels is a serious shortcoming that can lead to the disappearance and/or local extinction of many species, especially large predators such as *T. ornatus*, *P. concolor*, and *Panthera onca* due to their small populations, large space requirements and the many threats they face (Kattan et al. 2004; Rabinowitz and Zeller 2010; García-Rangel 2012; Caceres-Martinez and Acevedo 2014; Pizarro 2015) in absence of appropriate conservation planning (O'Brien 2008), even when an area is actively managed for conservation. Moreover, significant extents of Andean forests and Páramos in La Carpa and La Rochela, within the buffer zone, are not currently included in the official

NNP limits. Our results indicate the presence of large species such as *T. ornatus* and *P. concolor* in these areas, being both critical for the connection with protected Páramos (e. g., La Cabrera and Tamá) and to the Venezuelan park, thus highlighting the need for expanding the park limits to include these areas. Although these areas are under park management, still there are many threats such as hunting, deforestation and conflict that still operate in these areas given the lack of enforcement, especially when it still occurs within the official portions of the Tamá NNP.

Threats such as illegal hunting are still considerably high in the region with potential significant impacts on medium and large mammals (Cáceres-Martínez and Acevedo 2014). In addition, the advance of agriculture practices and land use transformation is also evident in the area, which together with hunting imposes a more severe threat to mammal populations. Considering the importance of this protected area, these threats need to be urgently controlled given the important mammal diversity the area still comprises (Woodman 2002; Armenteras et al. 2003; Cáceres-Martínez and Acevedo 2014; Cáceres-Martínez et al. 2015). We expect this first effort of documenting mammal diversity in the park will contribute to the management and conservation of this important protected area of Colombia. Further efforts, however, should focus on assessing the conservation status and ecology of these populations together with providing more tools for the appropriate management and planning of the park.

Acknowledgements

This project was executed under permit No. 011 of 2013 and resolution No. 114 from August 13th 2015 granted by Parques Nacionales de Colombia. Financial and logistical support for the project was provided by Fundación Alejandro Escobar (FAAE), WCS-Colombia, IDEA WILD, Parques Nacionales de Colombia, Parque Nacional Natural Tamá, Vicerrectoría Académica and Vicerrectoría de Investigaciones of Universidad de Pamplona, and Alianza para la Conservación del Oso Andino (ABCA). Especial thanks to I. Goldstein, R. Marquez, and A. M. Cage, for their valuable and essential help through the development of this project. Thanks to L. Sanchez and R. V. Horn for their assistance in the revision of the text, and to J. Contreras, A. Cáceres, A. Cáceres, C. Acevedo, D. Maldonado, D. González, E. Contreras, F. Cáceres, G. Delgado, H. Vega, J. Reyes, M. Barajas and the staff from Tamá NNP, for their contribution on the field stage of the project.

References

- ARANDA, M. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. México: Comisión Nacional para el Conocimientos y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- ARMENTERAS, D., F. GAST, AND H. VILLAREAL. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113:245–256.
- BARRIO, J. 2010. First records and conservation status of *Mazama rufina* (Cervidae, Artiodactyla) from Perú. *Mastozoología Neotropical* 17:117–122.
- BLAKE, J. G., D. MOSQUERA, B. A. LOISELLE, K. SWING, J. GUERRA, AND D. ROMO. 2012. Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of eastern Ecuador. *Ecotropica* 18:137–146.
- CÁCERES-MARTÍNEZ, C. H., AND A. ACEVEDO. 2014. Primer registro fotográfico de *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) y de *Puma concolor* (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Natural Tamá, Norte de Santander, Colombia. *Mammalogy Notes* 1:5–7.

- CÁCERES-MARTÍNEZ, C. H., A. ACEVEDO, AND L. R. SÁNCHEZ.** 2015. Registros plásticos en la ingesta de *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) y de *Nasuella olivacea* (Carnivora: Procyonidae) en el Parque Nacional Natural Tamá Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:839–842.
- CASTAÑO, J. H., Y. MUÑOZ-SABA, J. E. BOTERO, AND J. H. VÉLEZ.** 2003. Mamíferos del departamento de Caldas-Colombia. *Biota Colombiana* 4:247–259.
- CASTELLANOS, A., M. ALTAMIRANO, AND G. TAPIA.** 2005. Ecología y comportamiento de osos andinos reintroducidos en la Reserva Biológica Maquipucuna, Ecuador: implicaciones en la conservación. *Revista Politécnica* 26:54-82.
- CEBALLOS, G., AND J. H. BROWN.** 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conservation Biology* 9:559–568.
- CEBALLOS, G., AND G. OLIVA (EDS.).** 2005. Los mamíferos silvestres de México. CONABIO – UNAM – Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- COLWELL R. K.** 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application.
- EMMONS, L.H., AND F. FEER.** 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press. Chicago, U. S. A.
- ESPINOSA T. E.** 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos* 52:53-56.
- FORERO-MEDINA, G., AND L. JOPPA.** 2010. Representation of global and national conservation priorities by Colombia's protected area network. *PLoS One* 5(10): e13210.
- GARCÍA-RANGEL, S.** 2012. Andean bear *Tremarctos ornatus* natural history and conservation. *Mammal Review* 42:85-119.
- GOLDSTEIN, I., R. MÁRQUEZ, J. MARTÍNEZ, A. CIFUENTES, A. PÉREZ, A. MELCHOR, C. HERRERA, AND G. BIANCHI.** 2013. Manual para el monitoreo de oso andino en los Parques Nacionales Naturales de Colombia. Wildlife Conservation Society. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bogotá, Colombia.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., J. SCHIPPER AND A. BENÍTEZ.** 2009. Activity patterns and community ecology of small carnivores in the Talamanca region, Costa Rica. *Small Carnivore Conservation* 41:9–14.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., D. ZÁRRATE-CHARRY, I. M. VELA-VARGAS, J. S. JIMÉNEZ-ALVARADO AND D. A. GÓMEZ-HOYOS.** 2015. Activity patterns of Tayra *Eira barbara* populations from Costa Rica and Colombia: evidence of seasonal effects. *Revista Biodiversidad Neotropical* 5:96-104.
- GUTIÉRREZ, E. E., J. E. MALDONADO, A. RADOSAVLJEVIC, J. MOLINARI, B. D. PATTERSON, J. M. MARTÍNEZ-C., A. R. RUTTER, M. HAWKINS, F. J. GARCIA, AND K. M. HELGEN.** 2015. The Taxonomic Status of *Mazama bricenii* and the Significance of the Táchira Depression for Mammalian Endemism in the Cordillera de Mérida, Venezuela. *PLoS One* 10(6): e0129113.
- GUZMÁN-LENIS, A., AND A. CAMARGO-SANABRIA.** 2004. Importancia de los rastros para la caracterización del uso de hábitat de mamíferos medianos y grandes en el bosque Los Mangos (Puerto López, Meta, Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 9:11-22.
- HOLDRIDGE, L. R.** 1987. Ecología basada en zonas de vida: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica.
- JAKSIÉ, F. M., H. W. GREENE AND J. L. YAÑEZ.** 1981. The guild structure of a community of predatory vertebrates in central Chile. *Oecologia* 49:21-28.
- JIMÉNEZ, C. F., H. QUINTANA, V. PACHECO, D. MELTON, J. TORREALVA, AND G. TELLO.** 2010. Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Revista peruana de Biología* 17: 91-196.

- KATTAN, G. H., AND P. FRANCO.** 2004. Bird diversity along elevational gradients in the Andes of Colombia: area and mass effects. *Global Ecology and Biogeography* 13:451–458.
- KATTAN, G., L. HERNÁNDEZ, I. GOLDSTEIN, V. ROJAS, O. MURILLO, C. GÓMEZ, H. RESTREPO, AND F. CUESTA.** 2004. Range fragmentation in the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. *Oryx* 38:155–163.
- LIRA-TORRES, I AND 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.
- LIZCANO, D., AND S. J. ALVAREZ.** 2008. *Mazama rufina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T12914A3397972. <http://www.iucnredlist.org>, 13 July 2015.
- LIZCANO, D. J., E. YERENA, S. ALVAREZ, AND J. R. DIETRICH.** 2010. Mérida brocket *Mazama bricenii* (Thomas 1908). *Neotropical Cervidology: biology and medicine of Latin American deer*. 20:181–184.
- MERINO, M. L., AND R. V. ROSSI.** 2010. Origin, systematics and morphological radiation. *Neotropical Cervidology. Biology and medicine of Latin American deer* 1:2–11.
- MINAMBIENTE.** 2008. Plan De Manejo Parque Nacional Natural Tamá 2006-2010. Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Dirección Territorial Norandina. Bogotá, Colombia.
- MOSQUERA-MUÑOZ, D.M., G. CORREDOR, P. CARDONA, AND I. ARMBRECHT.** 2014. Fototrampeo de aves caminadoras y mamíferos asociados en el piedemonte de Farallones de Cali. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural Universidad de Caldas* 18:144–156.
- NORRIS, D., J. M. RAMÍREZ, C. ZACCHI, AND M. GALETTI.** 2012. A survey of mid and large bodied mammals in Núcleo Caraguatatuba, Serra do Mar State Park, Brazil. *Biota Neotropica* 12:127-133.
- O'BRIEN, T. G.** 2008. On the use of automated cameras to estimate species richness for large- and medium-sized rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:179–181.
- PÉREZ-IRINEO, G., AND A. SANTOS-MORENO.** 2013. Trends in research on terrestrial species of the order carnivora. *Mastozoología Neotropical* 20:113-121.
- PIZARRO, J. F.** 2015. Interacciones humano–oso andino *Tremarctos ornatus* en el Perú: consumo de cultivos y depredación de ganado. *Therya* 6:251–278.
- PRADO, J. C., AND D. BONILLA.** 2009. Pequeños mamíferos no voladores de la reserva natural Ibanasca (Tolima, Colombia). *Tumbaga* 1:121–134.
- RABINOWITZ, A., AND K. A. ZELLER.** 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143:939-945.
- RAMÍREZ-CHAVES, H., A. SUÁREZ-CASTRO., AND J. F. GONZÁLEZ-MAYA.** 2016. Cambios recientes a la lista de los mamíferos de Colombia. *Mammalogy Notes* 3:1-21.
- R CORE TEAM.** 2013. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- RAMÍREZ, H. E., AND W. A. PÉREZ.** 2006. Mamíferos de un fragmento de bosque de roble en el departamento del Cauca-Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural Universidad de Caldas* 11:65–79.
- RAMÍREZ-CHAVES, H. E., AND E. A. NOGUERA-URBANO.** 2010. Lista preliminar de los mamíferos (Mammalia: Theria) del departamento de Nariño, Colombia. *Biota Colombiana* 11:117–140.
- RAMÍREZ-CHAVES, H. E., E. A. NOGUERA-URBANO, AND M. E. RODRÍGUEZ-POSADA.** 2013. Mamíferos (Mammalia) del departamento de Putumayo, Colombia. *Revista de la Academia*

Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 37:263–286.

- RAMÍREZ-CHAVES, H. E., A. F. SUÁREZ-CASTRO, AND B. D. PATTERSON.** 2014. Re-examining the hypothesis of allopatric distribution of *Myoprocta acouchy* and *M. pratti* (Mammalia: Dasyproctidae) in South America. *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)* 54:447-456.
- RICHTER, S. M., AND E. M. SCHAUER.** 2006. Distribution of the long-tailed weasel (*Mustela frenata*) in Illinois. *Transactions of the Illinois State Academy of Science* 99:153-161.
- RODRÍGUEZ-MAHECHA, J. V., M. ALBERICO, F. TRUJILLO, AND J. JORGENSEN (EDS.).** 2006. Libro rojo de los mamíferos de Colombia. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia.
- RODRÍGUEZ-POSADA, M. E.** 2010. Murciélagos de un bosque en los Andes Centrales de Colombia con notas sobre su taxonomía y distribución. *Caldasia* 32:205–220.
- RUST, C. C.** 1962. Temperature as a modifying factor in the spring pelage change of short-tailed weasels. *Journal of Mammalogy* 43:323-328.
- SÁNCHEZ, F., P. SÁNCHEZ-PALOMINO, AND A. CADENA.** 2004. Inventario de mamíferos en un bosque de los andes centrales de Colombia. *Caldasia* 26:291–309.
- SETINA, V., D. J. LIZCANO, D. M. BROOKS, AND L. F. SILVEIRA.** 2012. Population density of the helmeted curassow (*Pauxi pauxi*) in Tamá National Park, Colombia. *The Wilson Journal of Ornithology* 124:316–320.
- SMYTHE, N.** 1978. The natural history of the Central American agouti (*Dasyprocta punctata*). *Smithsonian Contributions to Zoology* 257:1–52.
- SOLARI, S., Y. MUÑOZ-SABA, J. V. RODRÍGUEZ-MAHECHA, T. R. DEFLER, H. E. RAMÍREZ-CHAVES, AND F. TRUJILLO.** 2013. Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20:301–365.
- TOBLER, M. W., S. E. 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.
- WHITE, P. C., N. V. JENNINGS, A. R. RENWICK, AND N. H. BARKER.** 2005. Review: questionnaires in ecology: a review of past use and recommendations for best practice. *Journal of Applied Ecology* 42:421–430.
- WILSON, D. E., AND D. M. REEDER (EDS.).** 2005. *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, U. S. A.
- WOODMAN, N.** 2002. A new species of small-eared shrew from Colombia and Venezuela (Mammalia: Soricomorpha: Soricidae: Genus *Cryptotis*). *Proceedings-Biological Society of Washington* 115:249-272.
- ZAPATA-RÍOS, G., AND L. C. BRANCH.** 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9-16.

Summited: April 18, 2016

Review: May 19, 2016

Accepted: May 24, 2016

Associated editor: Sergio Solari

**Los pequeños roedores de la Península de Yucatán:
conocimiento y perspectivas en 114 años de investigación**

Small rodents in the Yucatan Peninsula: knowledge and perspectives in 114 years of research

Elisa P. Zaragoza-Quintana¹, Juan M. Pech-Canché², Javier E. Sosa-Escalante³, Silvia F. Hernández-Betancourt⁴, Livia S. León-Paniagua⁵ and María C. MacSwiney G.^{1*}

¹ Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana. Ex-hacienda Lucas Martín s/n, Colonia Periodistas, 91090. Xalapa, Veracruz, México. E-mail: nasuanarik@yahoo.com.mx (EPZQ), cmacswiney@uv.mx (MCMG).

² Laboratorio de Vertebrados Terrestres, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Km. 7.5 Carretera Tuxpan-Tampico, 92850. Tuxpan, Veracruz, México. E-mail: jmpech@gmail.com (JMPC).

³ Centro para la Gestión de la Sustentabilidad. Calle 78 No.578 entre 13-1 y 128, 97217. Mérida, Yucatán, México. E-mail: jeseara@prodigy.net.mx (JESE).

⁴ Departamento de Zoología, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma de Yucatán. Km 15.5 Carretera 97000, Mérida Xmatkuil. Mérida, Yucatán, México. E-mail: hbetanc@uady.mx (SFHB).

⁵ Museo de Zoología, Departamento de Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior s/n, Ciudad Universitaria, Copilco Coyoacán, 04510. Ciudad de México, México. E-mail: llp@ciencias.unam.mx (LSLP).

*Corresponding author

Studies conducted on small mammals, such as tropical rodents, have generated great interest since they can easily provide information concerning to their populations. The present article presents an analysis of the bibliography and sampling locations of small rodents of the Yucatán Peninsula in Mexico. In addition, the information contained within the literature is revised in order to identify the geographic and thematic coverage of the species records for the purpose of analyzing perspectives in the study of small rodents and in order to contribute to the efforts being made towards their protection and conservation. Publications of periodical journals, books and book chapters published between 1901 and 2015 were reviewed and analyzed. The literature covered research of the 15 small rodent species that are distributed on the Yucatán Peninsula. The studies were grouped into 10 themes, an accumulation curve was prepared by decade for each state of the Yucatan Peninsula and a map of distribution was generated detailing the locations of the records of each species. A total of 212 references were obtained, of which 162 corresponded to articles in periodical publications and 50 to books and book chapters. The most studied species were *Peromyscus yucatanicus*, *Heteromys gaumeri* and *Ototylomys phyllotis*; in contrast, those for which practically no information exists were *Tylomys nudicaudus*, *Reithrodontomys spectabilis* and *Heteromys desmarestianus*. The State of Yucatán has been the most explored and has the greatest number of sites and records of small rodents, followed by Quintana Roo and finally Campeche. The most commonly addressed themes were distribution, taxonomy, phylogeny, diseases and parasitism. Gaps in the information were detected for the majority of the species in the different themes such as feeding, reproduction, anatomy and morphology. For this reason, it is important to carry out studies in these themes in order to further the knowledge of the small rodents of the Yucatán Peninsula. These studies could provide information with the aim to propose changes to their conservation status in both Mexican and international legislation, or take appropriate decisions regarding protection of their specific habitats.

Los estudios realizados en pequeños mamíferos, como los roedores tropicales, han cobrado gran interés ya que proporcionan con cierta facilidad información acerca de sus poblaciones. En el presente artículo se realizó un análisis de la bibliografía publicada sobre los pequeños roedores de la Península de Yucatán, México. Asimismo, se realizó una revisión de la información contenida en la literatura para identificar la temática y cobertura geográfica de los registros de las especies, con el propósito de analizar las perspectivas en el estudio de pequeños roedores y contribuir a los esfuerzos encaminados a su protección y conservación. Se revisaron y analizaron publicaciones de revistas periódicas, libros y capítulos de libros realizados entre 1901 y 2015, sobre las investigaciones de las 15 especies de pequeños roedores que se distribuyen en la Península de Yucatán. Los trabajos se agruparon en 10 temas de investigación, se elaboró una curva de acumulación de especies por década para cada estado de la Península de Yucatán y se generó un mapa de distribución con las localidades de registro de cada especie. Se obtuvieron un total de 212 referencias, de las cuales 162 correspondieron a artículos en publicaciones periódicas y 50 a libros y capítulos de libros. Las especies más estudiadas

fueron *Peromyscus yucatanicus*, *Heteromys gaumeri* y *Otodylomys phyllotis*, en cambio, las que prácticamente carecieron de información fueron *Tylomys nudicaudus*, *Reithrodontomys spectabilis* y *Heteromys desmarestianus*. El estado de Yucatán ha sido el más explorado con el mayor número de localidades y registros de pequeños roedores, seguido de Quintana Roo y finalmente Campeche. Los temas más abordados fueron distribución, taxonomía, filogenia, enfermedades y parasitismo. Se detectaron vacíos de información para la mayoría de las especies en las diferentes temáticas, tales como alimentación, reproducción, anatomía y morfología, por lo que es importante realizar estudios en estos temas que amplíen el conocimiento de los pequeños roedores de la Península de Yucatán. Estas investigaciones podrían aportar información para proponer cambios sobre su estado de protección en las normas mexicanas e internacionales, o con respecto a la conservación de sus hábitats específicos.

Key words: Campeche; diversity; Mexico; Quintana Roo; Rodentia.

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

Introducción

La mastofauna mexicana comprende un grupo diverso de vertebrados, con 525 especies que representan el 11 % del total de los mamíferos a nivel mundial, como consecuencia principalmente de una compleja topografía y de la influencia que ejercen las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical ([Ceballos et al. 2005](#); [García-Marmolejo et al. 2008](#)). Esta riqueza de especies ha estimulado la formación de numerosos científicos dedicados al estudio de los mamíferos terrestres en México, generando información numerosa y variada ([Guevara-Chumacero et al. 2001](#); [Sosa-Escalante et al. 2013](#)). Como resultado, ha incrementado el número de especies registradas en el país que se debe no sólo a los nuevos descubrimientos, sino también al uso de nuevas técnicas de investigación que incluyen la genética y la ecología molecular ([Vázquez-Domínguez et al. 2009](#); [Ramírez-Pulido et al. 2014](#)). De la misma forma, el desarrollo tecnológico de dispositivos para muestreos y recolectas (e.g. trampas cámara, detectores ultrasónicos, radio transmisores con rastreo satelital; [O'Connell et al. 2011](#); [Díaz-Pulido y Payán 2012](#); [Boonman et al. 2013](#)), han ayudado a comprender de mejor manera los cambios en la nomenclatura y las relaciones taxonómicas, patrones de distribución y uso de hábitat de especies elusivas. A escala regional, el número de especies registradas para cada entidad federativa cambia de manera frecuente, ya sea por la publicación de nuevos registros, o por cambios taxonómicos o de nomenclatura, lo que demuestra la importancia de actualizar periódicamente las compilaciones en existencia ([Sosa-Escalante et al. 2013](#)).

Los estudios realizados en pequeños mamíferos como los roedores, han cobrado gran interés ya que proporcionan con cierta facilidad información acerca de sus poblaciones ([Fleming 1974](#); [Kelly y Caro 2003](#)). En México, el Orden Rodentia está representado por ocho familias, que incluyen 233 especies de las cuales 180 corresponden a los pequeños roedores ([Ramírez-Pulido et al. 2014](#)). Estos pequeños mamíferos resaltan como componentes clave en los procesos de sucesión y regeneración de las selvas tropicales, jugando un papel fundamental como agentes depredadores ([DeMattia et al. 2004](#)) y dispersores de semillas ([Chung y Corlett 2006](#); [Wells et al. 2009](#)), e incluso como polinizadores ([Kleizen et al. 2008](#)), consumidores de invertebrados ([Hernández-Betancourt et al. 2005](#)) y vertebrados pequeños ([Chung y Corlett 2006](#)), además de ser presas de otras especies ([Martínez-Vázquez et al. 2010](#)).

En la Península de Yucatán, provincia biogeográfica separada de las adyacentes por una flora y fauna particular en la que resaltan numerosas especies endémicas ([Morrone et al. 2002](#); [Vázquez-Domínguez y Arita 2010](#)), se distribuyen tres familias de pequeños roedores, Heteromyidae, Cricetidae y Muridae con un total de 15 especies, de las cuales ocho son endémicas de Mesoamérica (53.3 %) y una de México (6.6 %; [Hernández-Betancourt et al. 2010](#); [Sosa-Escalante et al. 2013](#)). En esta península se han desarrollado estudios que han incrementado el conocimiento de las

comunidades de pequeños roedores en diferentes puntos geográficos ([Hernández-Betancourt et al. 2010](#); [Guzmán-Soriano et al. 2013](#); [Sosa-Escalante et al. 2014](#); [Vargas et al. 2014](#)). El presente artículo realiza un análisis sobre la bibliografía publicada desde el año 1901 al 2015, sobre los pequeños roedores de los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo que conforman la Península de Yucatán en México. Asimismo, se presenta una revisión de la información contenida en la literatura para identificar la temática y cobertura geográfica de los registros de las especies, con el propósito de analizar las perspectivas en el estudio de pequeños roedores y contribuir a los esfuerzos encaminados a su protección y conservación.

Materiales y métodos

Selección y organización de la información. Se realizó una búsqueda documental mediante la consulta de literatura existente tanto en medios impresos como electrónicos, partiendo del estudio de Merriam (1901- primer trabajo que reporta alguna de las especies de pequeños roedores para la Península de Yucatán), hasta lo publicado en el mes de julio del año 2015 para los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo, en torno a las 15 especies de pequeños roedores que se distribuyen en la península. Se tomaron en cuenta aquellos estudios que incluyeran descripciones de nuevas especies, registros y revisiones sobre los pequeños roedores de la Península de Yucatán. Se revisaron exhaustivamente bases de datos de diversas bibliotecas electrónicas (SciELO, BioOne, Biodiversity Heritage Library, Catálogo-UNAM, Web of Science) para la recopilación y revisión detallada de los trabajos en revistas periódicas, de la serie Mammalian Species, libros y capítulos de libros. Se excluyeron resúmenes y memorias de congresos, simposios, reuniones, informes internos y tesis.

Toda la información recabada fue organizada en una base de datos conformada por los campos de autor, año, título, revista, país de origen (nacional o extranjero, que fue definido por el lugar de origen del primer autor), cita bibliográfica, localidad (incluyó combinaciones entre las entidades federativas analizadas y si los trabajos incluyeron localidades de los tres estados entonces se registró como para toda la península), tema principal, especie y observaciones. Para facilitar el manejo de la información, cada trabajo publicado fue etiquetado en un tema principal acorde a su contenido ([Guevara-Chumacero et al. 2001](#)). Adicionalmente, se elaboró una base de datos con la información sobre las localidades de muestreo de cada una de las especies de roedores recabada de las publicaciones de interés con los campos de: cita bibliográfica, año, familia, especie, estado, localidad, región, latitud, longitud y observaciones.

Análisis de la información. Por medio de representaciones gráficas se analizó y comparó la información organizada en las respectivas bases de datos. Se elaboró una curva de acumulación de especies por década para cada estado de la Península de Yucatán. Se elaboraron mapas de distribución de los pequeños roedores, a partir de los registros encontrados en las publicaciones recopiladas para los estados de Campeche, Quintana Roo y Yucatán, haciendo uso del programa ArcMap ver. 9.3. Con todos estos análisis en conjunto se pudieron contrastar los esfuerzos que han existido en la generación de publicaciones científicas por décadas, por estados, entre especies y entre temas de investigación.

Resultados

Análisis de la bibliografía y localidades de muestreo. Se registraron un total de 212 referencias con una o más especies de los pequeños roedores para los estados de la Península de Yucatán, de las cuales 162 (76.4 %) corresponden a trabajos en publicaciones periódicas y 50 (23.6 %) pertenecen a libros y capítulos de libros. El número de publicaciones exclusivas para el estado de Yucatán fue de 46 (21.7 %), seguido por Campeche con 35 (16.5 %), y Quintana Roo con el menor número, 23

(10.9 %). Simultáneamente 78 (36.8 %) referencias abarcaron localidades de los tres estados de la Península de Yucatán. Las publicaciones que incluyeron localidades tanto del estado de Yucatán como de Quintana Roo fueron 13 (6.1 %), para Campeche y Quintana Roo sumaron 9 (4.2 %) y en conjunto Campeche y Yucatán acumularon 8 (3.8 %) referencias. Del total de las publicaciones analizadas 123 (58 %) fueron escritas por autores extranjeros y 89 (42 %) por mexicanos. Para el periodo de 1901-1970 se publicó el 23 % del total de los artículos, mientras que entre 1971-2015 fue el 77 % del total de las publicaciones (Figura 1).

