

# Therya

Volumen 6

Número 3

Septiembre 2015



[www.mastozoologiamexicana.org](http://www.mastozoologiamexicana.org)  
AMMAC

### La Portada

Bisonte (*Bison bison*) en el rancho Armendaris, Nuevo México. Propiedad de Ted Turner. Un macho adulto de esta especie puede llegar a pesar más de una tonelada y a pesar de su apariencia robusta pueden correr a 50 km/hr. Los bisontes son muy sociales, establecen grupos que pueden superar los 100 ejemplares. A principios del siglo XIX estuvo a punto de extinguirse en Norteamérica, debido a la caza excesiva, principalmente para la venta de su piel. Actualmente en los pastizales del desierto Chihuahuense en Nuevo México, la población de esta especie se recupera y supera los mil ejemplares (Fotografía por Jonathan G. Escobar Flores).

### Nuestro logo "Ozomatli"

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

# Therya

Volumen 6, número 3

Septiembre 2015

## Contenido

### EDITORIAL

**Managing coexistence for bats and wind turbines.** 505-513  
Sergio Ticul Alvarez, William Z. Lidicker, Jr.

**Transmission of the Ebola virus in the wild.** 515-518  
Lia Celina Mendez Rodriguez.

### ARTÍCULOS ESPECIALES

**Selección del terreno de escape y cobertura vegetal del borrego cimarrón (*Ovis canadensis cremnobates*) en Baja California, mediante Técnicas de Teledetección Satelital.** 519-534  
Jonathan Gabriel Escobar Flores, Sergio Alvarez Cardenas, Raúl Valdez, Jorge Torres Rodriguez, Sara Díaz Castro, Aradit Castellanos Vera, y Roberto Martinez Gallardo.

**Mamíferos terrestres de un humedal en la cuenca del río Usumacinta, Tabasco, México.** 535-544  
Rodrigo García Morales, Elías José Gordillo-Chávez, Ena Edith Mata Zayas, Marco Antonio Morales Garduza, Claudia Villanueva García, y Juan de Dios Valdez-Leal.

**Potential distribution of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Northeastern Mexico.** 545-558  
Jesús Manuel Martínez-Calderas, Octavio César Rosas-Rosas, Jorge Palacio-Núñez, Juan Felipe Martínez-Montoya, Genaro Olmos-Oropeza, y Luis Antonio Tarango-Arámbula.

**Fototrampeo de Mamíferos terrestres medianos y grandes asociados a Petenes del Noroeste de la Península de Yucatan, Mexico** 559-574  
Edwin Luis Hernández-Perez, Rafael Angel Reyna-Hurtado, Guillermo Castillo Vela, Mauro Sanvicente López, y José Fernando Moreira-Ramírez

**Distribución potencial del tapir centroamericano en la península de Yucatán** 575-596  
Natalia Lucía Carrillo Reyna, Holger Weissenberger, y Rafael Reyna Hurtado

**Patrón y tendencias de uso del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en comunidades mayas, Campeche, México.** 597-608  
Oscar Gustavo Retana Guascón, Lucía Guadalupe Martínez-Pech, Graciela Niño-Gómez, Eloy Victoria-Chan, Ángeles Cruz-Mass, y Alejandro Uc-Piña.

**Importancia del conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*) en la dieta del coyote (*Canis latrans*) y del linco (*Lynx rufus*).** 609-624  
Juan Manuel Uriostegui Velarde, Zuri Samuel Vera García, Luis Gerardo Ávila Torresagatón, Areli Rizo Aguilar, Mircea Gabriel Hidalgo Mihart, y José Antonio Guerrero.

**Distribución de *Vampyriscus brocki* Peterson, 1968 (Phyllostomidae: Chiroptera) en Perú y primer registro para Ucayali.**

Dennisse Cinthya Ruelas Pacheco, y Victor Pacheco. 625-642

**NOTAS**

**Depredación de *Noctilio albiventris* (Chiroptera: Noctilionidae) por *Pseudopimelodus schultzi* (Siluriformes: Pseudopimelodidae) en la cuenca del río La Vieja, Colombia.**

Alvaro Botero-Botero, Jairo Pérez-Torres, Jhon Anderson Arcila-Marulanda, y Julián Andrés Sánchez-Pachón. 643-646

**Registros notables del puerco espín tropical *Sphiggurus mexicanus* (Erethizontidae) en el estado de Oaxaca, México.**

María Emma Cisneros Palacios, Gladys Reyes-Macedo, Ángel Méndez, Gabriela Monroy, y Carlos Ramírez Calderón. 647-652