Diversidad de especies, publicaciones y registros por estado. De las 15 especies registradas para la península, 54 % son terrestres, 33 % semi-arborícolas y 13 % arborícolas (Tabla 1). Las especies con más publicaciones y registros fueron *Peromyscus yucatanicus*, *Ototylomys phyllotis* y *Heteromys gaumeri*. En cambio, *Tylomys nudicaudus*, *Reithrodontomys spectabilis* y *Heteromys desmarestianus* han sido las menos registradas y reportadas en publicaciones (Figura 2). En la década de 1950 se confirmó la presencia de dos especies de pequeños roedores para Yucatán, *H. desmarestianus* (Laurie 1953) y *T. nudicaudus* (Hatt 1953), que representan los últimos registros de pequeños roedores para el estado. A inicios de la década del 2000 se presentó el registro de *H. desmarestianus* en Campeche (Hernández-Huerta et al. 2000) y en Quintana Roo la última confirmación de una especie de pequeño roedor fue *Oligoryzomys fulvescens* en el año 2009 (Escobedo-Cabrera et al. 2009; Figura 3). Para la década de 1970 ya se tenían registradas a nivel península, las 15 especies de pequeños roedores conocidas hasta el momento.

Análisis de la cobertura geográfica y temas de investigación. Para el periodo de 1901-2015 se cuantificaron en la Península de Yucatán un total de 1,094 registros de pequeños roedores distribuidos en 173 localidades, de los cuales 504 registros (46.1 %) correspondieron a 70 localidades de Yucatán, 309 (28.2 %) a 62 localidades de Quintana Roo y 281 (25.7 %) a 41 localidades de Campeche. El número de especies registradas por localidad para cada estado fue

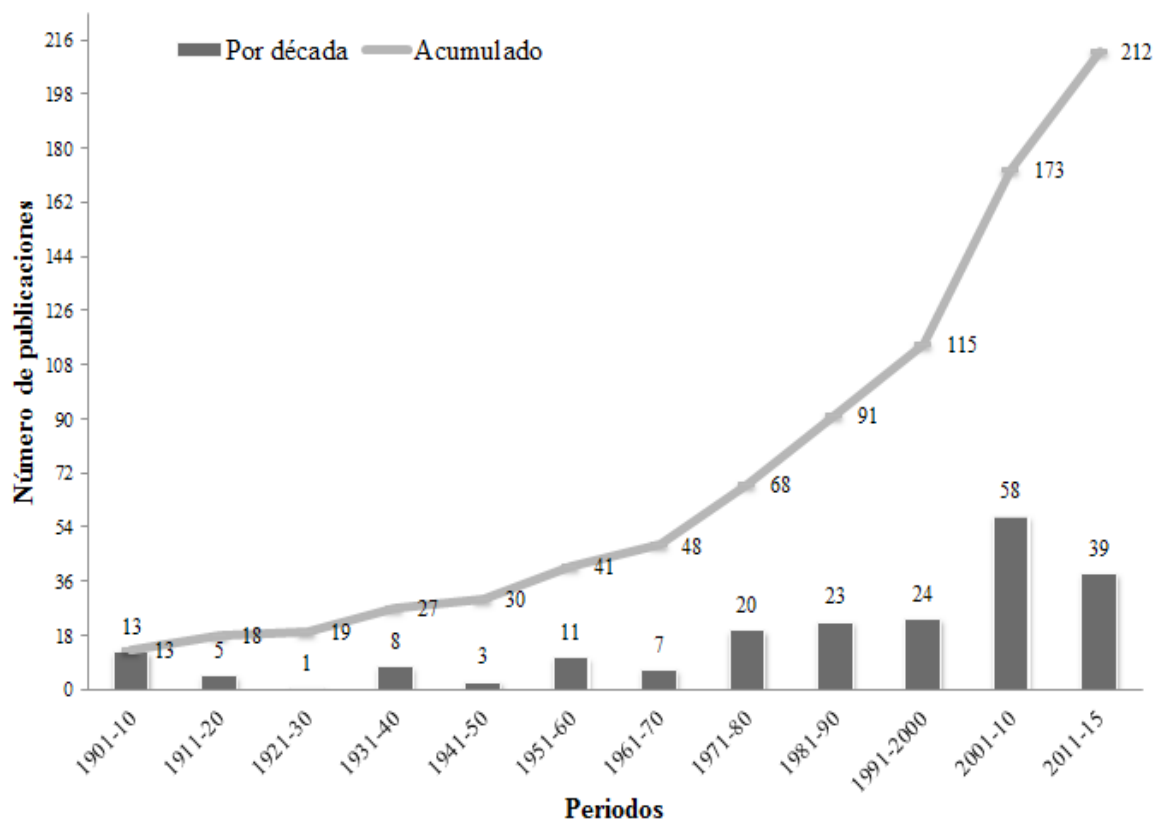


Figura 1. Número de publicaciones sobre los pequeños roedores de la Península de Yucatán por década entre los años 1901 - 2015.

distinto, Yucatán y Quintana Roo mostraron un mayor número de localidades con una a dos especies registradas, mientras que Yucatán presentó en su mayoría localidades con cuatro a seis o más especies registradas a lo largo de su territorio (Figura 4). La presencia y distribución de los pequeños roedores fue variada a lo largo de la provincia biogeográfica de la península (Figura 5), Yucatán y Quintana Roo son los estados que albergan 14 de las 15 especies registradas hasta el momento, mientras que Campeche presenta 13 especies en su territorio (Tabla 1).

Los temas más abordados en los estudios de pequeños roedores en la Península de Yucatán fueron los de distribución, enfermedades, parasitismo, taxonomía y filogenia con más de 600 trabajos en conjunto, en tanto que los menos estudiados han sido los de anatomía y morfología, reproducción y alimentación (Tablas 1, 2). Las especies *H. gaumeri*, *O. phyllotis*, *Peromyscus leucopus*, *P. yucatanicus* y *Sigmodon toltecus* contaron con al menos una publicación para la mayoría de los temas, mientras que las especies *H. desmarestianus*, *R. spectabilis* y *T. nudicaudus* han sido de las menos estudiadas.

En el estado de Yucatán se ha desarrollado la única investigación reportada hasta el momento en referencia a alimentación (Tabla 2), realizada en la especie *H. gaumeri*. Para el tema de anatomía y morfología, los tres estados de la Península de Yucatán han reportado estudios para las especies *H. gaumeri*, *Handleyomys rostratus*, *P. leucopus*, *P. yucatanicus*, *Reithrodontomys gracilis* y *S. toltecus*. Las tres entidades contaron con trabajos sobre reproducción, correspondientes a las especies *Otonyctomys hattii*, *O. phyllotis*, *P. leucopus* y *P. yucatanicus* (Tabla 2).

Tabla 1. Número de publicaciones por tema principal para cada especie de pequeños roedores durante el periodo 1901 - 2015 en la Península de Yucatán. Las especies registradas con PY se encuentran en los tres estados. El arreglo taxonómico es de acuerdo a Carleton y Musser (2005) y Weksler (2006).

Especie	En	A	AM	C	Cn	D	E	EP	M	R	TF	TOTAL
Familia Heteromyidae												
¹ <i>Heteromys desmarestianus</i>	PY				3	18		3			4	28
¹ <i>Heteromys gaumeri</i>	PY	1	1	3	5	39	10	19	4		17	99
Familia Cricetidae												
² <i>Peromyscus leucopus</i>	PY		3	4	3	32	2	7	2	1	15	69
² <i>Peromyscus yucatanicus</i>	PY		3	5	4	43	7	24	3	3	15	107
² <i>Reithrodontomys gracilis</i>	PY		1	2	2	34	5	5			16	65
² <i>Reithrodontomys spectabilis</i>	QR			1	1	12	2				9	25
¹ <i>Handleyomys rostratus</i>	PY		1	4	1	23	1	10	1		6	47
¹ <i>Oligoryzomys fulvescens</i>	PY			2	2	23		2	1		3	33
¹ <i>Oryzomys couesi</i>	PY			4	2	34	2	5	3		13	63
¹ <i>Sigmodon toltecus</i>	PY		1	4	2	27	3	18	4		8	67
³ <i>Otonyctomys hattii</i>	PY			1		31		1	1	1	5	40
² <i>Ototylomys phyllotis</i>	PY			4	3	37	5	18	5	3	16	91
³ <i>Tylomys nudicaudus</i>	Y					10		1	1			12
Familia Muridae												
¹ <i>Mus musculus</i>	PY				1	12	5	8	1		3	30
¹ <i>Rattus rattus</i>	PY			1	1	13	1	13	1		2	32
TOTAL		1	10	35	30	388	43	134	27	8	132	808

Entidad (En), Yucatán (Y), Quintana Roo (QR), Península de Yucatán (PY), Alimentación (A), Anatomía y Morfología (AM), Colecciones (C), Conservación (Cn), Distribución (D), Ecología (E), Enfermedades y Parasitismo (EP), Misceláneos (M), Reproducción (R), Taxonomía y Filogenia (TF), terrestre (¹), semi-arbóricola (²), arbóricola (³).

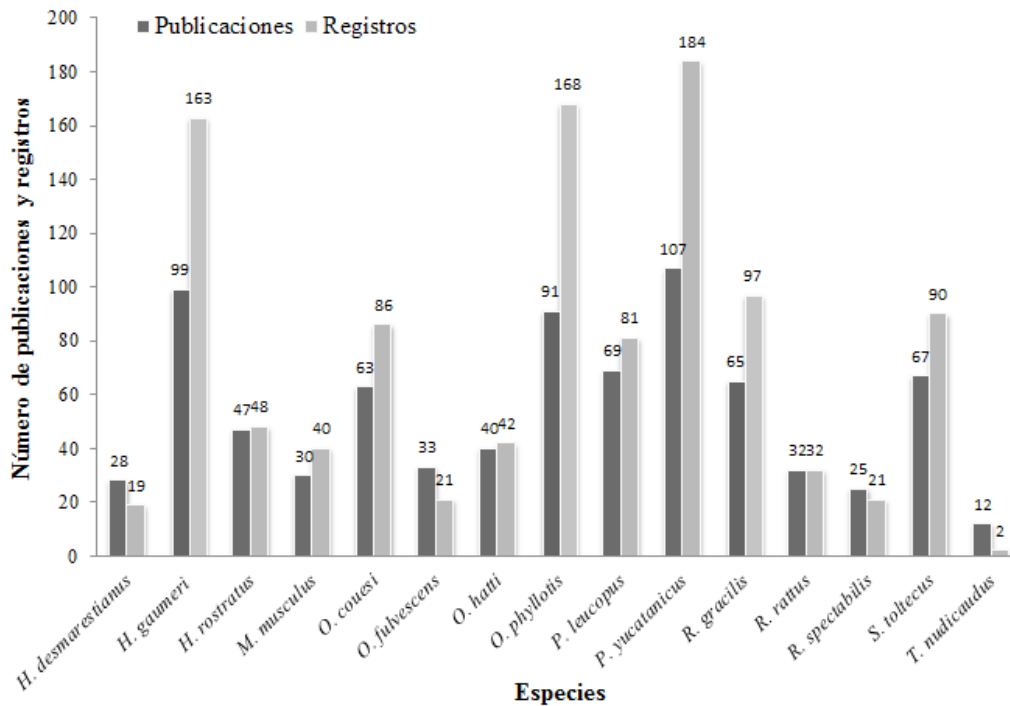


Figura 2. Número de publicaciones y registros por especie en la Península de Yucatán durante el periodo 1901 - 2015.

Discusión

El estudio de los mamíferos terrestres, así como el de los pequeños roedores en la Península de Yucatán han adquirido un auge notable en México en las últimas décadas. En un principio existió una intensa participación de investigadores extranjeros, pero con el paso del tiempo el número de mastozoólogos mexicanos creció de manera considerable, como un esfuerzo renovado por conocer y estudiar la riqueza biológica en la Península de Yucatán. Este mismo patrón ha sido reportado en otras investigaciones sobre mamíferos de México ([Guevara-Chumacero et al. 2001](#); [Sánchez-Cordero y Medellín 2005](#); [Lorenzo et al. 2006](#)) y de manera particular para la Península de Yucatán ([Sosa-Escalante et al. 2013, 2014](#); [Vargas et al. 2014](#)).

En la Península de Yucatán se distribuyen el 8 % de los roedores mexicanos ([Ramírez-Pulido et al. 2014](#)), de los cuales 11 especies pertenecen a la familia Cricetidae ([Sosa-Escalante et al. 2013](#)), dos a la familia Heteromyidae y dos especies no nativas a la familia Muridae ([Guzmán-Soriano et al. 2013](#); [Sosa-Escalante et al. 2014](#)). Esta riqueza regional de especies es resultado posiblemente de las barreras que surgieron de los procesos volcánicos ocurridos en la región norte de Chiapas, que pudieron influir en la migración de estos mamíferos hacia la Península de Yucatán ([Espinoza et al. 2006](#)). Conjuntamente, se deben considerar también los cambios climáticos graduales que se presentaron durante el Pleistoceno y que se sabe, contribuyeron a la especiación de los roedores en la región sur de México ([Espinoza et al. 2006](#)).

La Península de Yucatán se encuentra por debajo de los 200 metros de altitud ([Morrone et al. 2002](#)), con características particulares de tipo de suelo (cárstico) y de flora ([Espinoza et al. 2006](#)), producto de su historia geológica y evolutiva que difiere de la del resto del país ([Escalante et al. 2007](#); [García-Marmolejo et al. 2008](#); [Vázquez-Domínguez y Arita 2010](#)). Como consecuencia, se pueden hallar en su

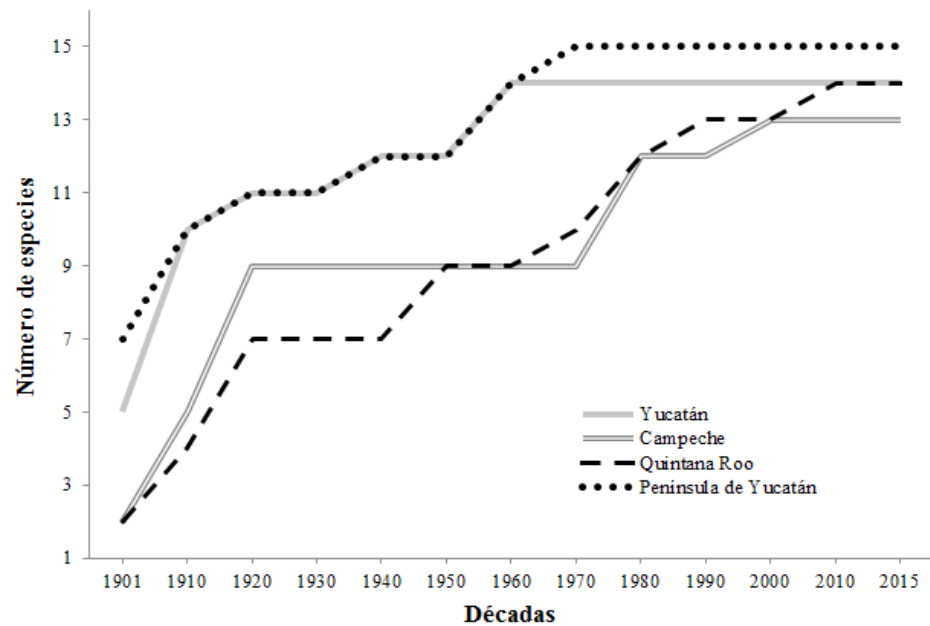


Figura 3. Curva de acumulación de especies de pequeños roedores por década registradas para cada estado de la Península de Yucatán.

territorio especies de pequeños roedores que se distribuyen tanto en la región Neártica como Neotropical y otras endémicas, a pesar de ser considerada como una zona menos diversa que otras regiones del centro y occidente de México (Arita 1997; Vázquez-Domínguez y Arita 2010). Las especies *P. leucopus*, *S. toltecus* y *Oryzomys couesi* son especies que se distribuyen tanto en la región Neártica como Neotropical, mientras que los roedores *O. hatti*, *P. yucatanicus* y *H. gaumeri* son exclusivos de la provincia biogeográfica de la Península de Yucatán (IUCN 2015). La única especie endémica para México es *R. spectabilis* que se distribuye en la Isla de Cozumel (Knox 1982), el resto de las especies son de distribución Neotropical, con excepción de las introducidas (*Rattus rattus* y *Mus musculus*; IUCN 2015).

Cobertura geográfica y temática del estudio de las especies de pequeños roedores. La distribución de los registros por especie mostró un sesgo hacia lugares carismáticos o de importancia arqueológica (i. e. Chichen Itzá, Loltún, Uxmal), así como aquellos sitios de fácil acceso (Sánchez-Cordero y Medellín 2005; Sosa-Escalante et al. 2013), por lo que existen zonas bien definidas en las cuales el registro de pequeños roedores es aún insuficiente. En el estado de Campeche, la franja costera oeste, la parte norte, centro y a lo largo de toda su inmediación fronteriza son zonas con escasa información y con pocas especies de pequeños roedores reportadas. El estado de Quintana Roo, particularmente en la zona central y sus límites territoriales con Campeche, prácticamente no se ha explorado, y a pesar que diversos sitios de la franja costera de Quintana Roo han sido estudiados, aún continúan siendo escasos los registros de especies de roedores. El estado de Yucatán ha sido aparentemente el más explorado; sin embargo, algunos sitios de la franja costera e inmediaciones fronterizas con Campeche y Quintana Roo no han sido estudiados. Esto concuerda con lo encontrado por Sosa-Escalante et al. (2013) en su estudio sobre los mamíferos terrestres de la Península de Yucatán.

De forma general, a lo largo de toda la Península de Yucatán se pueden encontrar las 15 especies de pequeños roedores registradas para la provincia, pero cabe mencionar que algunas de éstas se encuentran muy bien representadas en ciertos

estados. Por ejemplo, las especies *R. gracilis*, *O. couesi*, *P. leucopus*, *P. yucatanicus*, *H. gaumeri* y *O. phyllotis* son las que presentaron mayores registros en Campeche y Yucatán. En contraste, *O. hatti*, *H. desmarestianus* y *O. fulvescens* tuvieron bajo número de registros.

Si bien se han llevado a cabo numerosos trabajos en toda la Península de Yucatán, en referencia a los listados de distribución de las 15 especies de pequeños roedores, aún son pocos los estudios poblacionales realizados a mediano y largo plazo. Entre éstos destacan la investigación de [Hernández-Betancourt et al. \(2008b\)](#) sobre la dinámica poblacional de la rata arborícola *O. phyllotis* y el de [Cimé-Pool et al. \(2002\)](#), en el que analizaron el área de actividad de *H. gaumeri*, ambos estudios efectuados en una selva mediana subcaducifolia del sur de Yucatán. Asimismo destaca el trabajo de [Escobedo-Cabrera et al. \(2009\)](#) realizado desde 1996 hasta el 2005, en el que enlistan los registros de las especies de mamíferos terrestres recabados en áreas fronterizas de los ambientes aledaños al Santuario del Manatí, la ribera del río Hondo y sus áreas de influencia para el estado de Quintana Roo. En este trabajo se reportan las capturas de *H. rostratus*, *O. couesi*, *O. phyllotis*, *P. yucatanicus*, *S. toltecus* y *H. gaumeri*, que serían los registros más sureños para estas especies, sin representación en los mapas aquí presentados, ya que en la publicación no se especifica la localidad exacta de cada registro. Lo anterior resalta la importancia de efectuar una descripción de la ubicación geográfica cuando se realizan investigaciones en áreas de grandes extensiones, sobre todo en aquellas especies cuya distribución se encuentra restringida o poco conocida para la Península de Yucatán.

Los roedores de hábitos arborícolas han sido poco estudiados, ya que la mayoría de los trabajos sobre pequeños roedores se han desarrollado colocando las trampas a nivel de piso, lo que restringe el muestreo de aquellas especies que suelen usar el estrato arbóreo. Este sesgo en el muestreo puede limitar la obtención de nuevos registros para ciertas especies, que exista poca información sobre la biología de algunos roedores y tener representaciones erróneas acerca de sus densidades poblacionales ([Malcolm 1991](#)); [Vieira 1998](#)). Un caso particular es la especie arborícola *T. nudicaudus* que ha sido registrada para la Península de Yucatán únicamente por medio de registros fósiles ([Hatt 1953](#)). No obstante, algunos autores reconocen actualmente la posible distribución de *T. nudicaudus* al interior de la península ([Lorenzo et al. 2008](#);

Tabla 2. Número de publicaciones por tema principal para los estados de la Península de Yucatán durante el periodo 1901 - 2015.

Tema principal	C	Y	Q	PY	CY	CQ	YQ	TOTAL
Alimentación		1						1
Anatomía y Morfología		1		2	3	4		10
Colecciones		6		27		2		35
Conservación	7	7	12	4				30
Distribución	35	62	25	236	2		28	388
Ecología	3	28	3	7		2		43
Enfermedades y Parasitismo	36	46	1	47	2		2	134
Misceláneos		22					5	27
Reproducción	5				2		1	8
Taxonomía y Filogenia	10	16	16	61	3	11	15	132
TOTAL	96	189	57	384	12	19	51	808

Campeche (C), Yucatán (Y), Quintana Roo (Q), Península de Yucatán (PY), Campeche-Yucatán (CY), Campeche-Quintana Roo (CQ), Yucatán-Quintana Roo (YQ).

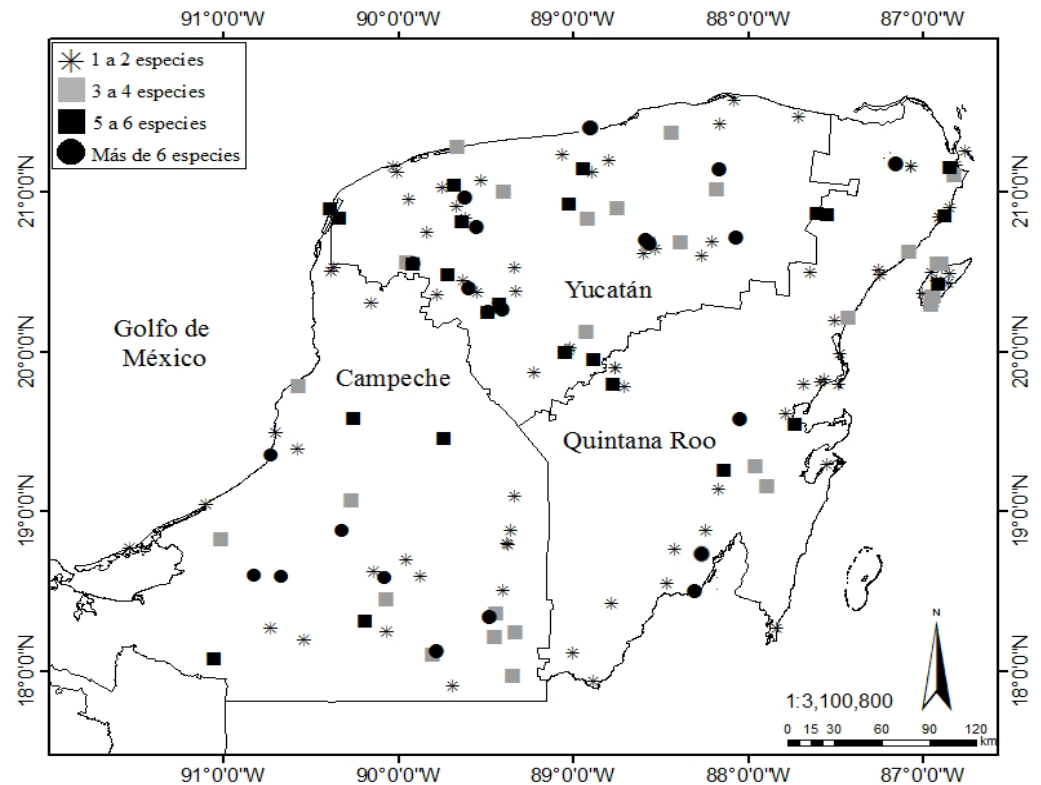


Figura 4. Ubicación geográfica y número de especies registradas por localidad para la Península de Yucatán durante el periodo 1901-2015.

[Sosa-Escalante et al. 2014](#)), y su interacción ecológica potencial con otras especies de pequeños roedores que son reservorios de enfermedades, como leishmaniasis ([González-Salazar y Stephens 2012](#)).

Otra especie reportada para la Península de Yucatán es el ratón vespertino yucateco *O. hatti*, cuyos hábitos son también principalmente arborícolas ([Hernández-Betancourt et al. 2010](#)) y el conocimiento de su biología y ecología han sido muy escasos. En una revisión sobre este roedor, se cuantificaron únicamente 18 especímenes depositados en colecciones científicas y capturados hasta el 2010 provenientes de diferentes localidades de la península, Guatemala y Belice ([MacSwiney et al. 2009](#); [Panti-May et al. 2015a](#)). Ha sido de las pocas especies peninsulares en las que se ha efectuado una investigación descriptiva con respecto a su reproducción en cautiverio ([Panti-May et al. 2015a](#)). Esto resalta la escasez de trabajos realizados para los pequeños roedores de hábitos arborícolas y semi-arborícolas ([Woodman et al. 1995](#)) que se distribuyen en la Península de Yucatán, donde las investigaciones se han enfocado a los inventarios.

La producción científica abordó principalmente la temática de distribución y ecología y en menor número la aplicación de metodologías y enfoques modernos como la taxonomía y filogenia, enfermedades y parasitismo. Sin embargo, las temáticas de alimentación, reproducción, anatomía y morfología, han sido abordadas con pocos trabajos o están ausentes en alguno de los tres estados de la península. Las especies que han sido más estudiadas en la mayoría de los temas fueron *P. yucatanicus*, *H. gaumeri* y *O. phyllotis*, lo que puede ser resultado de su elevada abundancia donde han sido registradas, lo que ha permitido un mayor éxito en investigaciones a largo plazo sobre su biología reproductiva y aspectos ecológicos ([Hernández-Betancourt et al. 2003](#); [Hernández-Betancourt et al. 2005](#); [Hernández-Betancourt et al. 2008a; b](#)). Por ejemplo, el único estudio que reporta el posible consumo de caracoles por la especie

H. gaumeri, resultó de una investigación sobre la ecología de este roedor ([Hernández-Betancourt et al. 2005](#)), mismo que se incluyó dentro del tema de alimentación (dieta), por la relevancia de sus observaciones.

Otras especies han sido objeto de estudios sobre enfermedades transmisibles al ser humano, como por ejemplo *P. yucatanicus*, que se le ha considerado una de las principales especies reservorio de *Leishmania* sp. en la Península de Yucatán ([Loría-Cervera et al. 2013](#)). En investigaciones experimentales para comprender la ecología de la *Leishmania*, este mismo roedor ha sido usado como modelo con la finalidad de generar información sobre los ciclos de transmisión y para contribuir al control y erradicación de esta enfermedad, que afecta a seres humanos y animales domésticos ([Sosa-Bibiano et al. 2012](#); [Loría-Cervera y Andrade-Narváez 2014](#)). Otros autores han revisado el papel de varias especies de pequeños roedores de la península como reservorios y transmisores de diversas enfermedades como hantavirus, rickettsiosis, ehrlichiosis, leishmaniasis y Chagas ([Reyes-Novelo et al. 2011](#)). En especies introducidas como *M. musculus* y *R. rattus*, los estudios relacionados a temas de distribución, enfermedades y parasitismo han cobrado importancia ya que son roedores con estrecha asociación con las actividades humanas, que interactúan con especies locales y son transmisoras de diversas enfermedades en la región ([Vado-Solís et al. 2002](#); [Panti-May et al. 2012](#); [Torres-Castro et al. 2014](#); [Panti-May et al. 2015b](#)). Sin embargo, se requiere un mayor número de estudios sobre esta temática, particularmente en el estado de Quintana Roo, donde hasta ahora el número de trabajos ha sido muy bajo.

Estado de conservación de los pequeños roedores en la Península de Yucatán. Los ecosistemas que componen la Península de Yucatán han sido constantemente perturbados por la acción humana durante varios miles de años ([Turner y Butzer 1992](#)). Como resultado, la vegetación actual es un mosaico de sucesión de selvas, por efecto de al menos 3,000 años de manipulación humana, incluyendo la agricultura, la explotación forestal, la urbanización y disturbios naturales como los incendios y huracanes ([Schultz 2003](#)). En parte, es posible que lo anterior haya propiciado que varias especies estén catalogadas en alguna categoría de riesgo. Éste es el caso para *O. couesi*, cuya subespecie *O. couesi cozumelae* está catalogada como amenazada, situación similar a lo que ocurre con *P. leucopus cozumelae* y *R. gracilis insularis* ([SEMARNAT 2010](#)). El ratón vespertino *O. hattii* también está considerado como amenazado ante la pérdida de su hábitat ([Sosa-Escalante et al. 2013](#)) y *R. spectabilis* como un especie amenazada ([SEMARNAT 2010](#)) y por la IUCN como en peligro crítico ([IUCN 2015](#)). Es relevante mencionar que estas especies y subespecies, aún no cuentan con estudios que permitan conocer el estado actual de sus poblaciones silvestres.

Actualmente también existe un serio problema con las especies que han sido introducidas, particularmente en la Isla Cozumel, entre las que se encuentran roedores exóticos, gatos y perros ferales, además de la liberación de boas (*Boa constrictor*) en 1971, que en conjunto están impactando negativamente a los vertebrados de la isla ([Martínez-Morales y Cuarón 1999](#); [Harper y Bunbury 2015](#)). Esto aumenta el riesgo de peligro para las especies amenazadas en la zona como los roedores *O. couesi cozumelae* ([Vega et al. 2007](#)), *R. spectabilis* y *P. leucopus cozumelae* cuyas poblaciones hoy día son desconocidas en términos de sus hábitos alimenticios, anatomía, morfología y aspectos reproductivos para la península.

El hecho de que algunos de los pequeños roedores de la Península de Yucatán estén bajo alguna categoría de riesgo, debiera motivar la generación de conocimiento

con el fin de proponer estrategias efectivas para su conservación. Cabe enfatizar que tanto la biología de las especies como su comportamiento, influyen en su captura y en el número reducido de registros. Si bien es posible que algunas especies de pequeños roedores como *R. spectabilis*, *H. desmarestianus*, *P. leucopus*, *O. hatti* y *T. nudicaudus* se encuentren a lo largo del territorio peninsular (muchos han sido reportados por avistamientos ocasionales), hasta ahora han existido dificultades para estudiar estas especies (e. g. baja densidad poblacional, limitaciones en el muestreo).

Perspectivas en el estudio de los pequeños roedores en la Península de Yucatán. A través de la información acumulada se reconoce a los pequeños roedores como un grupo que se distingue por las funciones imprescindibles en los ecosistemas y por el grado de riesgo de extinción de algunas especies (Ceballos 2005). Además, numerosas especies han sido consideradas indicadores ecológicos (Cimé-Pool et al. 2007; Cimé-Pool et al. 2010; Whitehead et al. 2014), lo que enfatiza la necesidad de continuar realizando estudios sobre su dinámica poblacional, ya que de esta manera se aportaría información, por ejemplo, sobre las modificaciones del hábitat en la península.

A pesar de la información incluida en las 212 publicaciones sobre los pequeños roedores en la Península de Yucatán, continúa un desconocimiento sobre aspectos básicos de biología de las especies de la región, ya que la mayoría de estudios han

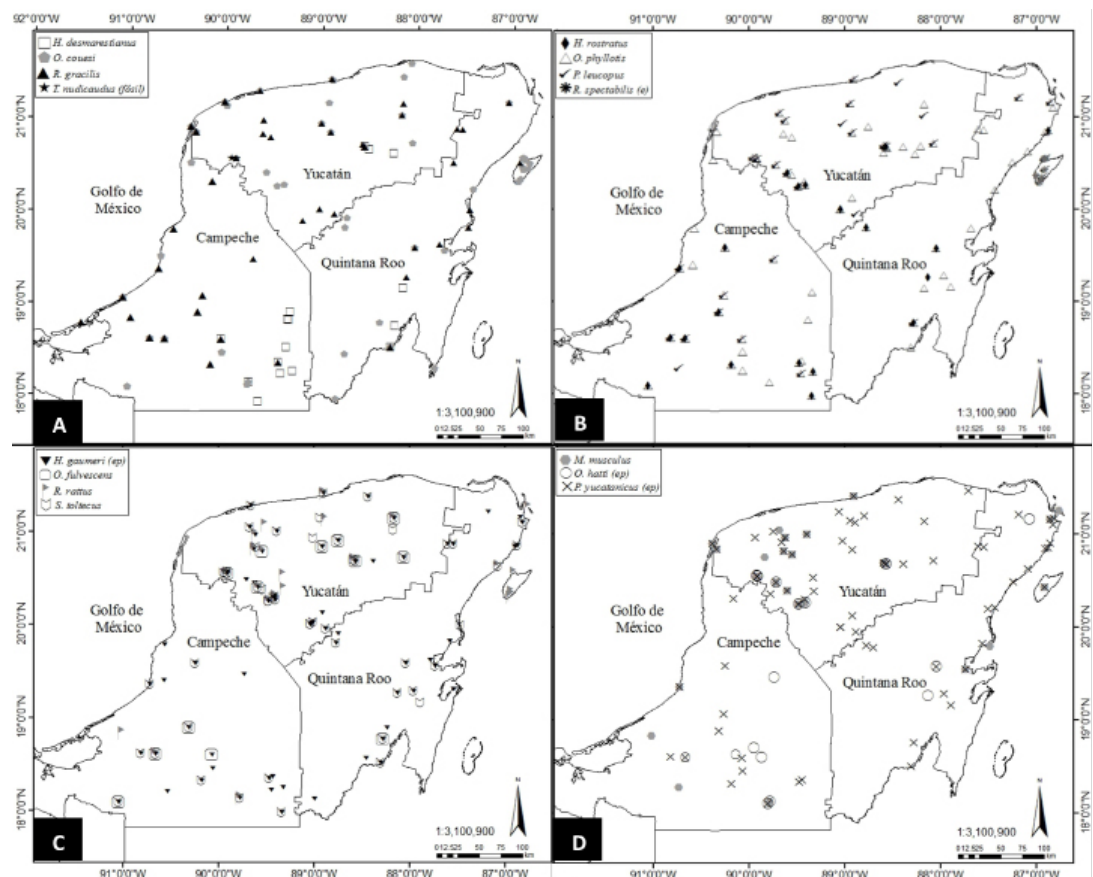


Figura 5. Ubicación geográfica de las 15 especies de pequeños roedores registrados en la Península de Yucatán durante el periodo 1901-2015. Mapa A: *Heteromys desmarestianus*, *Oryzomys couesi*, *Reithrodontomys gracilis* y *Tylomys nudicaudus*. Mapa B: *Handleyomys rostratus*, *Ototylomys phyllotis*, *Peromyscus leucopus* y *Reithrodontomys spectabilis*. Mapa C: *Heteromys gausmeri*, *Oligoryzomys fulvescens*, *Rattus rattus* y *Sigmodon toltecus*. Mapa D: *Mus musculus*, *Otonyctomys hatti* y *Peromyscus yucatanicus*. e = endémica de México, ep = endémica de la Península de Yucatán.

sido realizados de forma esporádica y son principalmente inventarios. Es prioritario que se realice investigación con muestreos sistemáticos y a largo plazo y que aborden temáticas de ecología poblacional, alimentación, reproducción, anatomía, morfología y conservación. También es prioritario que se realicen investigaciones en aquellas zonas que se han identificado con vacíos de información. Sólo con datos generados de estas investigaciones se podrán hacer recomendaciones fundamentadas para determinar el estado de prioridad de conservación de las especies de roedores en las normas mexicanas (*i. e.* NOM-059-SEMARNAT-2010) e internacionales (*i. e.* Lista Roja de Especies Amenazadas IUCN), o con respecto a la conservación de sus hábitats específicos (*e. g.* *R. spectabilis*, *P. leucopus cozumelae* y *O. couesi cozumelae* restringidas a la Isla Cozumel, *R. gracilis insularis* endémica de Isla del Carmen, *O. hattii*, *H. gaumeri* y *P. yucatanicus* endémicas de la Península de Yucatán), y a su vez, incrementar el conocimiento de los mamíferos de esta provincia biogeográfica.

Agradecimientos

El primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo de la beca 297705 otorgada para realizar estudios de doctorado. Asimismo, agradecemos a C. Alavez por su apoyo en la búsqueda de coordenadas geográficas, que requirieron algunas de localidades de la base de datos empleada para este trabajo. Agradecemos los comentarios de los tres revisores anónimos que permitieron mejorar la calidad de este manuscrito.

Literatura citada

- ARITA, H. T.** 1997. Species composition and morphological structure of the bar fauna of Yucatan, Mexico. *Journal of Animal Ecology* 66:83-97.
- BOONMAN, A., Y. BAR-ON, N. CVIKEL, Y Y. YOVEL.** 2013. It's not black or white- on the range of vision and echolocation in echolocating bats. *Frontiers in Physiology* 4:1-12.
- CARLETON, M. D., Y G. G. MUSSER.** 2005. Orden Rodentia. Pp. 745-752 en *Mammal Species of the World. A taxonomic and geographic reference.* Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE. UU.
- CEBALLOS, G.** 2005. Los mamíferos de México. Pp. 530-821 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.
- CEBALLOS, G., J. ARROYO-CABRALES, R. A. MEDELLÍN, L. MEDRANO Y G. OLIVA.** 2005. Diversidad y conservación de los mamíferos de México. Pp. 21-66 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.
- CIMÉ-POOL, J. A, S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, Y S. MEDINA.** 2002. Área de actividad de *Heteromys gaumeri* en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán. *Revista Mexicana de Mastozoología* 6:5-18.
- CIMÉ-POOL, J. A, S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, Y J. B. CHABLÉ-SANTOS.** 2007. Comunidad de pequeños roedores en dos agroecosistemas de Yucatán, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 11:57-68.
- CIMÉ-POOL, J. A., S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, R. C. BARRIENTOS, Y A. A. CASTRO-LUNA.** 2010. Diversidad de pequeños roedores en una selva baja caducifolia espinosa del noreste de Yucatán, México. *Therya* 1:23-40.

- CHUNG, K. P. S., Y R. T. CORLETT.** 2006. Rodent diversity in a highly degraded tropical landscape: Hong Kong, South China. *Biodiversity and Conservation* 15:4521-4532.
- DEMATTIA, E. A., L. M. CURRAN, Y B. J. RATHCKE.** 2004. Effects of small rodents and large mammals on Neotropical seeds. *Ecology* 85:2161-2170.
- 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.
- ESCOBEDO-CABRERA, E., M. CHAMBLÉ-JIMÉNEZ, Y C. POOL-VALDEZ.** 2009. Mamíferos terrestres. Pp. 174-183 en *El sistema ecológico de la habia de Chetumal/Corozal: costa occidente del Mar Caribe* (Espinoza-Ávalos, J., G. A. Islebe, y H. A. Hernández, eds.). El Colegio de la Frontera Sur. Chetumal, México.
- ESCALANTE, T., V. SÁNCHEZ-CORDERO, J. J. MORRONE Y M. LINAJE.** 2007. Areas of endemism of mexican terrestrial mammals: a case study using species'ecological niche modeling, parsimony analysis of endemicity and goloboff fit. *Interciencia* 32:151-159.
- ESPINOZA, D., I. SÁNCHEZ, M. GARCÍA, Y C. LORENZO.** 2006. Análisis de la distribución de roedores de la familia Muridae en el sur de México. Pp. 47-54 en *Genética y mamíferos mexicanos: presente y futuro* (Vázquez-Domínguez, E., y D. J. Hafner, eds.). New Mexico Museum of Natural History and Science Bulletin 32. Albuquerque, EE. UU.
- FLEMING, T. H.** 1974. The population ecology of two species of Costa Rica heteromyid rodents. *Ecology* 55:493-510.
- GARCÍA-MARMOLEJO, G., T. ESCALANTE, Y J. J. MORRONE.** 2008. Establecimiento de prioridades para la conservación de mamíferos terrestres neotropicales de México. *Mastozoología Neotropical* 15:41-65.
- GONZÁLEZ-SALAZAR, C., Y C. R. STEPHENS.** 2012. Constructing ecological networks: a tool to infer risk of transmission and dispersal of Leishmaniasis. *Zoonoses and Public Health* 59:179-193.
- GUEVARA-CHUMACERO, L. M., R. LÓPEZ-WILCHIS, Y V. SÁNCHEZ-CORDERO.** 2001. 105 años de investigación mastozoológica en México (1890-1995): una revisión de sus enfoques y tendencias. *Acta Zoológica Mexicana* 83:35-72.
- GUZMÁN-SORIANO, D., O. G. RETANA, Y J. D. CÚ-VIZCARRA.** 2013. Lista de los mamíferos terrestres del estado de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana* 29:105-128.
- HARPER, G. A., Y N. BUNBURY.** 2015. Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation* 3:607-627.
- HATT, R. T.** 1953. The mammals. Pp. 45-77 en *Faunal and archeological researches in Yucatan caves* (Hatt, R. T., H. I. Fisher, D. A. Langerbartel, y G. W. Brainerd, eds.). Cranbrook Institute of Science Bulletin 33. Bloomfield Hills, EE. UU.
- HERNÁNDEZ-HUERTA, A., V. J. SOSA, J. M. ARANDA, Y J. BELLO.** 2000. Records of small mammals in the Calakmul Biosphere Reserve, Yucatán Peninsula. *The Southwestern Naturalist* 45:340-344.
- HERNÁNDEZ-BETANCOURT, S. F., R. LÓPEZ-WILCHIS, J. A. CIMÉ-POOL, Y S. MEDINA.** 2003. Área de actividad, movimiento y organización social de *Heteromys gaumeri* Allen y Chapman, 1897 (Rodentia: Heteromyidae) en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán, México. *Acta Zoológica Mexicana* 90:77-91.
- HERNÁNDEZ-BETANCOURT, S. F., J. G. GÓMEZ, J. A. CIMÉ-POOL, S. MEDINA, Y C. M. EUÁN-CANUL.** 2005. First report of use of land snails for *Heteromys gaumeri* (Rodentia:Heteromyidae) in a subdeciduous forest in Yucatán, México. *Acta Zoológica Mexicana* 21:155-156.
- HERNÁNDEZ-BETANCOURT, S. F., J. A. CIMÉ-POOL, Y S. MEDINA.** 2008a. Ecología poblacional de *Heteromys gaumeri* en la selva del sur de Yucatán, México. Pp. 427-448 en *Avances en*

el estudio de los mamíferos de México Volumen II (Lorenzo, C., E. Espinoza, y J. Ortega, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología A. C., El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.

- HERNÁNDEZ-BETANCOURT, S. F., J. A. CIMÉ-POOL, S. MEDINA, Y M. L. GONZÁLEZ-VILLANUEVA.** 2008b. Fluctuación poblacional de *Ototylomys phyllotis* Merriam, 1901 (Rodentia: Muridae) en una selva mediana subcaducifolia del sur de Yucatán, México. *Acta Zoológica Mexicana* 24:161-177.
- HERNÁNDEZ-BETANCOURT, S. F., C. SÉLEM, J. A. CIMÉ-POOL, Y J. CHABLÉ.** 2010. Diversidad de pequeños roedores de la Península de Yucatán. *Bioagrocencias* 3:28-31.
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE).** 2015. The IUCN Red List of Threatened Species 2015-3.
- KELLY, M. J., Y T. CARO.** 2003. Low density of small mammal community at Las Cuevas, Belice. *Mammalian Biology* 68:372-386.
- KLEIZEN, C., J. MIDGLEY, Y S. D. JOHNSON.** 2008. Pollination systems of *Colchicum* (Colchicaceae) in Southern Africa: evidence for rodent pollination. *Annals of Botany* 102:747-755.
- KNOX, J.** 1982. *Reithrodontomys spectabilis*. *Mammalian Species* 193:1.
- LAURIE, E. M. O.** 1953. Rodents from British Honduras, Mexico, Trinidad, Haiti and Jamaica collected by Mr. I. T. Sanderson. *Annals and Magazine of Natural History, Series 12*, 6:382-394.
- LORENZO, C., E. ESPINOZA, M. Á. BRIONES, Y F. A. CERVANTES (EDS.).** 2006. Colecciones mastozoológicas de México. Instituto de Biología-UNAM y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- LORENZO, C., E. E. ESPINOZA, E. J. NARANJO, Y J. BOLAÑOS.** 2008. Mamíferos terrestres de la frontera sur de México. Pp.147-164 en *Avances en el estudio de los mamíferos de México. Publicaciones especiales Vol. II* (Lorenzo, C., E. Espinoza, y J. Ortega, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- LORÍA-CERVERA, E. N., E. SOSA-BIBIANO, L. E. VILLANUEVA-LIZAMA, N. R. VAN, S. B. CANTO-LARA, J. L. BATÚN-CUTZ, Y F. J. ANDRADE-NARVÁEZ.** 2013. Nitric oxide production by *Peromyscus yucatanicus* (Rodentia) infected with *Leishmania (Leishmania) mexicana*. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 108:172-177.
- LORÍA-CERVERA, E. N., Y F. J. ANDRADE-NARVÁEZ.** 2014. Animal models for the study of leishmaniasis immunology. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo* 56:1-11.
- MACSWINEY, M. C., S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, Y R. ÁVILA-FLORES.** 2009. *Otonyctomys hatti* (Rodentia: Cricetidae). *Mammalian Species* 825:1-5.
- MALCOLM, J. R.** 1991. Comparative abundances of Neotropical small mammals by trap height. *Journal of Mammalogy* 72:188-192.
- MARTÍNEZ-MORALES, M. A., Y A. D. CUARÓN.** 1999. *Boa constrictor*, an introduced predator threatening the endemic fauna on Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 8:957-963.
- MARTÍNEZ-VÁZQUEZ, J., R. M. GONZÁLEZ-MONROY, Y D. DÍAZ-DÍAZ.** 2010. Hábitos alimenticios del coyote en el parque nacional Pico de Orizaba. *Therya* 1:145-154.
- MERRIAM, C. H.** 1901. Six new mammals from Cozumel, Yucatan. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 14:99-104.
- MORRONE, J. J., D. ESPINOSA-ORGANISTA, Y J. LLORENTE-BOUSQUETS.** 2002. Mexican biogeographic provinces: preliminary scheme, general characterizations, and synonymies. *Acta Zoológica Mexicana* 85:83-108.
- O'CONNELL, A. F., J. D. NICHOLS, Y K. U. KARANTH.** 2011. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer Publishing. Tokyo, Japón.

- PANTI-MAY, J. A., S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, H. RUÍZ-PIÑA, Y S. MEDINA-PERALTA.** 2012. Abundance and population parameters of commensal rodents present in rural households in Yucatan, Mexico. *International Biodeterioration and Biodegradation* 66:77-81.
- PANTI-MAY, J. A., M. C. MACSWINEY, S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, Y O. A. VALDES-RODRÍGUEZ.** 2015a. Reproduction and postnatal development in the Yucatan vesper mouse. *Mammalia* 79:169-176.
- PANTI-MAY, J. A., S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, R. I. RODRÍGUEZ-VIVAS, Y M. R. ROBLES.** 2015b. Infection levels of intestinal helminths in two commensal rodent species from rural households in Yucatan, Mexico. *Journal of Helminthology* 89:42-48.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., N. GONZÁLEZ-RUIZ, A. L. GARDNER, Y J. ARROYO-CABRALES.** 2014. List of Recent Land Mammals of Mexico, 2014: Special Publications. Museum of Texas Tech University 63:1-76.
- REYES-NOVELO, E., H. RUIZ-PIÑA, J. ESCOBEDO-ORTEGÓN, I. RODRÍGUEZ-VIVAS, M. BOLIO-GONZÁLEZ, A. POLANCO-RODRÍGUEZ, Y P. MANRIQUE-SALDE.** 2011. Situación actual y perspectivas para el estudio de las enfermedades zoonóticas emergentes, reemergentes y olvidadas en la Península de Yucatán, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 14:35-54.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V., Y R. A. MEDELLÍN (EDS.).** 2005. Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa. Instituto de Biología-UNAM, Instituto de Ecología-UNAM y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.
- SCHULTZ, G. P.** 2003. Structure and Diversity of the Forests at the El Edén Ecological Reserve. Pp. 91-114 en *The Lowland Maya Area: Three Millennia at the Human-Wildland Interface* (Gómez-Pompa, A., M. F. Allen, S. L. Fedick, y J. J. Jiménez-Osornio, eds.). The Haworth Press. Albuquerque, EE. UU.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación Segunda sección 30 de diciembre de 2010 1-78.
- SOSA-BIBIANO, E. I., N. R. VAN WYNSBERGHE, S. B. CANTO-LARA, Y F. J. ANDRADE-NARVAEZ.** 2012. Preliminary study towards a novel experimental model to study localized cutaneous leishmaniasis caused by *Leishmania (Leishmania) mexicana*. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo* 54:165-169.
- SOSA-ESCALANTE, J. E., J. M. PECH-CANCHÉ, M. C. MACSWINEY, Y S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT.** 2013. Mamíferos terrestres de la Península de Yucatán, México: riqueza, endemismo y riesgo. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:1-21.
- SOSA-ESCALANTE, J. E., S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, J. M. PECH-CANCHÉ, M. C. MACSWINEY, Y R. DÍAZ-GAMBOA.** 2014. Los mamíferos del estado de Yucatán. *Revista Mexicana de Mastozología Nueva época* 4:40-59.
- TORRES-CASTRO, M. A., E. GUTIÉRREZ-RUIZ, S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, R. PELÁEZ-SÁNCHEZ, P. AGUDELO-FLÓREZ, L. GUILLERMO-CORDERO, Y F. I. PUERTO.** 2014. First molecular evidence of *Leptospira* spp. in synanthropic rodents captured in Yucatan, Mexico. *Revue de Médecine Vétérinaire* 7-8:213-218.
- TURNER, B. L., Y K. W. BUTZER.** 1992. The Columbian encounter and land use change. *Environment* 34:16-44.
- VADO-SOLÍS, I., M. F. CÁRDENAS-MARRUFO, B. JIMÉNEZ-DELGADILLO, A. ALZINA-LÓPEZ, H. LAVIADA-MOLINA, V. SUAREZ-SOLÍS Y J.E. ZAVALA-VELÁZQUEZ.** 2002. Clinical-epidemiological study

- of leptospirosis in humans and reservoirs in Yucatan, Mexico. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo* 44:335-340.
- VARGAS, J. A., G. ESCALONA, D. GUZMÁN, O. G. RETANA, H. ZARZA, Y G. CEBALLOS.** 2014. Los mamíferos del estado de Campeche. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época* 4:60-74.
- VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, E., S. CASTAÑEDA-RICO, T. GARRIDO-GARDUÑO, Y T. A. GUTIÉRREZ-GARCÍA.** 2009. Avances metodológicos para el estudio conjunto de la información genética, genealógica y geográfica en análisis evolutivos y de distribución. *Revista Chilena de Historia Natural* 82:277-297.
- VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, E., Y H. T. ARITA.** 2010. The Yucatan peninsula: biogeographical history 65 million years in the making. *Ecography* 33:212-219.
- VEGA, R., E. VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, A. MEJÍA-PUENTE, Y A. D. CUARÓN.** 2007. Unexpected high levels of genetic variability and the population structure of an island endemic rodent (*Oryzomys couesi cozumelae*). *Biological Conservation* 137:210-222.
- VIEIRA, E. M.** 1998. A technique for trapping small mammals in the forest canopy. *Mammalia* 62:306-310.
- WELLS, K., R. T. CORLETT, M. B. LAKIM, E. K. V. KALKO, Y M. PFEIFFER.** 2009. Seed consumption by small mammals from Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 25:555-558.
- WEKSLER, M.** 2006. Phylogenetic relationships of Oryzomine rodents (Muroidea: Sigmodontinae): separate and combined analyses of morphological and molecular data. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 296:1-48.
- WHITEHEAD, T., M. GOOSEM, Y N. PREECE.** 2014. Use by small mammals of a chronosequence of tropical rainforest revegetation. *Wildlife Research* 41:233-242.
- WOODMAN, N., N. A. SLADE, R. M. TIMM, Y C. A. SCHMIDT.** 1995. Mammalian community structure in lowland, tropical Peru, as determined by removal trapping. *Zoological Journal of the Linnean Society* 113:1-20.

Submitted: January 14, 2016

Reviewed: March 6, 2016

Accepted: March 20, 2016

Associated editor: Consuelo Lorenzo

Primer registro del género *Notiomys*
Thomas 1890 (Rodentia, Cricetidae) para Chile

First record of the genus *Notiomys* Thomas 1890 (Rodentia, Cricetidae) for Chile

Guillermo D'Elía^{1*}, Roderich Barria² y Pablo Teta³

¹ Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Universidad Austral de Chile, campus Isla Teja s/n. Valdivia, Chile. E-mail: guille.delia@gmail.com (G'E).

² Ovejero 803-B Puerto Natales. Magallanes, Chile. E-mail: rorybarria@gmail.com (RB).

³ Colección Nacional de Mastozoología, Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia, Avenida Ángel Gallardo 470, C1405DJR. Buenos Aires, Argentina. E-mail: antheca@yahoo.com.ar (PT).