**Primer Registro de Oso Negro *Ursus americanus* (Carnivora: Ursidae) en un Bosque Tropical Subperennifolio en la Reserva de la Biosfera "El Cielo", Tamaulipas, México.**

Iván Lira Torres, Rogelio Carrera Treviño, y Luis Fernando Martínez García. 653-660

**Tres nuevos registros en la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca.**

David Alejandro Espinosa Lucas, Angel Mendez, Omar Hernandez, Adolfo Flores Cortes, Francisco Botello, y Isaac Mariscal. 661-666

**Nuevo registro distribucional del ratón endémico *Nephelomys nimbosus* (Rodentia: Cricetidae) en el suroriente de Ecuador.**

Jorge Brito, Nicolás Tinoco, y Francisco Zornoza. 667-674

**THERYA**

***Corrigendum.***

Victor Pacheco Torres, Edgardo Rengifo, y Dan Vivas 675-678

***Corrigendum figura.***

Octavio César Rosas Rosas. 679

fascículo 18 [http://www.mastozoologiamexicana.org/doi/10.12933/therya-6\\_3](http://www.mastozoologiamexicana.org/doi/10.12933/therya-6_3)

DERECHOS DE AUTOR Y DERECHOS CONEXOS, año 6, No. 3, septiembre-diciembre del 2015, 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](http://www.mastozoologiamexicana.org), [therya@cibnor.mx](mailto: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 septiembre 2015. 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](http://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. Coyoacan, Ciudad de México, México.

## Editor de estilo

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

[www.mastozoologiamexicana.org](http://www.mastozoologiamexicana.org)



## Letter to the editor

**La gestión de la convivencia entre los murciélagos  
y las turbinas eólicas**

# Managing coexistence for bats and wind turbines

The human enterprise continuously faces the need for increased energy, particularly electrical. The main sources for electricity production, until a few years ago, have been fossil fuels or hydroelectric dams. In recent times generation from other renewable sources has increased, among which wind energy production has become increasingly important (GWSC 2014). In contrast to fossil fuels, energy produced by wind turbines entails no CO<sub>2</sub> production or any other type of air pollution (Fthenakis and Kim 2009). Therefore, in this time of global warming, a massive increase in wind farms is expected to contribute to a cleaner energy future (GWSC 2011), along with other renewable energy sources (IPCC 2007). Projections are that wind energy production will increase exponentially from 6.1 gigawatts (GW) per year in 1996 and 318.1 GW in 2030 (GWSC 2014). See Table 1 for projections of the growth of the industry to 2030.

Recent studies have hypothesized that wind farm facilities can have a highly negative impact on the local community of bats (Rydell et al. 2010; Arnett and Baerwald 2013; Hayes 2013; Medellín *et al.* 2014). The tree roosting bat species seem to be those that have high fatalities by the turbines (Cryan *et al.* 2014). Two of these studies have been very controversial. The first of these (Subramanian 2012) reported that 18,000 wind turbines in Spain may be killing between 6 to 18 million birds and bats annually. The second one (Hayes 2013) has analyzed 22 published estimates of bat mortality at wind farms in the United States which ranged from 0.2 to 53.5 fatalities per megawatt (MW) generated per year with a mean of 13.4. At the 2012 rate of 51,000 MW per year, he suggests that over 600,000 bats would have been killed in that year. The reliability of these mortality extrapolations has been criticized on statistical methodology grounds (Huso and Dalthorp 2014), but what is important here is that these and other studies have shown that significant numbers of bat fatalities are caused by wind turbines in the United States alone. Moreover, we must keep in mind that mortally injured bats can fly away only to die later causing underestimation of mortality rates (Grotsky *et al.* 2011). Some data show that bats are more vulnerable to die by wind turbines than birds (Smallwood 2013).

This non-trivial impact on bat mortality carries potentially substantial ecological and agricultural costs. Bats are abundant in temperate to tropical regions, including semi-arid biomes. They are known to have major impacts in controlling insect pests of agriculture at least in some regions (Boyles *et al.* 2011; Maine and Boyles 2015). Furthermore, frugivores are often important seed dispersers and significant pollinators as well. There is also the potential for bats killed by wind turbines to spread rabies to scavengers (Grotsky *et al.* 2011). This conflict between the needs for clean electricity production and the needs for bat conservation must be addressed promptly.