* Corresponding author

The Patagonian assemblage of small mammals has long fascinated naturalists. Even when it is moderately diverse, several of its components are endemic to the region. One of these is the monotypic genus *Notiomys*, whose single species *N. edwardsii* is widely distributed in the steppes of Argentinean Patagonia. A dead mouse found in Parque Nacional Torres del Paine, Última Esperanza, Chile, which was determined as belonging to the species *N. edwardsii*. The just mentioned finding allows us to report the genus *Notiomys* for the first time to Chile. This result highlights the need of keeping doing field prospections even in areas whose mammal assemblages are presumably well characterized.

El ensamble patagónico de pequeños mamíferos ha fascinado desde siempre a los naturalistas. Aun cuando es moderadamente diverso, varios de sus componentes son endémicos de la región. Uno de éstos es el género monotípico *Notiomys* cuya única especie, *N. edwardsii*, es ampliamente distribuida en la estepa patagónica argentina. Un ratón muerto fue encontrado en el Parque Nacional Torres del Paine, Última Esperanza, Chile, que fue determinado como perteneciente a la especie *N. edwardsii*. El registro recién mencionado permite reportar el género *Notiomys* por primera vez para Chile. Este resultado resalta la necesidad de continuar con las colectas de ejemplares en campo, aún en áreas donde los ensambles de mamíferos están, presuntamente, bien caracterizados.

Key words: abrotrichini, *Chelemys*, *Geoxus*, Patagonia, Sigmodontinae.

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

Introducción

El ensamble de roedores patagónicos ha llamado la atención de múltiples naturalistas. Incluso [Darwin \(1839\)](#), en su paso por la región, reconoció la abundancia y diversidad de este grupo de animales en la porción más austral de América del Sur, indicándola como una de las mayores del mundo. Si bien esta afirmación no necesariamente se ajusta con la realidad, los roedores patagónicos constituyen un ensamble relativamente diverso con varias especies endémicas a la región ([Pardiñas et al. 2011](#); [Lessa et al. 2012](#)). Entra estas últimas se encuentra el roedor fosorial *Notiomys edwardsii* ([Thomas, 1890](#)), única especie reconocida de *Notiomys* [Thomas 1890](#). Éste género forma parte de la tribu Abrotrichini, cuya extensión geográfica va desde el Altiplano de Perú y Bolivia hasta Tierra del Fuego e islas adyacentes ([D'Elia et al. 2015b](#)).

Aun cuando *Notiomys* es raro en colecciones, este ratón presenta una amplia distribución en la Estepa Patagónica de Argentina, extendiéndose desde el sur de la provincia de Río Negro hasta el centro sur de la provincia de Santa Cruz ([Andrade 2008](#); [Pardiñas et al. 2008](#)). A través de esta amplia distribución la especie ha sido registrada en estepas arbustivas y herbáceas desde la costa Atlántica de la provincia de Santa Cruz hasta altitudes de casi 1,600 m en la Meseta de Somuncurá en

la provincia de Río Negro ([Pardiñas et al. 2008](#)). En esta nota damos a conocer el primer registro para Chile del género *Notiomys*.

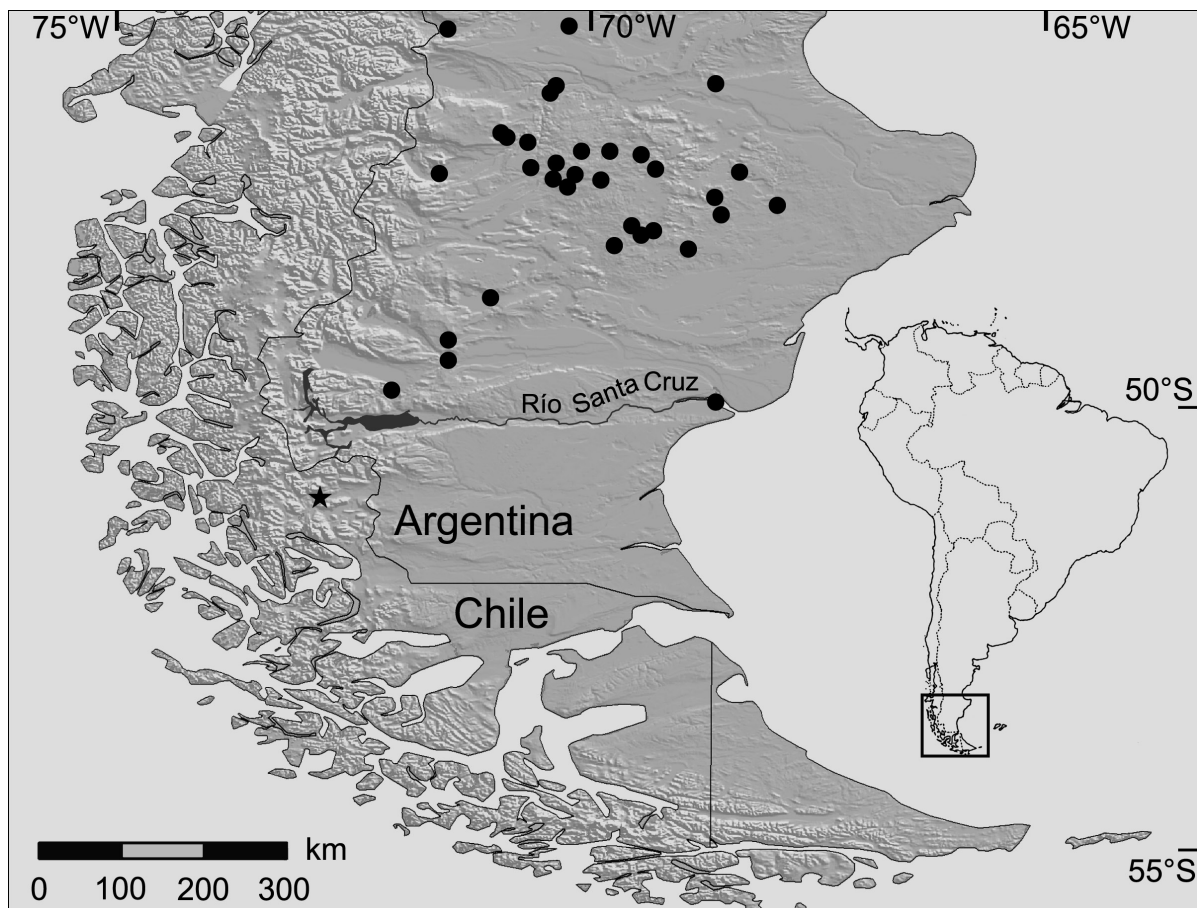
Materiales y Métodos

El primer registro chileno de *Notiomys* se basa en un ejemplar hallado el 8 de abril de 2015 en el sector del Río Serrano, Parque Nacional Torres del Paine, Última Esperanza, Magallanes y Antártica Chilena ($-51^{\circ} 11' 29.36'' S$, $-72^{\circ} 57' 38.32'' O$, ca. 30 m; Figura 1). El ambiente donde el individuo fue encontrado corresponde a la Estepa Patagónica, compuesta fundamentalmente por gramíneas de altura media a baja, incluyendo *Festuca* sp. y *Stipa* sp.

Resultados

El animal base de este registro fue fotografiado (Figura 2) por uno de los autores (RB) pero no fue colectado. No obstante, la determinación del mismo a nivel genérico y específico es inequívoca de acuerdo a la siguiente combinación de caracteres que es exclusiva del género *Notiomys* (cf. [Pardiñas et al. 2008](#); [Teta 2013](#)), incluyendo: cuerpo fusiforme, con miembros cortos; coloración dorsal castaña, con tintes anaranjados hacia los flancos y nítidamente delimitada del blanco-grisáceo del vientre; manos muy peludas, dorsalmente cubiertas por pelos blancos y con garras desarrolladas; pies cortos y anchos, cubiertos por pelos cortos blancos y anaranjados, con un fleco de pelos blancos visible sobre el borde externo; cola bicolor; orejas muy pequeñas y ocultas entre los pelos de la cabeza; vibrisas mistaciales numerosas, con un mechón de pelos blancos que nace en la base de la oreja y la sobrepasa; ojos medianos; pelos alrededor del hocico anaranjado;

Figura 1. Registros de *Notiomys edwardsii* en el extremo austral de América del Sur. Los registros previamente conocidos se indican con círculos negros (tomados de [Pardiñas et al. 2008](#); Tabla 1) y el primer registro para Chile es indicado con una estrella.



rinario rosado y conspicuo. La ausencia de escala en las fotografías impide hacerse una idea del tamaño, la observación directa del espécimen realizada el momento de fotografiarlo indica que se trataba de un animal pequeño, no mayor a 80 - 90 mm de cabeza-cuerpo. Otros abrotriquinos fosoriales, como *Chelemys* Thomas 1903 o *Geoxus* Thomas 1919, con los cuales podría confundirse, presentan una coloración general más oscura, con menos contraste entre el dorso y el vientre y sin tonos anaranjados, pabellones auriculares pequeños pero externamente visibles y carecen del fleco de pelos blancos sobre el borde externo del pie (cf. [Teta 2013](#)).

Discusión y conclusiones

Además de ser el primer registro del género *Notiomys* para Chile, el mismo constituye el más austral del género, ubicándose ca.160 km al sur del registro más cercano (Estancia La Ascensión, Santa Cruz, Argentina; [Cueto et al. 2008](#); Figura 1). Es de interés notar que este es el primer registro del género al sur del Río Santa Cruz y del sistema de lagos del cual dicho río es efluente. De esta forma, el género *Notiomys* no es endémico de Argentina, pero sí de la Estepa Patagónica. Con este registro se aumenta a 29 el número de géneros de roedores conocidos en Chile.

Este nuevo registro muestra, una vez más, la necesidad de continuar con el trabajo de campo, aún de grupos considerados como bien conocidos como los mamíferos ([D'Elía et al. 2015a](#)) y/o áreas supuestamente bien conocidas como el sur de Chile (véase [Osgood, 1943](#); [Rau et al. 1978](#); [Johnson et al. 1990](#)). Para el Parque Nacional Torres del Paine, [Johnson et al. \(1990\)](#) han citado, pero sin indicar un ejemplar de referencia, a *Chelemys delfini*, otro ratón cavador de estatus incierto, pero que por sus características más probablemente se trate de un sinónimo de *Geoxus michaelsoni* ([Teta 2013](#); [Teta et al. 2015a](#)). Así, en el sur de Chile se registran por lo menos tres especies de ratones de

Figura 2. Vista externa de *Notiomys edwardsii* de Río Serrano, Parque Nacional Torres del Paine, Magallanes, Chile. Se destaca el contraste entre la coloración dorsal y ventral, la coloración anaranjada alrededor del hocico y en los flancos, las orejas pequeñas y escondidas en el pelaje de la cabeza y la cola corta (para otros caracteres, véase el texto).



hábitos semifosoriales, incluyendo a *Chelemys macronyx*, *Geoxus michaelsoni* y *Notiomys edwardsii* (Teta *et al.* 2015a, Teta *et al.* 2015b; este trabajo). De igual forma, todos los géneros de Abrotrichini, según hoy es entendida la tribu (Teta 2013; D'Elia *et al.* 2015b), están presentes en Chile.

En los últimos dos años, tres nuevas especies de roedores han sido reportadas para Chile. Dos de ellas, *Eligmodontia dunaris* y *Abrothrix manni*, constituyeron especies nuevas para la ciencia y fueron descritas con base en especímenes colectados en Chile (Spotorno *et al.* 2013, D'Elia *et al.* 2015a). *Abrothrix jelskii*, previamente conocida de Argentina, Bolivia y Perú fue recientemente registrada en el norte de Chile (Zuñiga y Tancara 2014). A esta lista sumamos a *Notiomys edwardsii*, previamente conocida de Argentina, que constituye también la primer mención del género para Chile. Valga esto último como refuerzo de la necesidad de continuar con el trabajo de colecta de mamíferos chilenos, aún en áreas consideradas bien exploradas como el extremo sur del país.

Agradecimientos

A dos revisores anónimos que realizaron sugerencias que mejoraron una versión anterior de este trabajo.

Literatura citada

- ANDRADE, A. 2008. Mammalia, Rodentia, Cricetidae, *Notiomys edwardsii* (Thomas, 1890): Distribution extension and geographic distribution map. Check List 4:33-36.
- CUETO, G. R., P. TETA, Y P. DE CARLI. 2008. Rodents from southern Patagonian semi-arid steppes (Santa Cruz Province, Argentina). Journal of Arid Environments 72:56-71.
- D'ELÍA, G., P. TETA, N. S. UPHAM, U. F. F. PARDIÑAS, Y B. D. PATTERSON. 2015a. Description of a new soft-haired mouse, genus *Abrothrix* (Sigmodontinae), from the temperate Valdivian rainforest. Journal of Mammalogy 96:839-853.
- D'ELÍA, G., P. TETA, Y U. F. F. PARDIÑAS. 2015b. Tribe Abrotrichini D'Elía, Pardiñas, Teta, and Patton, 2007. Pp. 107-109 en Mammals of South America, Vol. 2: Rodents (J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas, y G. D'Elía, eds.). University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- DARWIN, C. R. 1839. Narrative of the Surveying Voyages of His Majesty's Ships Adventure and Beagle Between the Years 1826 and 1836, Describing their Examination of the Southern Shores of South America, and the Beagle's Circumnavigation of the Globe. Journal and remarks. 1832-1836. Henry Colburn. London, England.
- JOHNSON, W. E., W. L. FRANKLIN, Y J. A. IRIARTE. 1990. The mammalian fauna of the northern Chilean Patagonia: a biogeographical dilemma. Mammalia 54:457-469.
- LESSA, E. P., G. D'ELÍA G, Y U. F. J. PARDIÑAS. 2012. Mammalian biogeography of Patagonia and Tierra del Fuego. Pp. 379-398 en Bones, clones, and biomes: an 80-million year history of Recent Neotropical mammals (Patterson, B. D., y L. P. Costa, eds.). University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- OSGOOD, W. H. 1943. The mammals of Chile. Fieldiana, Zoological Series 30:1-268.
- PARDIÑAS, U. F. J., D. E. UDRIZAR SAUTHIER, P. TETA, Y G. D'ELÍA. 2008. New data on the endemic Patagonian long-clawed mouse *Notiomys edwardsii* (Rodentia: Cricetidae). Mammalia, 72:273-285.
- PARDIÑAS, U. F. J., P. TETA, G. D'ELÍA, Y E. P. LESSA. 2011. The evolutionary history of sigmodontine rodents in Patagonia and Tierra del Fuego. Biological Journal of the Linnean Society 103:495-513.
- RAU, J., J. YAÑEZ, Y F. JAKSIC. 1978. Confirmación de *Notiomys macronyx alleni* O. y *Eligmodontia typus* C., y primer registro de *Akodon (Abrothrix) lanosus* T. (Rodentia: Cricetidae) en la zona de Última Esperanza (XII Región, Magallanes). Anales del Instituto de la Patagonia 9:203-204.
- SPOTORNO A. E., C. ZULETA, L. WALKER, G. MANRÍQUEZ, P. VALLADARES, Y J. C. MARÍN. 2013. A small, new gerbil-mouse *Eligmodontia* (Rodentia: Cricetidae) from dunes at the coasts and deserts of north-central Chile: molecular, chromosomic and morphological analyses. Zootaxa 3683:377-394.

- TETA, P.** 2013. Relaciones filogenéticas de la tribu Abrotrichini (Rodentia, Cricetidae): análisis separados y combinados de evidencias morfológicas y moleculares. Ph. D. dissertation, Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina.
- TETA, P., U. F. J. PARDIÑAS, Y G. D'ELÍA.** 2015a. Genus *Geoxus* Thomas, 1919. Pp. 132-135 en *Mammals of South America, Vol. 2: Rodents* (J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas, y G. D'Elía, eds.). University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- TETA, P., U. F. J. PARDIÑAS, Y G. D'ELÍA.** 2015b. Genus *Chelemys* Thomas, 1903. Pp. 127-132 en *Mammals of South America, Vol. 2: Rodents* (J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas, y G. D'Elía, eds.). University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- THOMAS, O.** 1890. Muridae. Pp. 1-32 en *Mission scientifique du Cap Horn, 1882– 1883*. 6. Zoologie. Mammifères (Milne- Edwards, A., ed.). Gauthier-Villars et Fils. Paris, Francia.
- ZUÑIGA, E., Y R. TANCARA.** 2014. Primer registro de *Abrothrix jelskii* (Thomas, 1894) (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) en Chile. *Biodiversidad* 2:120.

Submitted: November 4, 2015

Reviewed: February 19, 2016

Accepted: March 2, 2016

Associated editor: Sergio Solari

Observaciones de movimientos de murciélagos en un paisaje fragmentado en el Istmo de Tehuantepec, México

Notes on bat movements in a fragmented landscape in the Tehuantepec Isthmus, Mexico

Mario C. Lavariega^{1*} and Miguel Briones-Salas¹

¹ Laboratorio de Vertebrados Terrestres (Mastozoología), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional. Hornos 1003, Colonia Noche Buena. Santa Cruz Xoxocotlán 71230. Ciudad de Oaxaca, Oaxaca, México. E-mail: mariolavnol@yahoo.com.mx (MCL); miguelbrionessalas@hotmail.com (MBS).

*Corresponding author

Several studies have observed that bat species respond differently to landscape changes and that individuals tend to expand their home range when the habitat is not optimal. Tropical dry forest in the Isthmus of Tehuantepec, Mexico, shows a high habitat loss and fragmentation by anthropogenic causes. However, how bats use this fragmented landscape is unknown. Therefore, the aim of this study was to describe the temporal and spatial movements of bats fitted with radio transmitters in a fragmented region of the Isthmus of Tehuantepec. In July 2011, six bats belonging to three species were captured: an adult female of *Artibeus lituratus*, a juvenile female of *A. jamaicensis*, an adult male of *Leptonycteris yerbabuenae* (Family *Phyllostomidae*), and three adult females of *Pteronotus parnellii* (Family *Mormoopidae*) were fitted with a radio transmitter. Bats were monitored during night (18:00 to 06:00 h) from fixed stations for 17 days. The activity was obtained by quantifying the frequency of bearings in intervals of one hour. Simultaneous bearings were triangulated for locations, which were exported to a vector map where type of land use and vegetation was determined. The home range was calculated using two techniques: minimum convex polygon and fixed Kernel. A total of 75 bearings corresponding to an adult female of *A. lituratus* ($n = 36$, 48.0 %), three adults females of *P. parnellii* ($n = 30$, 40.0 %), and an adult male of *L. yerbabuenae* ($n = 8$; 10.6 %) were obtained. A juvenile female of *A. jamaicensis* was located on one occasion (1.3 %). Female of *A. lituratus* showed activity between 19:00 and 23:00 h and between 24:00 and 05:00 h, with a peak between 03:00 y 04:00 h. This bat widely used the area with preference to riparian vegetation. Based on their locations, a home range (Kernel 95 %) of 8,394 hectares and a minimum convex polygon of 2,587 hectares were estimated. The male of *L. yerbabuenae* showed activity only between 22:00 and 02:00 h and their locations were on agriculture land ($n = 2$). The observed activity of *P. parnellii* began at 20:00 h, it was increased to at 22:00 h (one activity peak between 01:00 and 3:00 h) and gradually declined until 06:00 h. The three females of *P. parnellii* were located in agricultural land ($n = 4$) and cultivated pasture ($n = 1$). The home range of *A. lituratus* observed in the present study is the largest reported for phyllostomid bats, possibly in response to landscape condition. Activity and locations of three females of *P. parnellii* and a male of *L. yerbabuenae* suggest that they occasionally use the study area in their way to more productive areas.

Se ha observado que las especies de murciélagos responden de manera diferencial a los cambios en el paisaje y que los individuos tienden a ampliar su ámbito hogareño cuando el hábitat no es óptimo. Las selvas secas de la Planicie costera del Istmo de Tehuantepec, en México, presentan una alta pérdida y fragmentación por causas humanas. Sin embargo, se desconoce cómo los murciélagos usan este paisaje fragmentado. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue describir por primera vez los movimientos temporales y espaciales de murciélagos equipados con radio-transmisores en una zona fragmentada del Istmo de Tehuantepec. En julio de 2011 se capturaron seis murciélagos de tres especies: una hembra adulta de *Artibeus lituratus*, una hembra joven de *A. jamaicensis*, un macho adulto de *Leptonycteris yerbabuenae* (Familia *Phyllostomidae*) y tres hembras adultas de *Pteronotus parnellii* (Familia *Mormoopidae*), a los que se les adhirió un radio-transmisor. Durante 17 días de estudio, los murciélagos se buscaron a lo largo de la noche (18:00 a 06:00 h) desde estaciones fijas. La actividad se obtuvo al cuantificar la frecuencia de lecturas del rumbo en intervalos de una hora. Las lecturas de rumbo simultáneas fueron trianguladas para obtener puntos geográficos, mismos que se exportaron a un mapa vectorial en donde se determinó la cobertura de uso de suelo y vegetación. El área del ámbito hogareño se calculó mediante dos técnicas: polígono mínimo convexo y Kernel fijo. Se obtuvieron un total de 75 lecturas del rumbo, correspondientes a una hembra adulta de *A. lituratus* ($n = 36$, 48.0 %), tres hembras adultas de *P. parnellii* ($n = 30$; 40.0 %) y un macho adulto de *L. yerbabuenae* ($n = 8$; 10.6 %). Una hembra joven de *A. jamaicensis* se localizó en una

sola ocasión (1.3 %). La hembra de *A. lituratus* mostró actividad entre las 19:00 y 23:00 h y entre las 24:00 y 05:00 h, con un pico entre las 03:00 y 04:00 h. Este murciélago usó ampliamente la zona con preferencia hacia vegetación ribereña. Con base en los puntos geográficos se le calculó un ámbito hogareño (Kernel 95 %) de 8,394 hectáreas y un polígono mínimo convexo de 2,587 hectáreas. Del macho de *L. yerbabuena* solo se observó actividad entre las 22:00 y 02:00 h y las localizaciones estuvieron en áreas para agricultura ($n = 2$). El horario de actividad observado de *P. parnellii* comenzó a las 20:00 h, se incrementó hacia las 22:00 h (un pico de actividad entre las 01:00 y 3:00 h) y disminuyó gradualmente hasta las 06:00 h. Las tres hembras de *P. parnellii* se ubicaron en áreas agrícolas ($n = 4$) y en pastizal cultivado ($n = 1$). El ámbito hogareño de *A. lituratus* observado en el presente estudio es uno de los más grandes reportados para murciélagos filostómidos, posiblemente como respuesta a la condición del paisaje. Los puntos geográficos y horas de actividad de tres hembras de *P. parnellii* y de un macho de *L. yerbabuena* sugieren que utilizan la zona ocasionalmente en su paso a otras áreas más productivas.

Key words: *Artibeus jamaicensis*, *A. lituratus*, home range, *Leptonycteris yerbabuena*, *Pteronotus parnellii*, radio-telemetry, wind farms.

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

Introducción

La pérdida y fragmentación del hábitat trae consigo efectos en la biodiversidad, como cambios en la composición de las comunidades, en las interacciones intra e interespecíficas y en la conducta de los individuos (Fahrig 2003). Uno de los grupos más empleados para evaluar estos los disturbios, son los murciélagos, debido a que desempeñan un papel importante en la estructura y función de los ecosistemas, son abundantes y relativamente fáciles de estudiar (Erkert 2000, Patterson et al. 2003). En general, se ha observado que las especies de murciélagos responden de manera diferencial a la condición del paisaje (Albrecht et al. 2007) y que los individuos tienden a ampliar su ámbito hogareño cuando el hábitat no es óptimo (Aihartza et al. 2003, Goiti et al. 2003, Bianconi et al. 2006, Cortés-Delgado y Sosa 2014).

Las selvas secas de la Planicie costera del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, en el sur de México, son ecosistemas con un alto impacto antropogénico por la pérdida y fragmentación del hábitat, principalmente por la agricultura, ganadería y establecimiento de parques eólicos (Padilla y Quiroz 2005, Carrillo-Reyes et al. 2012, Lorenzo et al. 2014). Sin embargo, se desconoce cómo los murciélagos usan este paisaje fragmentado. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue describir por primera vez, los movimientos, actividad y el ámbito hogareño de murciélagos equipados con radio-transmisores en una zona fragmentada del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

Material y Metodos

Área de estudio. Se localiza en el municipio de Juchitán de Zaragoza (16° 30' y 16° 36' N, -94° 46' y -94° 53' W; 25 m), en la subprovincia fisiográfica Planicie costera de Tehuantepec (Ortiz-Pérez 2004), sureste del estado de Oaxaca, México (Figura 1a). El clima predominante es el cálido subhúmedo (A (wo)), con una temperatura media anual mayor de 22 °C y la temperatura del mes más frío mayor de 18 °C. La precipitación media anual es de 1,000 mm, la precipitación del mes más seco se encuentra entre 0 y 60 mm y el porcentaje de lluvia invernal es del 5 al 10.2 % del total anual (García 2001). La zona de estudio ha sido modificada para actividades productivas primarias, predominando la agricultura de riego, agricultura de temporal con cultivos anuales y pastizal cultivado. Existen remanentes de vegetación halófila y gipsófila, selva baja caducifolia y subcaducifolia con vegetación secundaria y vegetación de galería a lo largo del río Espíritu Santo (INEGI 2005). El Istmo de Tehuantepec tiene un alto potencial para la generación de energía eólica, mismo que se está aprovechando con la operación de parques eólicos (Hernández-Escobedo et al. 2010).

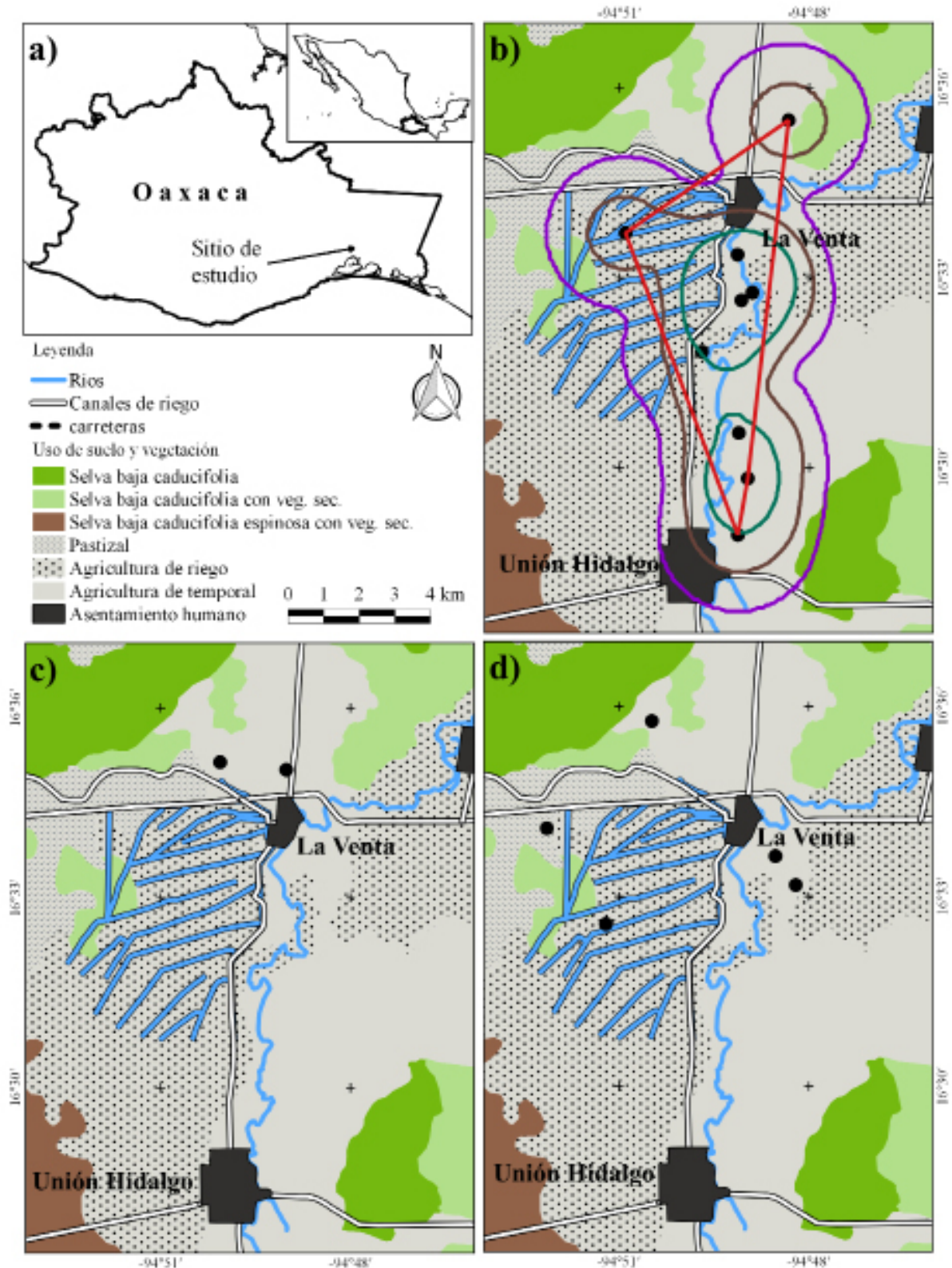


Figura 1. Localizaciones de murciélagos equipados con radio-transmisores en el Istmo de Tehuantepec, México. a) Macrolocalización. b) Hembra adulta de *Artibeus lituratus*: puntos negros, localizaciones; ámbito hogareño: polígono turquesa, 50%; polígono café oscuro, 75%; polígono morado, 95%; polígono mínimo convexo: polígono rojo. c) Macho adulto de *Leptonycteris verbabuena*: puntos negros, localizaciones. d) Hembras adulta de *Pteronotus parnellii*: puntos negros, localizaciones.

Captura y radio-telemetría. Entre el 3 y 6 de julio de 2011 se capturaron seis murciélagos, de cuatro especies y dos familias (Tabla 1), con redes de niebla de 12 x 2.5 m desplegadas a una altura mínima de 1.50 m del suelo y ubicadas entre caminos y vegetación aledaña a cuerpos de agua. Los murciélagos fueron colocados en bolsas de manta; posteriormente se les tomaron medidas somáticas, se pesaron y fueron determinados a nivel de especie con claves especializadas ([Álvarez et al. 1994](#), [Medellín et al. 1997](#)). La determinación del sexo y condición reproductiva de los murciélagos se clasificó de acuerdo a [Kunz et al. \(1996\)](#). La edad se determinó con base en el desgaste de la dentadura y la osificación de las falanges, clasificándolos como joven o adulto.

A cada murciélago se le cortó a ras una sección del pelaje de la región dorsal entre las escápulas y se adhirió un radio-transmisor (Modelo TXB-001G; Telenax, Quintana Roo, México) con pegamento hipodérmico. Los radio-transmisores contaban con una vida de batería de al menos 14 días y un peso de 0.6 g, lo que significó un peso menor al 5 % del peso de los murciélagos ([Aldridge y Brigham 1988](#)). Los murciélagos fueron mantenidos en cautiverio por 20 minutos, durante los cuales se observó su estado, se les proporcionó agua y se verificó que el dispositivo estuviera firmemente adherido; finalmente, fueron liberados en el mismo sitio de colecta. Las capturas se realizaron bajo el amparo de permiso de colector (FAU-007) emitido por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).

En el área de estudio se ubicaron estaciones de monitoreo fijas en sitios elevados (*e.g.* montículos de tierra, puentes) y evitando fuentes de interferencia radio-magnética (*e.g.* torres de transmisión eléctrica, maquinaria). Cada noche se trabajó en dos estaciones que contaban con una antena bidireccional Yagui de tres elementos (RX-TLNx; Telonics, AZ), un receptor de radio-telemetría (R100; Communications Specialists, CA) y un radio de alto alcance (Kenwood, Japón) para mantener contacto entre estaciones. El estudio se realizó durante 17 días (del 3 al 20 de julio), iniciando a partir de las 19:00 hasta las 06:00 h del día siguiente. Durante este periodo se efectuó la búsqueda de los radio-transmisores en lapsos de una hora; en todo momento se mantuvo contacto entre las estaciones para aumentar la posibilidad de obtener lecturas de rumbo simultáneas. Una vez localizado algún radio-transmisor, se obtuvo el rumbo con la ayuda de un clinómetro. Se llevó un registro de la geoposición de cada estación, así como la hora, lecturas del rumbo e intensidad de la señal.

Análisis de datos. Las lecturas del rumbo fueron exportadas al software Locate 3.33 ([Nams 2000](#)) donde se calculó por medio de triangulación, la probable localización geográfica del transmisor colocado en cada uno de los murciélagos en el sistema de coordenadas geográficas decimales (Datum y elipsoide WGS84). Las localizaciones geográficas trianguladas obtenidas de Locate 3.33, fueron exportadas a Arc View 3.2 (ESRI, Redlands, California) en donde se calculó, con la extensión Home Range ([Rogers y Kie 2007](#)), el área del ámbito hogareño usando dos técnicas: Polígono Mínimo Convexo al 100 % y Kernel fijo al 50 y al 95 % con un cálculo *ad hoc* del parámetro ejecutado ([Loayza y Loiselle 2008](#)). Finalmente, los puntos geográficos se sobrepusieron en una capa vectorial de uso de suelo y vegetación ([INEGI 2005](#)), en donde se calculó el porcentaje de las clases de cada tipo de cobertura. La actividad de los individuos capturados, se estimaron considerando el horario de la primera y la última lectura de rumbo, con ello, se estimó un periodo en horas de actividad fuera de los refugios. Cabe aclarar que el registro de la actividad estuvo limitado por el intervalo de alcance de los radiotransmisores.

Resultados

En 17 días de seguimiento se obtuvieron un total de 75 lecturas del rumbo, correspondientes a una hembra adulta de *Artibeus lituratus* ($n = 36$, 48.0 %), tres hembras adultas de *Pteronotus parnellii* ($n = 30$; 40.0 %) y un macho adulto de *Leptonycteris yerbabuena* ($n = 8$; 10.6 %). Una hembra

joven de *A. jamaicensis* se localizó en una ocasión (1.3 %). El promedio de días con lecturas del rumbo fue de 6.3, con un intervalo de un día para *A. jamaicensis* y 14 para *A. lituratus*. Del total de lecturas del rumbo, solo en 32 lecturas simultáneas (42.6 %) fue posible triangularlas en Locate para obtener las coordenadas de localización geográfica de cada individuo marcado. Debido a la baja cantidad puntos geográficos de los individuos de *A. jamaicensis*, *P. parnellii* y *L. yerbabuena*, no fue posible calcular su ámbito hogareño (Tabla 1).

Hembra adulta de Artibeus lituratus. Ocupó ampliamente la zona, a excepción del área urbana, se movió a través de la matriz de campos de cultivo, canales de riego y cerca del río Espíritu Santo. De nueve puntos geográficos, siete (87.5 %) se encontraron a lo largo del río Espíritu Santo y uno más, muy cerca de un canal de riego (Figura 1b). Se observó actividad a lo largo de la noche, con tres picos: entre las 20:00 y 21:00 h, las 02:00 y 05:00 h y entre las 06:00 y 07:00 h (Figura 2).

Esta hembra se localizó en dos ocasiones: el 5 de julio, primero a las 20:45 h y posteriormente a las 24:05 h; con ello se calculó una distancia mínima recorrida de 5.4 km. Con base en los puntos geográficos se estimó, con Kernel al 95 %, un ámbito hogareño en 8,394 ha, con una superficie del área central (50 %) de 1,507 ha y un polígono mínimo convexo de 2,587 ha (Tabla 2, Figura 1b).

Macho adulto de Leptonycteris yerbabuena. Este macho, fue uno de los individuos con el menor número de localizaciones geográficas efectivas (trianguladas), de ocho lecturas de rumbo obtenidas, solo dos fue posible triangularlas y fueron ubicados por triangulación en campos agrícolas (Figura 1c). Se registró un periodo corto de actividad, en el intervalo de alcance de los transmisores, entre las 22:00 y 02:00 h (Figura 3).

Tres hembras adultas de Pteronotus parnellii. Los puntos geográficos se ubicaron en áreas agropecuarias (zonas agrícolas $n = 4$; pastizal cultivado $n = 1$); las 25 lecturas de rumbo restantes, no fue posible triangularlas, perdiendo con ello el 60 % de los datos obtenidos en campo. El horario de actividad observado para las hembras de *P. parnellii* comenzó a las 20:00, se incrementó hacia las 22:00 h (un pico de actividad entre las 01:00 y 3:00 h) y disminuyó gradualmente hasta las 06:00 h (Figura 4).

Tabla 1. Especies de murciélagos equipados con radio-transmisores en el Istmo de Tehuantepec.

Familia Especie	Frecuencia	Gremio alimenticio	Sexo	Edad	Longitud del antebrazo (mm)	Masa (gr)	Número de noches con lecturas del rumbo
Mormoopidae							
<i>Pteronotus parnellii</i>	150.103	Insectívoro	Hembra	Adulto	59	30	8
<i>Pteronotus parnellii</i>	150.142	Insectívoro	Hembra	Adulto	55	35	5
<i>Pteronotus parnellii</i>	150.183	Insectívoro	Hembra	Adulto	58	26	5
Phyllostomidae							
<i>Leptonycteris yerbabuena</i>	150.222	Nectarívoro	Macho	Adulto	55	43	5
<i>Artibeus lituratus</i>	150.062	Frugívoro	Hembra	Adulto	65	63	16
<i>Artibeus jamaicensis</i>	150.662	Frugívoro	Hembra	Joven	61	49	1

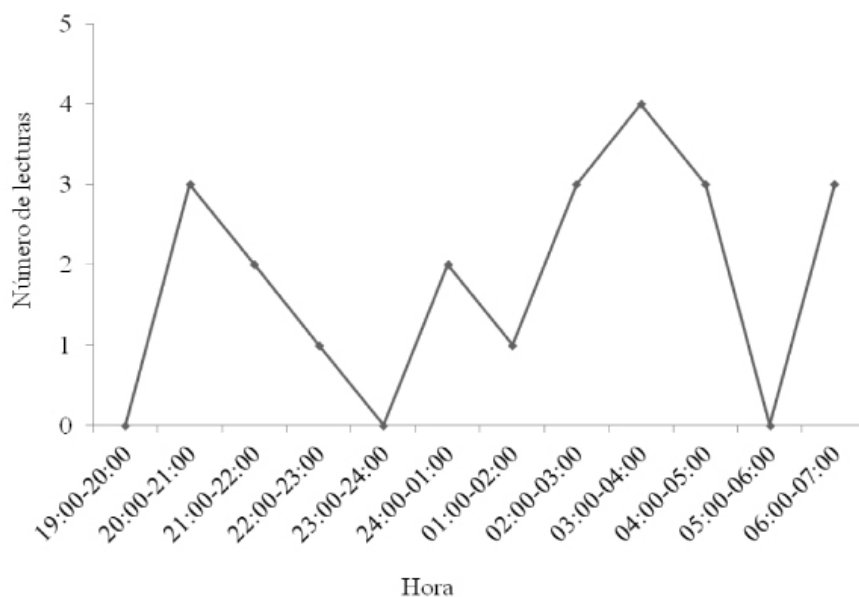


Figura 2. Actividad circadiana observada a través de lecturas del rumbo de una hembra adulta de *Artibeus lituratus* equipada con radio-transmisor en el Istmo de Tehuantepec.

Discusión

La cantidad de lecturas del rumbo en estudios de murciélagos suele ser baja debido al constante movimiento de los animales (Handley y Morrison 1991). En el presente trabajo, menos de la mitad de las lecturas del rumbo fueron simultáneas, lo que se reflejó en la baja cantidad de puntos geográficos obtenidos por individuo. En otros estudios, para solventar este aspecto se ha estimado la distancia desde el receptor al transmisor con la calibración de la fuerza de la señal, una alternativa poco útil en ambientes con alta perturbación antrópica y fuentes de interferencia electromagnética, como lo realizado en el presente estudio.

Los patrones de actividad observados en el presente trabajo no significan que los individuos estuvieron más activo a estas horas, si no que fue posible localizarlos en estos periodos de tiempo desde las estaciones de radiolocalización. Con respecto a *Artibeus lituratus*, se observó un patrón de actividad de aproximadamente 10 h (20:00 h ~ 06:00 h del siguiente día), con periodos de localización entre las 20:00 y 21:00 h, entre las 02:00 y 05:00 h y entre las 06:00 y 07:00 h. Este patrón de actividad multimodal fue muy similar al reportado para la misma especie mediante la frecuencia de capturas en redes de niebla en un bosque ripario en Tamaulipas, México (Arriaga-Flores et al. 2012). Es posible que el individuo de *A. lituratus* presente el mismo comportamiento que *A. jamaicensis* en Barro Colorado, Panamá donde se observó que salen del refugio diurno 0.5 h después de la puesta del sol y retornan 0.5 h antes de la salida del sol (Handley y Morrison 1991).

Se ha observado también que *A. lituratus* recorre grandes distancias, como lo registrado en el sureste de Brasil, donde una hembra recorrió 113 km en un intervalo de altura de 738 m (Arnold et al. 2016). Anteriormente, Bernard y Fenton (2003) y Mendes et al. (2009) habían registrado estos grandes desplazamientos por parte de esta especie. Es altamente probable que los individuos de *A. lituratus* de la región del Istmo de Tehuantepec, en

México, recorran grandes distancias en búsqueda de sitios de alimentación, dado que esta zona se encuentra fuertemente fragmentada y con poca cobertura vegetal. De igual forma, la poca cantidad de lecturas de rumbo obtenidas para esta especie y otras más, posiblemente también se deba a que en la zona se encuentran una gran cantidad de parques eólicos que ponen en riesgo su integridad física (SENER 2015).

Fenton *et al.* (2001) encontraron que individuos de *P. parnellii* salían de sus refugios entre las 18:15 y 18:30 h para dirigirse al área de bosque. En el presente estudio, tres hembras fueron detectadas entre las 20:00 y 21:00 h, tres horas después de lo reportado con anterioridad, alcanzando un pico entre las 01:00 a 04:00 h. Por lo anterior, y aunque no se midió la disponibilidad de alimento, es probable que los individuos de *P. parnellii* inicien actividad en áreas cercanas a sus refugios para posteriormente desplazarse a la zona de estudio en su paso a otros sitios con mayor disponibilidad de insectos y retornar a sus refugios antes del amanecer (04:00 h).

A lo largo del estudio dos individuos de *P. parnellii* fueron detectados frecuentemente en el área de estudio. Ésta especie muestra tolerancia a ambientes fragmentados (Estrada y Coates-Estrada 2001, Galindo-González 2004, Montiel *et al.* 2006). La presencia de vegetación resulta importante para su desplazamiento (Rydell *et al.* 2002, Estrada y Coates-Estrada 2001), debido a que forrajean a menos de un metro de la vegetación o dentro de ésta y raramente en áreas abiertas (Bonaccorso 1979, Herd 1983, Jennings *et al.* 2004). También *A. jamaicensis* y *A. lituratus* se consideran tolerantes a la perturbación (Galindo-González 2004); para la primera especie hubo una sola localización, lo que pudo deberse a fallas en el radio-transmisor o porque se trataba de un animal en dispersión o posiblemente migración (Arnone *et al.* 2016).

El murciélagos magueyero macho (*L. yerbabuena*) registró un bajo número de puntos geográficos, y éstos se encontraron al norte, cerca de áreas con selva baja caducifolia, tipo de vegetación que se caracteriza por la presencia de plantas agaváceas y cactáceas, fuentes importantes de alimento de esta especie (Molina-Freaner 2004). En este sentido, murciélagos nectarívoros usan hasta dos terceras partes del contenido calórico de sus cuerpos cada noche (Von Helversen y Winter 2003), e invertir energía en un hábitat de calidad pobre no sería eficiente en términos de los costos-beneficios, por el elevado número de plantas que deben visitar (*e. g.* 80-100 flores de cactáceas; Horner *et al.* 1998, Von Helversen y Winter 2003, Voigt *et al.* 2006).

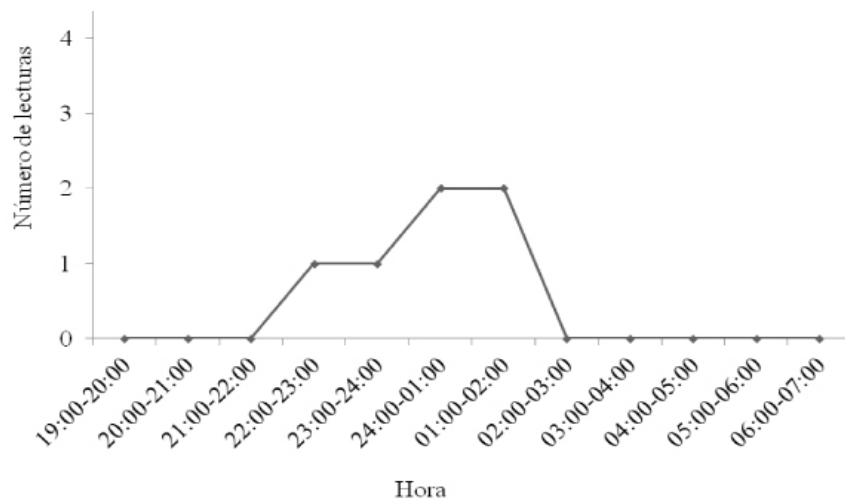


Figura 3. Actividad circadiana observada a través de lecturas del rumbo de un macho adulto de *Leptonycteris yerbabuena* equipado con radio-transmisor en el Istmo de Tehuantepec.

El presente trabajo es de los pocos publicados con información del ámbito hogareño de quirópteros con telemetría en México. [Horner et al. \(1998\)](#), estudiaron los movimientos de *Leptonycteris yerbabuenae* en el Desierto de Sonora, México, aunque no analizaron el ámbito hogareño, registraron los movimientos por cerca de 30 km, desde la Isla Tiburón hasta el continente en busca de alimento. En la frontera entre Estados Unidos de América y México, [Tibbitts et al. \(2002\)](#), encontraron que tres murciélagos molosidos de la especie *Eumops underwoodi* tuvieron ámbitos hogareños grandes (9,962, 16,035 y 47,375 has) con actividad de forrajeo en hábitats naturales como transformados. [Arias-Cóyotl et al. \(2006\)](#) reportaron que tres individuos de *L. yerbabuenae* viajaron 15 km desde sus refugios hasta las áreas de alimentación en la Mixteca de Oaxaca. El estudio de [Cortés-Delgado y Sosa \(2014\)](#), analiza el ámbito hogareño de *Sturnira hondurensis* entre matrices con dominancia de bosque mesófilo de montaña y café de sombra en Veracruz. El ámbito hogareño varió para 26 individuos entre: 3.93–311.30 ha, promedio: 56.7 ha); sin embargo, no encontraron diferencias significativas entre los dos ambientes estudiados.

En el presente trabajo, tanto el ámbito hogareño, calculado con el Kernel al 95 %, como el polígono mínimo convexo de *A. lituratus*, fueron mayores en comparación los obtenidos con radio-telemetría en otros filostómidos frugívoros ([Bernard y Fenton 2003](#), [Bonaccorso et al. 2006](#), [Albrecht et al. 2007](#), [Loayza y Loiselle 2008](#), [Cortés-Delgado y Sosa 2014](#); Tabla 2). Las causas que influyen en el área de movimiento de los murciélagos son la calidad y configuración del paisaje ([Bernard y Fenton](#)

Tabla 2. Área de actividad de murciélagos filostómidos equipados con transmisores de radio-telemetría.

Especie	Antebrazo (mm)	Masa (gr)	Uso de suelo y vegetación	Ámbito hogareño 95% (Ha)	Polígono mínimo convexo (Ha)	Fuente
<i>Carollia brevicauda</i>	36-40	14-18	Bosque tropical y sabana amazónica		160-212	Bernard y Fenton (2003)
<i>Carollia castanea</i>			Bosque tropical lluvioso de tierras bajas	3.1 - 11.2	8.0-18.9	Bonaccorso et al. (2006)
<i>Carollia perspicillata</i>	38-44	14-19	Bosque tropical y sabana amazónica		155-320	Bernard y Fenton (2003)
<i>Carollia perspicillata</i>			Bosque tropical lluvioso de tierras bajas	3.6 - 7.7	6.8-17.8	Bonaccorso et al. (2006)
<i>Sturnira hondurensis</i>	42-47*	19-24*	Matriz dominada por bosque mesófilo de montaña	69.8 ± 32.8		Cortés-Cortés-Delgado y Sosa (2014)
<i>Sturnira hondurensis</i>	42-47*	19-24*	Matriz dominada por cultivos de café bajo sombra	89.8 ± 50.1		Cortés-Delgado y Sosa (2014)
<i>Sturnira parvidens</i>			Matriz natural de sabana con fragmentos de bosque tropical de tierras bajas	27.9 - 128.3	123.2-408.6	Loayza y Loiselle (2008)
<i>Artibeus cinereus</i>	35-41	10-13	Bosque tropical y sabana amazónica		267	Bernard y Fenton (2003)
<i>Artibeus watsoni</i>		12-13	Bosque tropical húmedo de tierras bajas semi-deciduo		1.8-17.9	Albrecht et al. (2007)
<i>Artibeus watsoni</i>			Matriz de pastizales, plantaciones frutales, estructuras urbanas y fragmentos de bosque primario y secundario de tierras bajas	11.3 ± 9.1		Ripperger et al. (2015)
<i>Artibeus lituratus</i>	65	63	Matriz de áreas agrícolas, pastizales cultivados, árboles frutales y parches de bosque tropical caducifolio.	8,394	2,587	Este estudio

* Tomado de Téllez-Girón (2005)

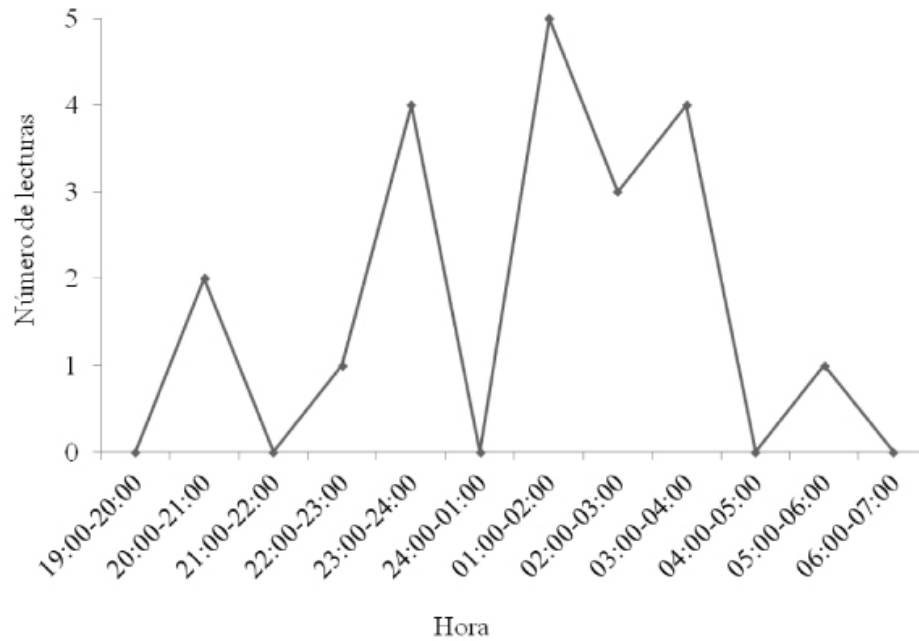


Figura 4. Actividad circadiana observada a través del total de lecturas del rumbo de tres hembras adultas de *Pteronotus parnellii* equipadas con radio-transmisores en el Istmo de Tehuantepec.

2003), la estrategia de forrajeo, la dieta, la distribución de los recursos alimenticios y la morfología del ala (Meyer *et al.* 2005). En el presente estudio, las condiciones del hábitat pueden estar orillando a *A. lituratus* a ampliar su área de actividad para satisfacer sus necesidades de alimentación, como consecuencia de la baja cobertura arbórea y la presencia de parques eólicos.

A pesar de la baja cobertura arbórea, las áreas agrícolas rodeadas de fragmentos no son una barrera para el movimiento de los murciélagos (Bernard y Fenton 2003), y las cercas vivas pueden servir de vía para el movimiento entre fragmentos (Estrada y Coates-Estrada 2001). Lo que puede explicar la actividad y uso de hábitat en esta zona del Istmo de Tehuantepec de *A. lituratus*, *A. jamaicensis*, *L. yerbabuena* y *P. parnellii*.

Agradecimientos

B. Riveros-Lara, Y. Martínez-Ayón, A G. Monroy-Gamboa y N. Martín-Regalado por su apoyo en la toma de datos. M.B.S. agradece al Sistema de Becas de exclusividad y al programa de Estímulos al Desempeño a la Investigación del Instituto Politécnico Nacional por el apoyo. De igual forma, al Sistema Nacional de Investigadores por el reconocimiento. Dos revisores anónimos, el editor asociado y el editor en jefe realizaron observaciones que ayudaron a mejorar el manuscrito.

Literatura citada

- AIHARTZA, J. R., I. GARIN, U. GOITI, J. ZABALA, E I. ZUBEROGOITIA. 2003. Spring habitat selection by the Mediterranean Horseshoe Bat (*Rhinolophus euryale*) in the Urdaibai Biosphere Reserve (Basque Country). *Mammalia* 67:25-32.
- ALBRECHT, L., C. F. J. MEYER, Y E. K. V. KALKO. 2007. Differential mobility in two small phyllostomid bats, *Artibeus watsoni* and *Micronycteris microtis*, in a fragmented neotropical landscape. *Acta Theriologica* 52:141-149.

- ALDRIDGE, H. D. J. N., y R. M. BRIGHAM.** 1988. Load carrying and maneuverability in an insectivorous bat: a test of the 5% "rule" of radiotelemetry. *Journal of Mammalogy* 69:379-382.
- ÁLVAREZ, T., S. T. ALVAREZ-CASTAÑEDA, y J. C. L. VIDAL.** 1994. Claves para murciélagos mexicanos. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, Baja California Sur, México.
- ARIAS-CÓYOTL, E., K. E. STONER, y A. CASAS.** 2006. Effectiveness of bats as pollinators of *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) in wild, managed in situ, and cultivated populations in La Mixteca Baja, Central Mexico. *American Journal of Botany* 93:1675-1683.
- ARNONE, I. S., E. TRAJANO, A. PULCHÉRIO-LEITE, y F. DE C. PASSOS.** 2016. Long-distance movement by a great fruit-eating bat, *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818), in southeastern Brazil (Chiroptera, Phyllostomidae): evidence for migration in Neotropical bats? *Biota Neotropica* 16:e0026.
- ARRIAGA-FLORES, J. C., I. CASTRO-ARELLANO, A. MORENO-VALDEZ, y A. CORREA-SANDOVAL.** 2012. Temporal niche overlap of a riparian forest bat assemblage in subtropical Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época* 2:3-17.
- BERNARD, E., y M. FENTON.** 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. *Biotropica* 35:262-277.
- BIANCONI, G. V., S. B. MIKICH, y W. A. PEDRO.** 2006. Movements of bats (Mammalian, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23:1199-1206.
- BONACCORSO, F. J.** 1979. Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences* 24:359-412.
- BONACCORSO, F. J., J. R. WINKELMANN, D. SHIN, C. I. AGRAWAL, N. ASLAMI, C. BONNEY, A. HSU, P. E. JEKIELEK, A. K. KNOX, S. J. KOPACH, T. D. JENNINGS, J. R. LASKY, S. A. MENESALE, J. H. RICHARDS, J. A. RUTLAND, A. K. SESSA, L. ZHAUROVA, y T. H. KUNZ.** 2006. Evidence for exploitable competition: comparative foraging behavior and roosting ecology of short-tailed fruit bats (Phyllostomidae). *Biotropica* 39:249-256.
- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, T. RIOJA-PARADELA, E. NARANJO, y M. PANDO.** 2012. Uso de hábitat de la liebre en peligro de extinción, *Lepus flavigularis*: implicaciones para su conservación. *Therya* 3:113-125.
- CORTÉZ-DELGADO, N., y V. J. SOSA.** 2014. Do bats roost and forage in shade coffee plantations? A perspective from frugivorous bat *Sturnira hondurensis*. *Biotropica* 46:624-632.
- ERKERT, H. G.** 2000. Bats-Flying nocturnal mammals. Pp. 253-272 in *Activity patterns in small mammals* (Halle, S., y N. C. Stenseth, eds.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. Berlín, Alemania.
- ESTRADA, A., y R. COATES-ESTRADA.** 2001. Species composition and reproductive phenology of bats in a tropical landscape at Los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Ecology* 17:627-646.
- FAHRIG, L.** 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487-515.
- FENTON, M. B., E. BERNARD, S. BOUCHARD, L. HOLLIS, D. S. JOHNSTON, C. L. LAUSEN, J. M. RATCLIFFE, D. K. RISKIN, J. R. TAYLOR, y J. ZIGOURIS.** 2001. The bat fauna of Lamanai, Belize: roosts and trophic roles. *Journal of Tropical Ecology* 17:511-524.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J.** 2004. Clasificación de los murciélagos de la región de los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 20:239-243.
- GARCÍA, E.** 2001. Climas. Mapa vectorial 1:1 000 000. CONABIO. Ciudad de México, México.
- GOITI, U., J. R. AIHARTZA, I. GARIN, y J. ZABALA.** 2003. Influence of habitat on the foraging behaviour of the Mediterranean Horseshoe Bat, *Rhinolophus euryale*. *Acta Chiropterologica* 5:75-84.

- HANDLEY, C. O. JR., Y D. W. MORRISON.** 1991. Foraging behavior. Pp. 137-140 Demography and natural history of the common fruit bat, *Artibeus jamaicensis*, on Barro Colorado Island, Panama (Handley, Jr., C. O., D. E. Wilson, y A. L. Gardner, eds.). Smithsonian Contributions to Zoology 511. Washington, EE. UU.
- HERD, R. M.** 1983. *Pteronotus parnellii*. Mammalian Species 209:1-5.
- HERNÁNDEZ-ESCOBEDO, Q., F. MANZANO-AGUGLIARO, Y A. ZAPATA-SIERRA.** 2010. The wind power of México. Renewable and Sustainable Energy Reviews 14:2830-2840.
- HORNER, M. A., T. H. FLEMING, Y C. T. SAHLEY.** 1998. Foraging behavior and energetics of a nectar-feeding bat, *Leptonycteris curasoae* (Chiroptera: Phyllostomidae). Journal of Zoology 244:575-586.
- INEGI.** 2005. Mapa de uso de suelo y vegetación serie V. Mapa vectorial, escala 1:250 000. INEGI. San Luis Potosí, México.
- JENNINGS, N. V., S. PARSONS, K. E. BARLOW, Y M. R. GANNON.** 2004. Echolocation calls and wing morphology of bats from the West Indies. Acta Chiropterologica 61:75-90.
- KUNZ, T.H., C. WEMMER, Y V. HAYSEN.** 1996. Sex, age and reproductive condition of mammals. Pp. 279-290 in 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 Press. Washington, EE. UU.
- LOAYZA, A.P., Y B.A. LOISELLE.** 2008. Preliminary information on the home range and movement patterns of *Sturnira lilium* (Phyllostomidae) in a naturally fragmented landscape in Bolivia. Biotropica 40:630-635.
- LORENZO, C., E. C. SÁNTIZ, D. A. NAVARRETE, Y J. BOLAÑOS.** 2014. Causes and consequences of change rates in the habitat of the threatened tropical porcupine, *Sphiggurus mexicanus* (Rodentia: Erethizontidae) in Oaxaca, Mexico: implications for its conservation. Revista de Biología Tropical 62:1481-1494.
- MEDELLÍN, R. A., H. T. ARITA, Y O. SÁNCHEZ.** 1997. Identificación de los murciélagos de México, clave de campo. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- MENDES, P., T. B. VIEIRA, M. OPREA, Y A. D. DITCHFIELD.** 2009. Long-distance movement of *Artibeus lituratus* (Chiroptera: Phyllostomidae) in the State of Espírito Santo, Brazil. Ecotropica 15:43-46.
- MEYER, C. F. J., M. WEINBEER, Y E. K. V. KALKO.** 2005. Home-range size and spacing patterns of *Macrophyllum macrophyllum* (Phyllostomidae) foraging over water. Journal of Mammalogy 86:587-598.
- MOLINA-FREANER, F., A. ROJAS-MARTÍNEZ, T. H. FLEMING, Y A. VALIENTE-BANUET.** 2004. Pollination biology of the columnar cactus *Pachycereus pecten-aboriginum* in north-western México. Journal of Arid Environments 56:117-127.
- MONTIEL, S., A. ESTRADA, Y P. LEÓN.** 2006. Bat assemblages in a naturally fragmented ecosystem in the Yucatan Peninsula, Mexico: species richness, diversity and spatio-temporal dynamics. Journal of Tropical Ecology 22:267-276.
- NAMS, V. O.** 2000. Locate II. A program to triangulate radiotelemetry bearings and calculate error ellipses. Dalhousie University. Nova Scotia, Canadá.
- ORTIZ-PÉREZ, M. A., J. R. HERNÁNDEZ, Y J. M. FIGUEROA.** 2004. Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. Pp. 43-54 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.
- PADILLA, L. S., Y V. QUIROZ.** 2005. Dinámica territorial urbana en el Estado de Oaxaca 1950-2000. Polígonos. Revista de Geografía 15:65-87.
- PATTERSON, B. D., M. R. WILLING, Y R. D. STEVENS.** 2003. Trophics strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. Pp. 536-579 Bat ecology (Kunz, T. H., y M. B. Fenton, eds.). University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.

- RIPPERGER, S. P., E. K. V. KALKO, B. RODRÍGUEZ-HERRERA, F. MAYER, Y M. TSCHAPKA.** 2015. Frugivorous bats maintain functional habitat connectivity in agricultural landscape but rely strongly on natural forest fragments. *PLoS ONE* 14:e0120535.
- ROGERS, A. R., Y J. G. KIE.** 2007. Home Range Tools for ArcGIS. Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Tunder Bay, Canadá.
- RYDELL, J., H. T. ARITA, M. SANTOS, Y J. GRANADOS.** 2002. Acoustic identification of insectivorous bats (order Chiroptera) of Yucatan, Mexico. *Journal of Zoology* 257:27-36.
- SENER (SECRETARÍA DE ENERGÍA).** 2015. Inventario Nacional de Energías Renovables (INERE). Disponible en <http://inere.energia.gob.mx>.
- TÉLLEZ-GIRÓN, G.** 2005. *Sturnira ludovici*. Pp. 248-249 in 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.
- TIBBITTS, T., A. PATE, Y. PETRYSZYN, Y B. BARNES.** 2002. Determining foraging and roosting areas for Underwood's Mastiff Bat (*Eumops underwoodi*) using radiotelemetry, at Organ Pipe Cactus National Monument, Arizona. Final Summary Report, year two – December 2002. Desert Southwest Cooperative Ecosystems Studies Unit, The University of Arizona, Tucson. Disponible en: <https://www.nps.gov/orpi/learn/nature/upload/EumopsFinal02.pdf>
- VON HELVERSEN, O., E Y. WINTER.** 2003. Glossophagine bats and their flowers: costs and benefits for plants and pollinators. Pp. 346–397 in Bat ecology (Kunz, T. H., y M. B. Fenton, eds.). University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- VOIGT, C. C., D. H. KELM, Y G. H. VISSER.** 2006. Field metabolic rates of phytophagous bat: do pollination strategies of plants make life of nectar-feeders spin faster? *Journal of Comparative Physiology* 176:213-222.

Submitted: January 19, 2016

Reviewed: March 7, 2016

Accepted: April 24, 2016

Associated editor: Cristina Macswiney

Distribución y densidad del conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*) en el Área Natural Protegida Corredor Biológico Chichinautzin

Distribution and density of the zacatuche rabbit (*Romerolagus diazi*) at the Protected Natural Area "Corredor Biológico Chichinautzin"

Areli Rizo-Aguilar¹, Christian Delfín-Alfonso², Alberto González-Romero³ y José Antonio Guerrero^{1*}

¹ Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Av. Universidad 1001, 62209. Cuernavaca, Morelos, México. Email: areli.rizo@uaem.mx (ARA), aguerrero@uaem.mx (JAG).

² Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana. Av. Luis Castelazo Ayala s/n, 91190. Xalapa, Veracruz, México. Email: cada7305@gmail.com (CDA).

³ Instituto de Ecología, A. C. Carretera antigua a Coatepec N° 351, El Haya, 91070. Xalapa, Veracruz, México. Email: alberto.gonzalez@inecol.mx (AGR).

*Corresponding author

The Protected Natural Area (PNA) "Corredor Biológico Chichinautzin" contains a large area of bunchgrasses, a habitat that is necessary for the zacatuche rabbit to survive. As part of a monitoring program used to evaluate the status of the zacatuche rabbit's populations within this PNA, we estimated its distribution by using direct (sightings) and indirect methods (latrines) during visits performed to all the available habitats. Additionally, we estimated the annual density of the zacatuche rabbit using a line transect method, sampling eight, one-kilometer-long transects monthly during one year. Based on 101 latrine records and 48 sightings, a distribution map was prepared for the region using the convex polygon method in ArcView. Most of this distribution (166.43 km²) represents an area that had not been previously reported in the literature for the zacatuche rabbit. Using the half-normal model that best fit the data, we estimated a density of 4.2 rabbits/ha. Our results suggest that the Corredor Biológico Chichinautzin meets the criteria necessary to be cataloged as a core distribution area for the zacatuche rabbit. Therefore, we suggest that both management and conservation of this habitat within the PNA should be made a priority.

El Área Natural Protegida (ANP) "Corredor Biológico Chichinautzin" contiene una extensa área de pastizales amacollados, un hábitat que es necesario para que el zacatuche sobreviva. Como parte de un programa de monitoreo para evaluar el estado de las poblaciones del conejo zacatuche en esta ANP, estimamos su distribución utilizando métodos directos (avistamientos) e indirectos (letrinas) durante visitas a todos los hábitats disponibles. Además, se estimó su densidad anual utilizando el método de transectos lineales, muestreando cada mes ocho transectos de un km de largo durante un año. Con base en los registros de 101 letrinas y 48 avistamientos, se elaboró un mapa de distribución para la región mediante el método del polígono convexo en ArcView. La mayor parte de esta distribución (166,43 km²) representa un área que no habían sido previamente reportada en la literatura para el zacatuche. Usando el modelo half-normal que fue el mejor que se ajustó a los datos, se estimó una densidad de 4.2 conejos/ha. Nuestros resultados sugieren que el Corredor Biológico Chichinautzin cumple con los criterios necesarios para ser catalogado como un área núcleo de distribución para el zacatuche. Por lo tanto, sugerimos que el manejo y la conservación de este hábitat en el ANP deben ser una prioridad.

Key words: conservation, density, distribution, IUCN *Romerolagus diazi*.

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

Introduction

The zacatuche rabbit (*Romerolagus diazi*) is an endemic species to the Trans-Mexican Volcanic Belt. Previous studies have indicated that the zacatuche rabbit has a strong preference for subalpine habitats (2,800–4,200 m), with higher abundances found in open pine forests (*Pinus* spp.) that have abundant bunch grasses (*Festuca toluensis*, *Muhlenbergia* spp., *Jarava ichu*) in their understory (Velázquez and Heil 1996; Rizo-Aguilar et al. 2015). Based on this, the zacatuche rabbit is considered a habitat specialist. Its habitat has been severely fragmented due to factors such as urbanization, agricultural conversion, illegal logging, and wildfires (Velázquez et al. 2011). As a result, the species is classified as endangered on the IUCN Red List (AMCELA et al. 2008), and as at risk of extinction by Mexican Legislation (SEMARNAT 2010).

Until the late 1980s the precise area of distribution of *R. diazi* was unknown. López-Forment and Cervantes (1979) estimated that its area covered a total of 150 km². In contrast, Hoth et al. (1987) only found zacatuche rabbits in three isolated areas in the central Trans-Mexican Volcanic Belt: the Sierra Nevada mountains, and the Tlaloc and Pelado volcanoes. The total area of distribution estimated by Hoth et al. (1987) was 280 km². Motivated by these contrasting findings, Velázquez et al. (1996) conducted a survey throughout the proposed geographic range of *R. diazi* to document its historical and current distribution. Based on collection records, sightings, traces (pellets) and interviews with farmers, they estimated a distribution area of 386 km². Within this, four core and 12 peripheral areas were recognized. This information was used to do the distributions maps for the zacatuche rabbit that are now available in the literature and on web pages (Velázquez et al. 1996; AMCELA et al. 2008).

Studies conducted on the Pelado Volcano, one of the four core areas of zacatuche rabbit, indicated that densities estimated using line transects ranged from 0.11 to 1.20 rabbits/ha according to habitat characteristics (Velázquez 1994). Other studies conducted on the Pelado, Tlaloc and Iztaccíhuatl Volcanoes based on fecal pellet counts have shown that the abundance of this species is highly variable, ranging from 0.1 to 3.1 latrines/m² (Velázquez 1994; Velázquez and Heil 1996; Velázquez et al. 1996).

The Corredor Biológico Chichinautzin (hereafter COBIOCH) is a Protected Area located in the northern part of the state of Morelos (Figure 1). The area of the COBIOCH (657.2 km²) includes Fractions I and II, covering the zone between Lagunas de Zempoala and El Tepozteco National Parks, and creating a biological corridor that ensures the continuity of ecological processes of the biota in the area. It contains one of the largest areas of grassland in central Mexico (Cabrera-García et al. 2006), and likely acts as a corridor connecting the zacatuche rabbit populations of two core areas of its distribution, the Tlaloc Volcano with those of the Pelado Volcano (Velázquez et al. 1996). Paradoxically, very little is known about the current status of *Romerolagus diazi* in the area, and there are only a few historical records dating from Velázquez et al. (1996).

In this paper we provide evidence of newly occupied areas by *R. diazi* as well as its annual density within the COBIOCH and its influence area. The outcomes are further discussed in the light of the relevance of this protected area for conservation of the endangered zacatuche rabbit.

Material and Methods

To document the distribution of the zacatuche rabbit, from June to November 2008, and from June to December 2011 we randomly selected 173 points (Appendix 1) from all habitats with bunchgrasses in the COBIOCH. Each point consisted of an area of 50 x 50 m within which exhaustive searches were conducted and latrines counted by at least 4 people. The zacatuche faeces are reliably distinguished from the ones of the other two lagomorphs *Sylvilagus floridanus*

and *S. cunicularius* due to their size and shape (Hoth et al. 1987). The latrine counting method has been used previously to document the abundance and distribution of the zacatuche rabbit (Fa et al. 1992; Velázquez 1994). In addition, we recorded all zacatuches sighted along the roads and in the grasslands while driving or walking between sampling sites. Each sampling point and rabbit sighting was recorded using the Universal Transverse Mercator (UTM) geographic coordinate system, and was uploaded to a Geographical Positioning System software using a Garmin GPS device (coordinate output to WGS84). With these records, we estimated the area of distribution for the species within the COBIOCH, and we compared it to the distribution area estimated using all of the records reported by Velázquez et al. (1996). In both cases, we first generated a buffer area of 100 m in radius around the location of each record, to determine the area where the species might be located. We then estimated its probable distribution area using the Minimum Convex Polygon method, and the Fixed Kernel Isopleths method, both at a 95 % confidence level (Harris et al. 1990; Worton 1995). The output models for each method were combined spatially (MCP + Kernel model), and were subsequently cut with contours above 2,800 m, the lower elevation limit recorded for the area; finally we intersected it with the polygon of the COBIOCH to measure the area that lies within the protected natural area. The process was performed using the "Animal Movement Analyst" for ArcView 3.2.

The annual density of the zacatuche rabbit was estimated using the line transect method (Buckland et al. 1993). For this, eight reasonably straight, permanent 1000-m-long walking line transects were established, at least 1 km apart, to cover different habitats. Monthly zacatuche rabbit surveys were conducted from March 2010 to February 2011. Two experienced observers

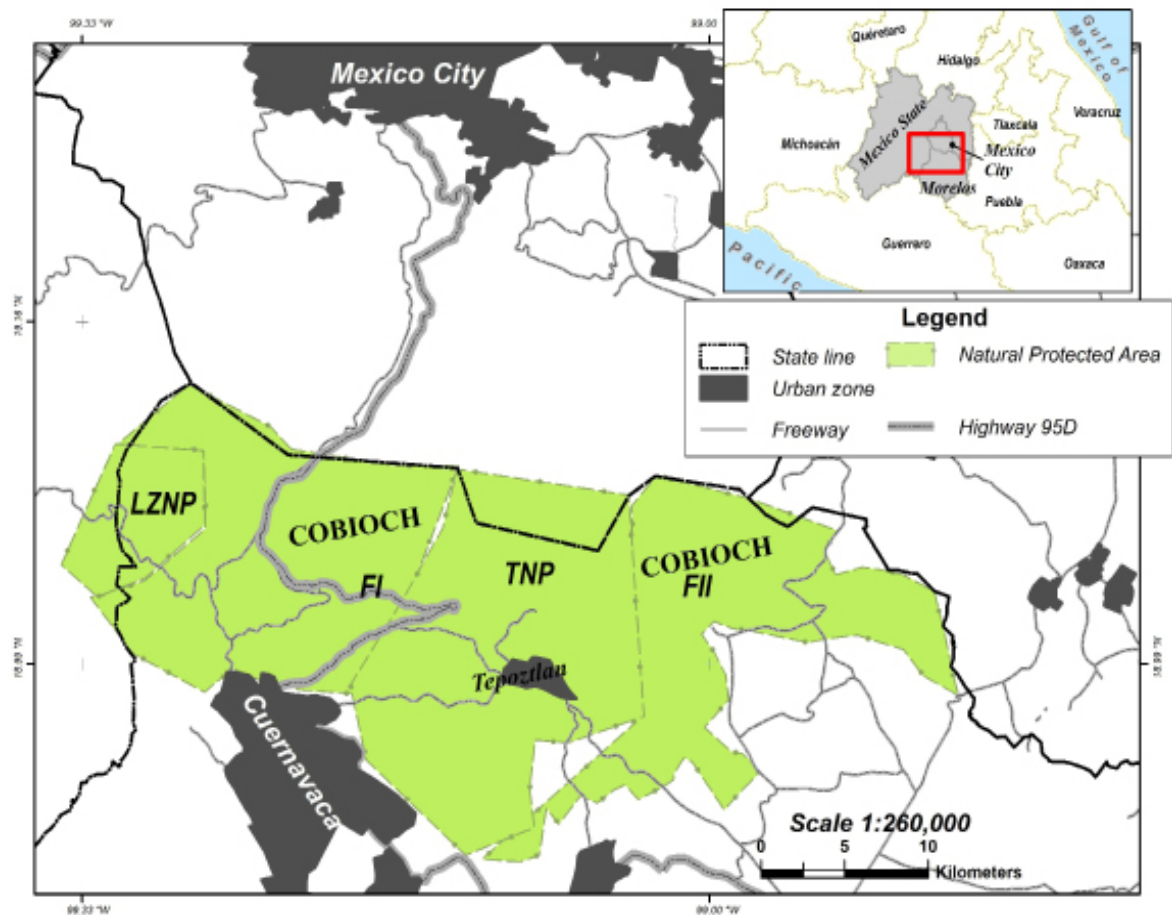


Figure 1. Location of the Corredor Biológico Chichinautzin Protected Area in Mexico. Lagunas de Zempoala National Park (LZNP); Fraction I (FI) Fraction II (FII); El Tepozteco National Park (TNP).

conducted the survey, both searching ahead and to each side of the transect while walking at a relatively constant speed of 0.5 km/h. All surveys were conducted between 7:00 and 9:00 h, which is the time of the day when the zacatuche rabbit is most active (Solorio-Damián 2013). The position of rabbits observed on the center line of the transect was recorded as a distance of zero, and for those observed to either side of the transect the distance (m) was recorded perpendicularly from the rabbit to the center line (Buckland *et al.* 1993) using an electronic distance measuring tool, the Multi Measure Combo Pro (Sonin Inc.). The data were analyzed using the Distance 5.0 program (Thomas *et al.* 2010) to estimate rabbit density per hectare. To model the detection function of the perpendicular distances, data were pooled across all transects. Three models were considered for the detection function: half-normal, uniform and hazard rate. In each case, the need for cosine adjustment terms was assessed using likelihood ratio tests. In all analyses, 5 % of the longest distances were shortened to avoid bias introduced by outlier distance sightings. The final model was chosen based on a combination of a low value for Akaike's information criterion (AIC) and low variance.

Results

The presence of the zacatuche rabbit was documented at 149 points within the northernmost part of the COBIOCH. It was absent from 24 points with suitable habitat. The records include 48 sightings and 101 pellet counts. The estimated occupied area based on 49 historical records was 56.85 ha. Based on all our field records, the estimated area occupied by this species in the Protected Natural Area and the zone of influence was 166.43 km² (Table 1). Most of this estimated area (98 ha) is located within the polygon of the COBIOCH. Comparing this area with that estimated based on historical records (Figure 2), this one represents an increase of 109 ha of the occupied area previously known.

During the 12 months of the density survey, a total of 97 zacatuche rabbits were sighted along 96 km of transect. The analysis of this data using the Distance 5.0 software indicates that the half-normal + 1 cosine model provided the best fit to our distance data according to the AIC and variance values (Table 2). This model estimates a density of 4.2 individuals/ha.

Table 1. Estimated area occupied by *Romerolagus diazi* (km²) based on historical and recent records for the Corredor Biológico Chichinautzin (COBIOCH) Protected Natural Area.

	Estimated area (km ²)	
	Historical records	Recent records
Fractions I and II	32.09	98.96
El Tepozteco	8.64	46.88
Lagunas de Zempoala	16.12	20.59
Total area	56.85	166.43

Discussion

Our results represent an increase of the knowledge related to the range of the distribution for *R. diazi* into the COBIOCH and its influence zone. Most of the recent estimated area was not included in the distribution map proposed by Velázquez *et al.* (1996), which is the basis for the IUCN map (IUCN 2012). Clearly, our findings do not represent an expansion of the zacatuche rabbit in the Sierra de Chichinautzin, but reflects our intensive sampling. Before our field survey, there were only 49 historical records based on collecting data, literature and field surveys conducted in the study area (Appendixes 2 and 3 in Velázquez *et al.* 1996).

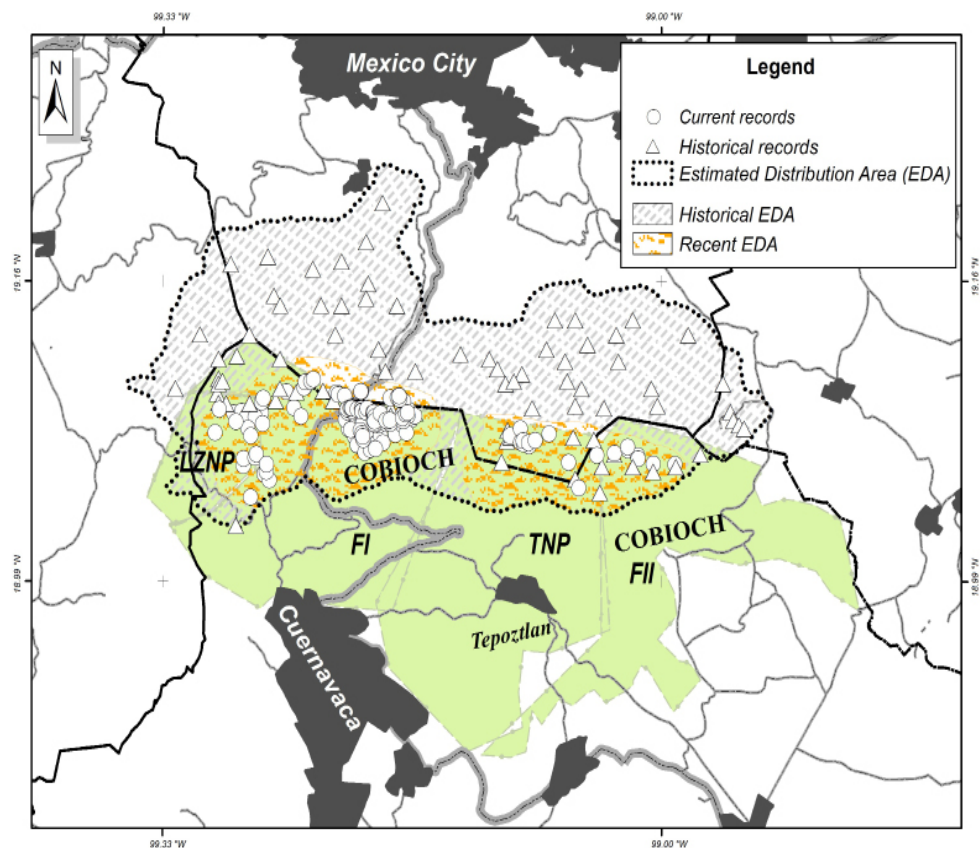


Figure 2. Distribution area of *Romerolagus diazi* within the Corredor Biológico Chichinautzin based on historical and recent records. LZNP, Lagunas de Zempoala National Park. FI, Fraction I. FII, Fraction II. TNP, El Tepozteco National Park. Estimated areas are provided in Table 1.

[Velázquez et al. \(1996\)](#) based on those records, together with an analysis of climate, elevation and vegetation maps along the Trans-Mexican Volcanic Belt, recognized six peripheral areas (isolated from each other) for the zacatuche rabbit within the area inside the COBIOCH. Our direct and indirect records point to a different scenario. First, the proximity of all the records indicates that the populations of the zacatuche rabbit might not be isolated from each other and that the rabbits are likely moving between landscapes. The only barrier to dispersal is the highway 95D (Mexico City-Cuernavaca), built in 1952, that crosses the COBIOCH and has barred connectivity between populations on either side of it ([Uriostegui-Velarde 2014](#)). Second, [Velázquez et al. \(1996\)](#) recognized as core distribution areas of *R. diazi* those with suitable habitat where rabbits were sighted and traces (pellets) were found. The results presented here clearly meet these criteria, therefore indicating that the COBIOCH must be also considered a core area of the zacatuche rabbit. Added to that, our result regarding the estimated annual density also provides evidence that the COBIOCH is one of the most important habitats for zacatuche rabbit populations. Density estimated

Table 2. Annual density (D) of *Romerolagus diazi* estimated using Akaike's information criterion (AIC) and the percent coefficient of variation (% CV) for each model.

Model	AIC	D	% CV
Half-normal + 1 cosine	614.24	4.2	10.1
Unifrom + 1 cosine	675.68	7.7	14.7
Hazard rate + 1 cosine	668.13	8.1	12.5

is higher than the only previous report of 1.2 rabbits/ha for the area of the Pelado Volcano using a similar methodology (Velázquez 1994).

These results make an important contribution to our knowledge of the distribution of *R. diazi*, and the evidence regarding its occurrence and density obtained during this study allow us to suggest that the COBIOCH provides a suitable habitat with conditions that are appropriate for *R. diazi* to establish and maintain populations with high abundances. It is therefore necessary to implement conservation actions that focus on habitat management and protection in order to avoid the habitat loss and fragmentation that result from grazing, crop cultivation and road construction.

Acknowledgements

We thank all students of the Facultad de Ciencias Biológicas, of the Universidad Autónoma del Estado de Morelos for helping with the field-work. This study was partially funded by the Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. A. Rizo-Aguilar received a graduate studies scholarship from CONACYT (44564).

Literature cited

- AMCELA (ASOCIACIÓN MEXICANA PARA LA CONSERVACIÓN Y ESTUDIO DE LOS LAGOMORFOS), F. J. ROMERO-MALPICA, H. RANGEL-CORDERO, P. C. DE GRAMMONT, AND A. D. CUARÓN.** 2008. *Romerolagus diazi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T19742A9008580. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T19742A9008580>. Downloaded on 26 January 2016.
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, AND J. L. LAAKE.** 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman and Hall. London, United Kingdom.
- CABRERA-GARCÍA, L., J. A. VELÁZQUEZ, AND M. E. ESCAMILLA.** 2006. Identification of priority habitats for conservation of the Sierra Madre sparrow *Xenospiza baileyi* in Mexico. *Oryx* 40:211-217.
- FA, J. E., F. J. ROMERO, AND J. LÓPEZ-PANIAGUA.** 1992. Habitat use by parapatric rabbits in a Mexican high-altitude grassland system. *Journal of Applied Ecology* 29:357-370.
- HARRIS, S., W. J. CRESSWELL, P. G. FORDE, W. J. TREWHELLA, T. WOOLLARD, AND S. WRAY.** 1990. Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* 20:97-123.
- HOTH, J., A. VELÁZQUEZ, F. J. ROMERO, L. LEÓN, M. ARANDA, AND D. J. BELL.** 1987. The volcano rabbit: a shrinking distribution and a threatened habitat. *Oryx* 21:85-91.
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE).** 2008. *Romerolagus diazi*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4
- LÓPEZ-FORMENT, W., AND F. A. CERVANTES.** 1979. Preliminary observations of the ecology of *Romerolagus diazi* in Mexico. World Lagomorph Conference. Guelph University. Guelph, Canada.
- RIZO-AGUILAR, A., J. A. GUERRERO, M. G. HIDALGO-MIHART, AND A. GONZÁLEZ-ROMERO.** 2015. Relationship between the abundance of the endangered volcano rabbit *Romerolagus diazi* and vegetation structure in the Sierra Chichinautzin mountain range, Mexico. *Oryx* 49:360-365.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la

- Federación. Jueves 30 de diciembre de 2010. Segunda Sección, pp. 1–77.
- SOLORIO-DAMIÁN, M.** 2013. Descripción de la actividad crepuscular del conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*) en estado Silvestre en el Corredor Biológico Chichinautzin. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, México.
- THOMAS, L., S. T. BUCKLAND, E. REXSTAD, J. L. LAAKE, S. STRINDBERG, S. HEDLEY, J. R. B. BISHOP, T. A. MARQUES, AND K. P. BURNHAM.** 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47:5-14.
- URIOSTEGUI-VELARDE, J. M.** 2014. Conectividad de poblaciones de teporingo (*Romerolagus diazi*) en la Sierra del Chichinautzin. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, México.
- VELÁZQUEZ, A.** 1994. Distribution and population size of *Romerolagus diazi* on El Pelado Volcano, México. *Journal of Mammalogy* 75:743-749.
- VELÁZQUEZ, A., AND G. W. HEIL.** 1996. Habitat suitability study for the conservation of the volcano rabbit (*Romerolagus diazi*). *Journal of Applied Ecology* 33:543-554.
- VELÁZQUEZ, A., F. J. ROMERO, AND L. LEÓN.** 1996. Fragmentación del hábitat del conejo zacatuche. Pp. 73-86 en *Ecología y conservación del conejo zacatuche (Romerolagus diazi) y su hábitat* (Velázquez, A., F. J. Romero, y F. López-Paniagua, eds.). Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México. México.
- VELÁZQUEZ, A., A. LARRAZABAL, AND F. ROMERO.** 2011. Del conocimiento específico a la conservación de todos los niveles de organización biológica. El caso del zacatuche y los paisajes que denotan su hábitat. *Investigación Ambiental* 3:59-62.
- WORTON, B. J.** 1995. A convex hull-based estimator of home-range size. *Biometrics* 51:1206-1215.

Submitted: March 16, 2016

Reviewed: April 4, 2016

Accepted: April 26, 2016

Associated editor: Consuelo Lorenzo

Appendix 1

List of sampled points used to document both distribution and estimated occupied area of *Romerolagus diazi* within the COBIOCH.

	X	Y		X	Y
1	481452.8630	2110266.7704	43	468505.3013	2110784.7857
2	478781.8766	2108370.8834	44	469682.3159	2110006.8160
3	479526.7436	2110152.6332	45	470225.3242	2107237.9499
4	478861.7115	2110455.5028	46	470238.8004	2107681.3369
5	477642.8210	2110156.6659	47	471039.5803	2107743.6436
6	469528.2843	2110561.6963	48	471139.3437	2107960.9222
7	470095.3161	2110646.8244	49	471508.5979	2111234.5920
8	470445.3828	2110280.5183	50	471635.9637	2111470.7897
9	478809.1557	2108203.6573	51	471849.9994	2106855.7496
10	478830.1949	2108710.7495	52	471862.5065	2107320.1455
11	478315.6355	2108526.9412	53	474542.1658	2112130.2452
12	478158.4247	2109034.2433	54	474630.8961	2112506.5556
13	478176.6789	2109642.7621	55	475018.2599	2112546.2835
14	478229.9038	2110171.3304	56	475210.9037	2112666.7673
15	479429.0815	2108525.6660	57	476852.6562	2111819.5911
16	479453.0189	2109026.6088	58	476968.6579	2111699.5974
17	477708.9807	2109529.6043	59	477487.0047	2110139.3884
18	477532.1418	2110694.6526	60	477742.3155	2110814.5933
19	477800.4594	2110267.1193	61	477865.0494	2109502.8715
20	479503.2318	2109506.0086	62	478043.0510	2110618.2535
21	478994.6300	2109395.9373	63	478257.6772	2109780.6970
22	479970.4083	2109148.9770	64	478317.6782	2108533.7618
23	480156.9184	2108666.2467	65	478590.6820	2111899.5868
24	480935.3395	2109691.9517	66	478613.6823	2111876.5880
25	481051.7239	2109200.0827	67	478635.6828	2109812.6953
26	481991.2748	2110720.4900	68	478876.6865	2108059.7864
27	482157.2441	2110111.7888	69	479007.7023	2110470.4311
28	481613.3426	2109734.2912	70	479029.6886	2110830.6423
29	474626.7103	2112185.9736	71	479262.6922	2108234.7773
30	473285.1538	2111895.8928	72	479355.0674	2110590.4048
31	473812.5856	2110887.0433	73	479590.6359	2110537.2276
32	474329.0247	2110336.1694	74	479623.9575	2110290.3604
33	471690.5902	2106706.9106	75	479627.6977	2108285.7746
34	472060.6061	2106318.7862	76	479803.1711	2110296.3301
35	470734.5925	2105250.0526	77	479907.4957	2109789.8364
36	471624.5502	2111464.7116	78	480668.2739	2111484.5282
37	471503.6491	2110564.6831	79	481182.3305	2111519.5964
38	471056.1302	2110288.7695	80	481344.1039	2111424.8213
39	471595.5202	2109881.6200	81	481642.5134	2111279.8588
40	470552.3788	2109576.5260	82	481763.5223	2109955.8276
41	470741.5907	2109112.1335	83	481840.9954	2109294.4620

	X	Y		X	Y
42	468210.2981	2109305.8626	84	482431.2751	2110350.7271
85	489211.6459	2109112.8611	127	477925.6722	2110676.6504
86	489946.5818	2109552.4782	128	478683.6835	2110448.6622
87	489958.9280	2108696.6827	129	477981.6730	2110646.6520
88	491000.6754	2108824.8860	130	478590.6820	2111899.5868
89	491996.6992	2109227.8650	131	478717.6840	2109849.6934
90	493376.7787	2107431.9383	132	477864.6714	2109502.7115
91	494102.9175	2105834.8814	133	498337.9753	2107662.8062
92	495393.7917	2107876.0152	134	477619.0386	2110806.2887
93	496656.6384	2108011.2581	135	477807.7744	2110858.5430
94	497617.1916	2108209.6678	136	477893.2357	2110876.4591
95	498305.8069	2107862.9158	137	477949.4276	2110846.6226
96	499402.8221	2107334.9533	138	478331.1302	2110758.0942
97	500963.8503	2107296.9553	139	478543.6815	2109444.7144
98	478591.6820	2111908.5864	140	478590.6820	2111899.5868
99	477435.6649	2111628.6010	141	478613.1484	2110814.6882
100	478694.6838	2109045.7352	142	478644.3449	2110663.8930
101	479592.6970	2110086.6810	143	478651.4440	2110648.8798
102	478676.6834	2110463.6614	144	478662.7023	2109246.1197
103	479541.6962	2110249.6725	145	478714.5491	2109067.4050
104	481348.7230	2111413.6119	146	478945.4344	2110604.2671
105	479543.6963	2110378.6658	147	479032.0286	2110827.5345
106	480008.7032	2110326.6685	148	479438.9327	2110545.8951
107	480402.7091	2109869.6922	149	479477.7503	2110453.7519
108	480681.7132	2109896.6908	150	479493.0675	2110066.1261
109	480681.7132	2109896.6908	151	479494.0925	2110433.4790
110	481936.7318	2110365.6663	152	479509.5507	2110450.2851
111	481592.7267	2110038.6833	153	479509.5507	2110450.2851
112	479526.6960	2110233.6733	154	479511.8728	2110579.1824
113	490556.8599	2108475.7641	155	479511.8728	2110579.1824
114	490169.8541	2108600.7576	156	479511.8728	2110579.1824
115	478363.6787	2110557.6566	157	479560.5735	2110287.1816
116	478645.6829	2110614.6536	158	479565.3606	2110016.3086
117	479063.6891	2110627.6529	159	479976.7657	2110526.3381
118	478746.6845	2108867.7444	160	480370.6836	2110069.6868
119	479509.6958	2110253.6723	161	480650.0997	2110096.7964
120	479597.6971	2109815.6951	162	481311.1034	2111624.8109
121	479525.6960	2109865.6925	163	481311.1034	2111624.8109
122	477839.6709	2110658.6514	164	481311.1034	2111624.8109
123	477651.6681	2110605.6542	165	481315.8615	2111613.7235
124	478977.6879	2110403.6645	166	481315.8615	2111613.7235
125	479471.6952	2110345.6675	167	481560.3622	2110238.3500
126	479387.6939	2110390.6652	168	481768.9663	2110476.9945
169	481904.4453	2110565.8179			

ZACATUCHE DISTRIBUTION AND DENSITY

	X	Y	X	Y
170	490137.5356	2108800.6563		
171	490525.0064	2108675.4957		
172	491000.6754	2108824.8840		
173	497585.1912	2108408.6525		

Primer registro de leucismo en *Glossophaga soricina valens* (Phyllostomidae: Chiroptera) en Perú

First record of leucism in *Glossophaga soricina valens* (Phyllostomidae: Chiroptera) from Peru

Dennisse Ruelas^{1,2*}, Miluska Ramos¹, Mercedes Molina¹ y Víctor Pacheco^{1,3}

¹ Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Av. Arenales 1256, Jesús María. Lima, Perú. Email: dennisse.ruelas@unmsm.edu.pe (DR), miluskarsanchez@gmail.com (MR), mercedes.molina.veramendi@gmail.com (MM).

² Museo de Historia Natural, Universidad Nacional de San Agustín, Av. Alcides Carrión s/n Facultad de Biología. Arequipa, Perú.

³ Instituto de Investigaciones de Ciencias Biológicas "Antonio Raimondi". Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú. Email: vpachecot@unmsm.edu.pe (VP)

* Corresponding author

Leucism is a genetic condition that manifest as the total or partial lack of coloration, as result of a deficiency in the melanin deposit in the skin and fur. We present the first occurrence of leucism in *Glossophaga soricina valens* from Peru, a nectarivorous species of the western slope of the Andes from Peru and Ecuador, and the Marañón valley. Also, we discuss some implications of this occurrence, and update the list of bat species recorded with leucism in the America.

El leucismo es una condición genética expresada externamente como la ausencia de coloración parcial o total resultante de una deficiencia en el depósito de melanina en la piel y el pelo. Presentamos el primer caso de leucismo en *Glossophaga soricina valens* para Perú, especie nectarívora de la vertiente occidental de los Andes de Perú y Ecuador, también presente en la cuenca del río Marañón. Se discuten algunas implicancias sobre este hallazgo y actualizamos la lista de especies de murciélagos registrados con leucismo en América.

Key words: albinism; checklist; deficiency; inbreeding.

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

Introducción

El leucismo es una condición genética poco frecuente manifestado como la ausencia total o parcial de la coloración en la piel y el pelo como resultado de una deficiencia en el depósito de melaninas (Buckley 1982; van Grouw 2006). La causa del leucismo es atribuida principalmente a la expresión de genes mutantes que producen una migración fallida de los melanoblastos (células productoras de pigmentos) de la cresta neural a la capa basal de la epidermis durante el desarrollo embrionario, ocasionando que muy pocos o ningún melanoblasto llegue a ciertas zonas, generando así la ausencia de color en estas partes (Mayer 1973; Ericsson *et al.* 1992; Buckley 1982; van Grouw 2006, 2012). Las zonas afectadas por el leucismo normalmente se observan blancas o rosadas debido a que las melaninas (melanina, eumelanina y feomelanina) no pueden depositarse (Miller 2005).

Esta anomalía se ha registrado en diferentes murciélagos en América, especialmente en aquellos de la familia Phyllostomidae (Uieda 2000). En Perú son pocos los reportes de murciélagos con alguna anomalía en la pigmentación, hasta ahora el leucismo se ha registrado en seis especies: *Artibeus anderseni*, *Chiroderma trinitatum*, *Desmodus rotundus*, *Phyllostomus hastatus*, *Sturnira lilium* y *Molossus rufus* (Medina y López 2010; Diaz y Linares 2012; Tello *et al.* 2014). En la presente nota reportamos el primer caso de leucismo en el murciélago nectarívoro *Glossophaga soricina valens*, distribuido en el occidente de los Andes de Perú, y actualizamos la lista de especies de murciélagos reportadas con leucismo en América.

Material y metodos

El registro se hace con base en un individuo macho adulto, colectado el 07 de noviembre del 2015, y depositado en el Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional de San Marcos (MUSM) con código MUSM 44121. Junto a éste fue capturado otro individuo de la misma especie, el cual no mostraba alguna anomalía en la coloración. Los especímenes fueron capturados en redes de neblina de 12 m x 2.5 m que permanecieron abiertas desde las 20:00 horas hasta las 22:30 horas, con un esfuerzo de muestreo de 5 redes-noche, como parte de un monitoreo de murciélagos en el Museo de Historia Natural.

El Museo se encuentra ubicado en el departamento y provincia de Lima, distrito de Jesús María (-12° 4' 39" S, -77° 2' 14" O) en la parte céntrica de Lima y rodeado de edificaciones ciudadinas. El Museo cuenta con un jardín de plantas de aproximadamente 5,300 m² con irrigación artificial, con más de 120 especies botánicas entre árboles y arbustos tanto de plantas nativas como introducidas, lo que le da una apariencia de bosque ralo con zonas arbustivas y césped ([Pacheco et al. 1990](#)).

Resultados y discusión

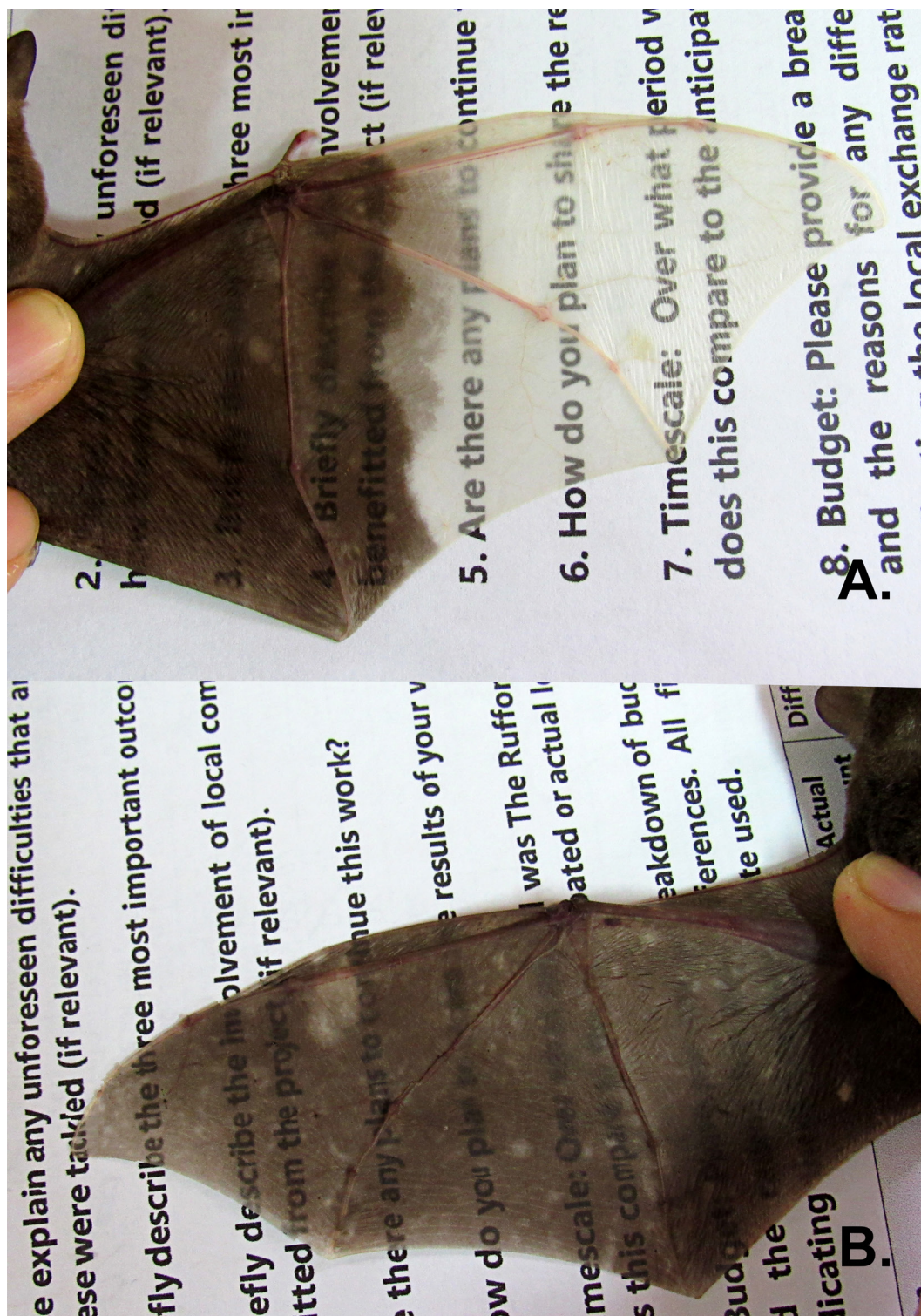
Glossophaga soricina es un murciélago nectarívoro ampliamente distribuido en el Neotrópico ([Miller 1913](#)), contiene cinco subespecies de las cuales dos se han registrado en Perú, *G. s. soricina* al oriente de los Andes y a *G. s. valens* al occidente y en el Valle Seco del Marañón ([Miller 1913](#); [Webster 1993](#); [Hoffmann y Baker 2001](#)). *Glossophaga soricina valens* es tratada aquí como subespecie y no como una especie plena como lo sugerido por [Pari et al. \(2015\)](#), ya que aún no hay una revisión minuciosa del taxón que la compare con las otras subespecies y que enmiende la diagnosis de *G. soricina*. Revisiones conocidas han optado por mantener ese estatus ([Webster 1993](#); [Hoffmann y Baker 2001](#)) que también es seguido aquí.

El primer caso de *G. soricina* reportado con desórdenes de pigmentación (albinismo total) carece de localidad de registro ([Schneider 1925](#)). Posteriormente en México se reportó un espécimen hembra de *G. s. handleyi* con albinismo parcial ([García-Morales et al. 2010](#)), luego [Zalapa et al. \(2014\)](#) reportaron un caso de leucismo no indicando la procedencia del espécimen. Nuestro registro corresponde al primer caso de leucismo en *Glossophaga soricina valens* y al primer caso de leucismo en un murciélago nectarívoro en Perú.

Consideramos que nuestro ejemplar presenta leucismo del tipo parcial (*sensu* [Miller 2005](#), [van Grouw 2012](#)), ya que presenta desordenes de pigmentación en la mitad del dactilopatagio derecho y en los pelos del dedo I derecho (Figura 2A). La ausencia de la pigmentación es tal que se muestra transparente, incluso pudiéndose leer un texto a través del éste, mientras que los huesos muestran una tonalidad rosada debido a su irrigación sanguínea. El dactilopatagio izquierdo se muestra más claro en la parte distal y más oscuro cerca al cuerpo y presenta pequeñas manchas blancas dispersas (Figura 2B). El pelaje de la región dorsal del cuello y sobre las orejas presenta las puntas (1/3 terminal) con una coloración normal, mientras que la parte basal (2/3 basal) es blanquecina. No notamos anomalías en otras partes del cuerpo o a nivel craneal. La coloración del cuerpo en general no presentó mayor alteración en la coloración y los ojos tenían una coloración y apariencia normales.

La coloración de los ojos no se ve afectada en el leucismo porque los cromatóforos del iris tienen un origen embrionario distinto a los de la piel, ya que se forman a partir del tubo neural, mientras que los de piel, a partir de la cresta neural ([Solarí 2004](#)). Contrariamente, en el albinismo la coloración de los ojos está ausente y se aprecian de color rojo debido a la

Figura 1. Leucismo en *Glossophaga soricina valens* (MUSM 44121): A) Dactilopatagio derecho y B) dactilopatagio izquierdo.



reflexión de los capilares sanguíneos de la retina (Griffiths *et al.* 2000) y además las partes desnudas suelen ser rosadas o rojizas (Miller 2005; van Grouw 2006).

La ausencia de coloración en individuos leucísticos no está relacionado con la ausencia o defectos en la tirosinasa, enzima que cataliza la producción de melanina (van Grouw 2012), como lo sugirieron Sage (1962) y Krecsák (2008), ya que esta enzima se encontraría presente en éstos y

la producción de melaninas sería normal (Urcola 2011), contrariamente en individuos albinos esta enzima se presenta defectuosa (Armstrong y Bennett 1982).

Sin embargo, el leucismo en murciélagos ha sido tratado incorrectamente como albinismo parcial por varios autores (Metzger 1956; Feng et al. 2007; Hernández-Mijangos 2009; Boada y Tirira 2010; Marin-Vásquez et al. 2010; Acosta et al. 2011; Mantilla-Meluk y Jiménez-Ortega 2011; Díaz y Linares 2012) han reportado especies con ausencia de coloración total o parcial en la piel y el pelo, pero con la coloración normal de los ojos.

A la fecha, en América se han reportado 45 especies de murciélagos con leucismo (Tabla 1), la familia con más casos es Phyllostomidae ($n = 25$, 55.5 %), seguida de Vespertilionidae ($n = 10$, 22.2 %), Molossidae ($n = 9$, 20.0 %) y Mormoopidae ($n = 1$, 2.2 %). Las especies nectarívoras tienen menor cantidad de casos con tres especies, mientras que los frugívoros (16 especies) e insectívoros (21 especies) presentan mayor cantidad de casos. Los países con más especies reportadas con esta anomalía son México ($n = 13$),

Tabla 1. Especies de murciélagos registrados con leucismo en países de América (* = Sin ejemplares de referencia).

ESPECIES	PAÍS	REFERENCIA
FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE		
<i>Anoura caudifer</i>	Colombia, Venezuela	Linares (1967), Velandia-Perilla et al. (2013).
<i>Artibeus amplus</i>	Colombia, Venezuela	Marin-Vasquez et al. (2013), Muñoz-Romo et al. (2015)
<i>Artibeus anderseni</i>	Perú	Tello et al. (2014)
<i>Artibeus jamaicensis</i>	México, Colombia	Hernández-Mijangos (2009), Sánchez-Hernández et al. (2010), Marin-Vasquez et al. (2010), García-Morales et al. (2012, 2010), Sánchez-Hernández et al. (2012)
<i>Artibeus lituratus</i>	México, Costa Rica, Colombia, Brasil	Sánchez et al. (1989), López-Wilchis et al. (2012), Sánchez-Hernández et al. (2012), García-Morales et al. (2013), Souza et al. (2013), Velandia-Perilla et al. (2013), Olarte-González et al. (2014), Zalapa et al. (2014)*
<i>Artibeus phaeotis</i>	México, Guatemala	Sánchez et al. (1989), Trujillo y Barahona (2014)
<i>Artibeus planirostris</i>	Colombia, Brasil	Marin-Vasquez et al. (2013), Guimaraes et al. (2014)*, Chacón et al. (2015)
<i>Artibeus watsoni</i>	México	Hernández-Mijangos (2009)
<i>Carollia brevicauda</i>	Colombia, Venezuela	Soriano et al. (1993), Marin-Vasquez et al. (2010), Velandia-Perilla et al. (2013)
<i>Carollia perspicillata</i>	Trinidad y Tobago, Ecuador, Brasil	Goodwin y Greenhall (1961), Boada y Tirira (2010), Rocha et al. (2013)
<i>Carollia sowelli</i>	México	Hernández-Mijangos (2009)
<i>Chiroderma trinitatum</i>	Perú	Tello et al. (2014)
<i>Dermanura rosenbergi</i>	Colombia	Velandia-Perilla et al. (2013)
<i>Desmodus rotundus</i>	Perú,	Tello et al. (2014)
<i>Glossophaga soricina</i>	¿?, México, Perú	Schneider (1925), García-Morales et al. (2010), Zalapa et al. (2014)*, este trabajo
<i>Lonchophylla robusta</i>	Colombia	Velandia-Perilla et al. (2013)
<i>Lophostoma silvicolium</i>	Colombia	Marin-Vasquez et al. (2010)
<i>Macrotus waterhousii</i>	México	Sánchez et al. (1989), Sánchez-Hernandez et al. (2012)
<i>Micronycteris microtis</i>	Bolivia	Acosta et al. (2011)
<i>Phyllostomus discolor</i>	Colombia, Brasil	Treitler et al. (2013), Marin-Vasquez et al. (2013)
<i>Phyllostomus hastatus</i>	Perú	Díaz y Linares (2012)
<i>Sturnira erythromos</i>	Colombia, Argentina	Barquez et al. (2003)*, Roncancio y Ramírez-Chaves (2008)
<i>Sturnira lilium</i>	México, Brasil, Perú	Medina y López (2010), Kaku-Oliveira et al. (2014)*, Zalapa et al. (2014)*
<i>Sturnira ludovici</i>	México	García-Morales et al. (2012), Sánchez-Hernández et al. (2012)
<i>Uroderma bilobatum</i>	Colombia	Mantilla-Meluk y Jiménez-Ortega (2011)

FAMILIA MORMOOPIDAE		
<i>Pteronotus quadridens</i>	Puerto Rico	Rodríguez-Durán y Kunz (1992)
FAMILIA MOLOSSIDAE		
<i>Eumops bonaeriensis</i>	Argentina	Barquez et al. (2003)*
<i>Eumops glaucinus</i>	Argentina	Barquez et al. (2003)*
<i>Eumops patagonicus</i>	Argentina	Barquez et al. (2003)*
<i>Molossus rufus</i>	Perú	Díaz y Linares (2012)
<i>Molossus sinaloae</i>	Costa Rica	Zalapa et al. (2014)*
<i>Nyctinomops femorosaccus</i>	México	Zalapa et al. (2014)*
<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Brasil	Geiger y Pacheco (2006)
<i>Tadarida brasiliensis</i>	EE. UU., México, Argentina	Glass (1954), Herreid y Davis (1960), Caire y Thies (1988), Barquez et al. (2003)*, Sánchez-Hernández et al. (2012), Romano et al. (2015)
<i>Tadarida femorosacca</i>	EE. UU.	Mitchell (1963)
FAMILIA VESPERTILIONIDAE		
<i>Eptesicus furinalis</i>	Argentina	Barquez et al. (2003)*, Idoeta et al. (2011)
<i>Eptesicus fuscus</i>	EE. UU.	Trapido y Crowe (1942)
<i>Myotis grisescens</i>	EE. UU.	Tuttle (1961)
<i>Myotis levis</i>	Brasil	Miranda et al. (2010)
<i>Myotis lucifugus</i>	Canadá, EE. UU.	Trapido y Crowe (1942), Walley (1971), Talerico et al. (2008)
<i>Myotis riparius</i>	Argentina*	Barquez et al. (2003)*
<i>Myotis sodalis</i>	EE. UU., México	Metzger (1956), Barbour y Davis (1970), Caire y Thies (1988)
<i>Myotis velifer</i>	EE. UU., México	Rogers (1965)
<i>Nycticeius humeralis</i>	EE. UU.	Easterla y Watkins (1968)
<i>Perimyotis subflavus</i>	EE. UU.	Trapido y Crowe (1942), Goslin (1947), Blair (1948)

Colombia ($n = 12$) y EE. UU. ($n = 9$). La mayoría de los registros han sido publicados a partir del año 2000.

La importancia biológica de este patrón atípico aún es desconocida pero se ha sugerido que podría reducir la eficacia biológica o "fitness" de los individuos afectados ([Bensch et al. 2000](#)), además de hacerlos más visibles ante los depredadores y menos atractivos durante la temporada de reproducción ([Rees 2004](#); [Torres y Franke 2008](#); [Jogahara et al. 2008](#)).

Normalmente la expresión de los genes mutantes se da en baja frecuencia; sin embargo, la endogamia aumenta la probabilidad de que éstos se expresen, por lo que el leucismo se podría presentar con mayor frecuencia en poblaciones pequeñas y aisladas ([Glass 1954](#); [Bensch et al. 2000](#); [Chętnicki et al. 2007](#)). Por lo que este tipo de anomalías podría mostrarnos una evidencia indirecta de la variabilidad genética subyacente de las poblaciones que lo portan ([Jehl 1985](#)). Por otro lado, para [Uieda \(2000\)](#) los murciélagos con refugios cerrados como minas, cuevas, edificios, galerías y viviendas tienen mayor frecuencia de presentar algún tipo de desorden en la coloración que aquellos que habitan en refugios abiertos.

[García-Morales et al. \(2013\)](#) observaron que el feto de una hembra leucística de *Artibeus lituratus* no presentaba anomalías en la coloración, atribuible a la condición recesiva del leucismo; sin embargo, la cría no dejaría de ser portadora de este gen mutante. Este hallazgo sugiere que hembras leucísticas podrían estar reproduciéndose en ambientes naturales, por lo que el atractivo en los murciélagos no sería morfológico sino comportamental u hormonal. Esto sustentaría lo documentado por otros autores que indicaron que individuos leucísticos pueden

coexistir con normalidad con sus conespecíficos por largos periodos de tiempo en sus refugios naturales (López-Wilchis y León 2012; Sánchez-Hernández *et al.* 2010).

Glossophaga soricina valens es uno de los murciélagos mejor adaptados a las ciudades y estaría dispersándose con normalidad, habitando en refugios cerrados (casas, iglesias) y abiertos (parques), con poblaciones aún desconocidas en estructura y cantidad, por lo que no podemos hacer inferencias sobre algún proceso de endogamia o reducción de la eficacia biológica por el tipo de refugio o estado poblacional que tienen. Por lo expuesto, es necesario realizar monitoreos constantes para detectar a las poblaciones afectadas, observar el comportamiento de los individuos leucísticos dentro de su colonia y realizar estudios en genética de poblaciones en las especies citadinas, además también se necesitan más estudios para conocer y entender todas las causas y consecuencias de estas anomalías en la coloración de los murciélagos.

Agradecimientos

Agradecemos muy cordialmente a O. Ruelas del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional de San Agustín (MUSA) por su apoyo y comentarios en la redacción, y también a los revisores que ayudaron a mejorar de la presente nota.

Literatura citada

- ACOSTA, L. H., M. SALDÍAS, Y L. A. NUÑEZ. 2011. Historia natural del murciélago de hojas largas (*Micronycteris microtis*, Miller 1898), en la serranía de Incahuasi, Santa Cruz-Bolivia. *Kempffiana* 7:19–33.
- ARMSTRONG, F. B., Y T. P. BENNETT. 1982. *Bioquímica*. Editorial Reverté S. A. Barcelona, España.
- BARBOUR, R. W., Y W. H. DAVIS. 1969. *Bats of America*. University Press of Kentucky. Lexington, EE. UU.
- BARQUEZ, R. M., L. V. CARRIZO, L. I. FERRO, D. A. FLORES, M. I. MOLLERACH, M. S. SÁNCHEZ, Y A. P. GARCÍA LÓPEZ. 2003. Primer caso de albinismo total para *Sturnira erythromos* (Tschudi, 1844) - (Chiroptera - Phyllostomidae). *Chiroptera Neotropical* 9:166-169.
- BENSCH, S., B. HANSSON, D. HASSELQUIST, Y B. NIELSEN. 2000. Partial albinism in a semi-isolated population of great reed warblers. *Hereditas* 133:167-170.
- BLAIR, W. F. 1948. A color pattern aberration in *Pipistrellus subflavus subflavus*. *Journal of Mammalogy* 29:178-179.
- BOADA, C., Y D. G. TIRIRA. 2010. First record of partial albinism (leucism) in *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae) in Ecuador. *Chiroptera Neotropical* 16:755-757.
- BUCKLEY, P. A. 1982. Avian genetics. Pp. 21-110 en *Diseases of cage and aviary birds* (Petra M. L., ed.). Lea and Febiger. Philadelphia, EE. UU.
- CAIRE, W., Y M. THIES. 1988. Notes on the occurrence of morphological and color aberrations in bats from Oklahoma, Missouri, and Mexico. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science* 68:75-76.
- CHACÓN, J. J., C. M. GONZÁLEZ, Y J. BALLESTEROS. 2015. Records of leucism in *Artibeus planirostris* (Chiroptera: Phyllostomidae) in Colombia. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 31:125-128.
- CHĘTNICKI, W., S. FEDYK, Y U. BAJKOWSKA. 2007. Cases of coat colour anomalies in the common shrew, *Sorex araneus* L. *Folia biológica* (Kraków) 55:73-76.
- DÍAZ, M. M., Y V. H. LINARES. 2012. Refugios naturales y artificiales de Murciélagos (Mammalia: Chiroptera) en la selva baja en el noroeste de Perú. *Gayana* 76:117–130.

- EASTERLA, D. A., y L. C. WATKINS.** 1968. An aberrant evening bat. *Southwestern Naturalist* 13:447-448.
- ERICKSON, C. A., T. D. DUONG, y W. TOSNEY.** 1992. Descriptive and experimental analysis of the dispersion of neural crest cells along the dorsolateral path and their entry into ectoderm in the chick embryo. *Developmental biology* 151:251-272.
- FENG, L., T. JIA, Z. SHU-YI, y C. QI-CAI.** 2007. A partial albino bat of *Miniopterus magnate* found in Anhui, China. *Zoological Research* 28:443-445.
- GARCÍA-MORALES, R., A. E. ROJAS-MARTÍNEZ, E. S. ÁVILA GÓMEZ, y C. E. MORENO.** 2013. Leucism in the giant fruit-eating bat (*Artibeus lituratus* Olfers, 1818) in the state of Hidalgo, Mexico. *Chiroptera Neotropical* 19:1212-1215.
- GARCÍA-MORALES, R., D. TEJADA DURAN, E. S. ÁVILA GÓMEZ, C. E. MORENO, y M. S. AKMENTINS.** 2012. Registro de leucismo en *Sturnira ludovici* y *Artibeus jamaicensis* (Phyllostomidae) en México. *Chiroptera Neotropical* 18:1101-1105.
- GARCÍA-MORALES, R., E. G. GORDILLO-CHÁVEZ, y J. BELLO-GUTIÉRREZ.** 2010. Primer registro de albinismo en *Glossophaga soricina* (Phyllostomidae) en México. *Chiroptera Neotropical* 16:743-747.
- GEIGER, D., y S. M. PACHECO.** 2006. Registro de albinismo parcial em *Nyctinomops laticaudatus* (E. Geoffroy, 1805) (Chiroptera: Molossidae) no sul do Brasil. *Chiroptera Neotropical* 12:250-254.
- GLASS, B. P.** 1954. Aberrant coloration in *Tadarida mexicana*. *American Midland Naturalist* 52:400-402.
- GRIFFITHS, A. J. F., W. M. GELBART, J. H. MILLER, y R. L. WHITE.** 2000. *Genética moderna*. McGraw-Hill-Interamericana. Madrid, España.
- GOODWIN, G. G., y A. M. GREENHALL.** 1961. A review of the bats of Trinidad and Tobago: descriptions, rabies infection, and ecology. *American Museum of Natural History*. 122:1-271.
- GOSLIN, R.** 1947. A bat with white wing tips. *Journal of Mammalogy* 28:62.
- GUIMARAES, M., T. MIDORI, N. KAKU-OLIVEIRA, y W. UIEDA.** 2014. Primer registro de leucismo en *Artibeus planirostris* (Spix, 1823) (Phyllostomidae). Pp 208 en Libro de resúmenes del I Congreso latinoamericano y del Caribe de murciélagos. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito, Ecuador.
- HERNÁNDEZ-MIJANGOS, L. A.** 2009. Registros de albinismo parcial en tres especies de filostómidos (Chiroptera: Phyllostomidae) en Chiapas, México. *Chiroptera Neotropical* 15:441-445.
- HERREID II, C. F., y R. B. DAVIS.** 1960. Frequency and placement of white fur on Free-tailed bats. *Journal of Mammalogy* 41:117-119.
- HOFFMANN, F. G., y R. J. BAKER.** 2001. Systematics of bats of the genus *Glossophaga* (Chiroptera: Phyllostomidae) and phylogeography in *G. soricina* based on the cytochrome-b gene. *Journal of Mammalogy* 82:1092-1101.
- IDOETA, F. M., DE SANTIS L. J. M., y R. M. BARQUEZ.** 2011. Leucismo en *Eptesicus furinalis* (d'Orbigny y Gervais, 1847) (Chiroptera: Vespertilionidae) en la provincia de Corrientes, Argentina. *Chiroptera Neotropical* 17:985-988.
- JEHL, J. R.** 1985. Leucism in paired grebes in western North America. *The Condor* 87:439-441
- JOGAHARA, T., G. OGURA, G. HIGA, O. ISHIBASHI, y S. ODA.** 2008. Survey and capture of albino-like house mus shrews (*Suncus murinus*) in Okinawa, Japan, and a preliminary report regarding inheritance of the albino-like mutation. *Mammal Study* 33:121-124.
- KAKU-OLIVEIRA, N., J. REZINI, B. CAVALCANTI, A. COSTA, y F. GOSS.** 2014. Leucismo en *Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810) (Phyllostomidae: Stenodermatinae) en el estado de Sao

- Paulo, Brasil. Pp. 204 en Libro de resúmenes del I Congreso latinoamericano y del Caribe de murciélagos. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito, Ecuador.
- KRECSÁK, L.** 2008. Albinism and leucism among European viperinae: a review. *Russian journal of Herpetology* 15:97-102.
- LINARES, O. J.** 1967. Albinism in the long-tongued bat, *Anoura caudifera*. *Journal of Mammalogy* 48:464-465.
- LÓPEZ-WILCHIS, R., Y M. A. LEÓN.** 2012. A noteworthy case of leucism in *Artibeus lituratus* (Chiroptera: Phyllostomidae) from Oaxaca, Mexico. *Chiroptera Neotropical* 18:1111-1114.
- MANTILLA-MELUK, H., Y A. JIMÉNEZ-ORTEGA.** 2011. First case of albinism in *Uroderma bilobatum* and its implications in the evolution of coat color patterns among Vampyressine bats. *Investigación, Biodiversidad y Desarrollo* 30:97-100.
- MARIN-VASQUEZ, A., I. GONZÁLEZ-IBARRA, G. GUALY, Y J. D. DÍAZ.** 2013. Aberrations in coat color pattern of Colombian bats: Isabellinae, leucism and melanocytes nevus. *Online Journal of BioSciences and Informatics* 4:253-265.
- MARIN-VASQUEZ, A., M. ORTEGA-RINCÓN, Y H. E. RAMÍREZ-CHAVES.** 2010. Records of leucism in three species of Colombian bats: *Carollia brevicaudata*, *Artibeus jamaicensis* and *Lophostoma silvicolum* (Phyllostomidae). *Chiroptera Neotropical* 16:706-709.
- MAYER, T. C.** 1972. The migratory pathway of neural crest cells into the skin of mouse embryos. *Developmental Biology* 34:39-46.
- MEDINA, C., Y E. LOPEZ.** 2010. Primer registro de leucismo en *Sturnira lillium* (Phyllostomidae) en el sureste de Perú. *Chiroptera Neotropical* 16:758-761.
- METZGER, B.** 1956. Partial albinism in *Myotis sodalis*. *Journal of Mammalogy* 37:546.
- MILLER, G., JR.** 1913. Revision of the bats of the genus *Glossophaga*. *Proceedings of the United States National Museum* 46:413-429.
- MILLER, J. D.** 2005. All about albinism. *Missouri Conservationist* 66:5-7.
- MIRANDA, J. M. D., N. Y. KAKU-OLIVEIRA, L. C. MUNSTER, I. P. BERNARDI, R. F. MORO-RIOS, Y F. C. PASSOS.** 2010. Primeiros dados de uma colônia reprodutiva de *Myotis levis* (L. Geoffroy, 1824) nos campos de Palmas, Paraná, Brasil (Vespertilionidae). *Chiroptera Neotropical* 16:762-768.
- MITCHELL, H. A.** 1963. Aberrant white fur in the pocketed freetailed bat. *Journal of Mammalogy* 44:422.
- MUÑOZ-ROMO, M., D. RUIZ, Y P. RAMONI-PERAZZI.** 2015. First record of leucism in the giant fruit-eating bat, *Artibeus amplus* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Chiroptera Neotropical* 20:1301-1304.
- OLARTE-GONZÁLEZ, G., I. M. VELA-VARGAS, P. CAMARGO, T. JHONSON, Y A. JIMÉNEZ.** 2014. Primer Reporte de leucismo en *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (Phyllostomidae: Stenodermatinae) en el Caribe colombiano. *Mammalogy Notes* 1:7-8.
- PACHECO, V., B. PAREDES, J. CROSBY, J. GAYOSO, F. CARDOSO, Y H. SISNIEGAS.** 1990. Notas sobre la avifauna en ambientes urbanos y sugerencias sobre planeamiento de parques. *Publicaciones del Museo de Historia Natural UNMSM, serie A* 35:1-7.
- PARI, A., K. PINO, C. MEDINA, E. LÓPEZ, Y H. ZEBALLOS.** 2015. Murciélagos de Arequipa, historia natural y conservación. Arequipa, Perú.
- REES, P.** 2004. Are white lion ambassadors or conservation white elephants? *International Zoo News* 51:484-489.
- ROCHA, P. A., J. A. FEIJÓ, C. R. DONATO, Y S. F. FERRARI.** 2013. Leucism in Seba's short-tailed bat, *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), from a rock shelter in northeastern Brazil. *Chiroptera Neotropical* 19:1151-1153.

- RODRÍGUEZ-DURÁN, A., y T. H. KUNZ.** 1992. *Pteronotus quadridens*. Mammalian species 395:1-4.
- ROGERS, G. C.** 1965. Aberrant coloration in *Myotis velifer incautus*. Southwestern Naturalist 10:311.
- ROMANO, M., M. MONTANI, C. CORDINI, y S. AUIL.** 2015. First record of Albinism in *Tadarida brasiliensis* (Chiroptera: Molossidae) in South America and new records of leucism in central Argentina. Chiroptera Neotropical 21:1312-1319.
- RONCANCIO, N., y H. E. RAMÍREZ-CHAVES.** 2008. Registro de leucismo en *Sturnira erythromos* en los Andes Centrales de Colombia. Chiroptera Neotropical 14:412-414.
- SAGE, B.** 1962. Albinism and melanism in birds. British Birds 55:55-201.
- SÁNCHEZ, H. C., C. W. LÓPEZ-FORMENT, y H. M. A. GURROLA.** 1989. Unusual coloration in three Mexican bats. Bat Research News 30:54-55.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, C., A. ROJAS-MARTÍNEZ, J. C. LÓPEZ-VIDAL, C. ELIZALDE-ARELLANO, M. ROMERO-ALMARAZ, M. AGUILAR-LÓPEZ, y A. TABOADA-SALGADO.** 2012. Leucism in five species of bats from Mexico. Chiroptera Neotropical 18:1123-1127.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, C., M.L. ROMERO-ALMARAZ, A. TABOADA-SALGADO, J. ALMAZÁN-CATALÁN A., G. D. SCHNELL, y L. SÁNCHEZ-VÁZQUEZ.** 2010. Five albino bats from Guerrero and Colima, Mexico. Chiroptera Neotropical 16:541-545.
- SCHNEIDER, G.** 1925. Ein interessanter fall von albinismus bei *Glossophaga soricina* Pall. Ad. Revue Suisse de Zoologie 32:85.
- SOLARI, A. J.** 2004. Genética humana: fundamentos y aplicaciones en medicina. Editorial Médica Panamericana. Buenos Aires, Argentina.
- SORIANO, P., A. UTRERA, y M. SOSA.** 1993. Dos registros de murciélagos albinos para Venezuela. Biollania 9:149-150.
- SOUZA, R., R. MORIM, S. FELIX, C. SAUWEN, G. JACOB, R. TADEU, y L. DOS SANTOS.** 2013. First record of leucism in *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (Phyllostomidae) in Brazil. Chiroptera Neotropical 19:1216-1219.
- TALERICO, J. M., T. S. JUNG, R. M. R. BARCLAY, y K. S. MELTON.** 2008. Aberrant coloration in a Little Brown Bat (*Myotis lucifugus*) from the Yukon. Northwestern Naturalist 89:198-200.
- TELLO, C., D. G. STREICKER, J. GOMEZ, y P. M. VELAZCO.** 2014. New records of pigmentation disorders in molossid and phyllostomid (Chiroptera) bats from Peru. Mammalia 78:191-197.
- TORRES, M., y I. FRANKE.** 2008. Reporte de albinismo en *Podiceps major*, *Pelecanus thagus* y *Cinclodes fuscus*. Revista Peruana de Biología 15:105-108.
- TRAPIDO, H., y P. E. CROWE.** 1942. Color abnormalities in three genera of northeastern cave bats. Journal of Mammalogy 23:303-305.
- TREITLER, J. T., A. LÓPEZ, S. GOMES, J. F. TENAÇOL JR., y R. ROCHA.** 2013. First record of a leucistic piebald *Phyllostomus discolor* (Chiroptera: Phyllostomidae). Chiroptera Neotropical 19:1179-1181.
- TRUJILLO, L., y R. BARAHONA.** 2014. First record of leucism in *Artibeus phaeotis* (Miller, 1902) (Chiroptera: Phyllostomidae) from Guatemala. Chiroptera Neotropical 20:1252-1254.
- TUTTLE, M. D.** 1961. Notes and correspondence. Bat Banding News 2:16.
- UIEDA, W.** 2000. A review of complete albinism in bats with five new cases from Brazil. Acta Chiropterologica 2:97-105.
- URCOLA, M. R.** 2011. Aberraciones cromáticas en aves de la colección ornitológica del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales 13:221-228.
- VAN GROUW, H.** 2006. Not every white bird is an albino: sense and nonsense about color aberrations in birds. Dutch Birding 28:79-89.
- VAN GROUW, H.** 2012. What colour is that sparrow? A case study: colour aberrations in the house sparrow *Passer domesticus*. International Studies on Sparrows 36:30-55.

- VELANDIA-PERILLA, J. H., A. P. YUSTI-MUÑOZ, M. A. SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, Y A. GIRALDO.** 2013. Leucismo en murciélagos de hoja nasal (Chiroptera, Phyllostomidae) de Colombia. Boletín científico del centro de museos de la Universidad de Caldas 17:87-94.
- WALLEY, H. D.** 1974. Albino little brown bat, *Myotis lucifugus lucifugus*, new record from Wisconsin with remarks on other aberrant bats. Canadian Field-Naturalist 88:80–81.
- WALLEY, H. D.** 1971. A leucistic little brown bat (*Myotis l. lucifugus*). Transactions of the Illinois Academy of Science 64:196-197.
- WEBSTER, W. D.** 1993. Systematics and evolution of bats of the genus *Glossophaga*. Special Publications, The Museum, Texas Tech University 36:1-184.
- ZALAPA, S., S. GUERRERO, M. ROMERO, Y SÁNCHEZ C.** 2014. Coloración atípica en murciélagos: Análisis sobre su frecuencia en América y nuevos casos para México y Costa Rica. Pp. 205 en Libro de resúmenes del I Congreso latinoamericano y del Caribe de murciélagos. Quito, Ecuador.

Submitted: February 24, 2016

Reviewed: April 22, 2016

Accepted: May 19, 2016

Associated editor: Lia Méndez