Given that wind power generation is a necessary component of our future power supply, that bats are major contributors to ecosystem services that support human civilizations, and that bats are at

risk for significant negative impacts by wind turbines, we must give serious attention to how we can design wind farms so as to minimize their negative environmental impacts. Here we discuss aspects of wind farm design that should be considered as routine procedures inherent in plans to establish a wind farm and to improve management of existing facilities. In doing this, serious attention needs to be directed to the unique nature of each potential site and its local bat fauna. We divide these considerations into biological and technological aspects. Of course, attention to bat mortality needs to be integrated with concerns for improving energy production efficiency and reducing bird fatalities as well (Hutchins 2014). Wind farms have been recorded to have a strong effect on mortality of birds (Erickson *et al.* 2014; American Wind Wildlife Institute 2015).

## Biological Aspects of Wind Farm Management

Of primary importance, whenever and wherever a site is being considered for wind farm development, it is essential to make an accurate inventory of the bat species found in the area. For each species, its food niche must be determined. This information provides not only its main type of food, but also its foraging and flight behaviors (Giannini and Kalko 2004). Bat feeding guilds include insectivory (actually arthropodivory), nectar-feeding, fish-eating, fruit eating, frog-eating, and sanguivory (Wilson 1973). Various combinations are also possible. Information on the feeding guilds is critical, because such data can inform planners about the height that particular species habitually forage. Foraging below the heights of the turbine blades or above them can reduce risk of blade collisions. Moreover, if bats forage within dense foliage or high above the upper edge of the vegetation, they will probably reduce their exposure to being struck by the blades. Among the various feeding guilds, it is the insectivores that seem generally to be at greatest risk, although relatively little is known about risks for tropical species. It is estimated that worldwide about 75 % of species and 50 % of the genera of bats have diets based exclusively or largely on arthropods (Hutson and Mickleburgh 2001). Even among insectivores, however, foraging styles are diverse. Some species capture insects from the ground or low-lying plants or over open fields. Others feed within low lying foliage or high above the tree canopy. These behaviors may reduce vulnerability to wind turbine blades. On the other hand, feeding in and around tree canopies is considered to increase vulnerability to blade impacts, because of similar heights of tree canopies and turbine blades. There is also evidence that some bats are actually attracted to turning blades, mainly on nights with bright moon illumination (Baerwald and Barclay 2011; Cryan *et al.* 2014). In such cases, risk can be reduced by discovering how to make turning blades less attractive. Another factor that needs to be assessed is the complexity of the habitat where bats forage (Denzinger and Schnitzler 2013). Is the vegetation continuous or are there patches of different vegetation types generating associated edges? These factors are strongly suspected to be important in judging bat vulnerabilities.

Bat mortality has also been shown to vary considerably in relation to the land use in the vicinity of the wind farm facility. For example, Rydell *et al.* (2010) report that annual per turbine kill rates in northwestern Europe were lowest on flat open farmland, higher in more complex agriculture, and highest at the coast and in forests. Site assessment must also recognize that most species of bats fly daily between roost and foraging locations. Roosts may be caves, fissures in rocks or cliffs, abandoned mine shafts, hollow tree cavities, or within foliage in tree canopies. In tropical regions, roosts may be shelters made by space under loose bark, by partially severing a leaf blade to make a "tent", or even by hiding in pitcher plants (*Nepenthes*; Schöner and Schöner 2012). Such daily travels may be 40 or more km each way (Fleming 2001). Travel routes may follow ridge tops, vegetation edges, or water courses. Much more information on this aspect of bat behavior is badly needed. Nevertheless, wind farm planning should be aware of the potential causes of collisions with blades. Sometimes, single shelters are used by thousands of bats (Vargas-Contreras *et al.* 2012). Travel to foraging locations from such sites is often in groups (Fleming 2001), which might increase the

Table 1. Projections of the cumulative changes in a) the global increase in wind power capacity from 2012 to 2030, b) corresponding increases in the share of wind power in overall electricity demand, and c) the corresponding reduction in CO<sub>2</sub> emissions (GWSC 2011). Low, Moderate and High refer to three scenarios of world electricity demand and wind power growth up to the year 2030.

	2010	2015	2020	2030
<i>Global cumulative wind power capacity (Gigawatts)</i>				
Low	185.2	295.7	415.4	572.7
Moderate	198.7	460.3	832.2	1,777.5
High	201.6	533.2	1,071.4	2,341.9
<i>Wind power share of global electricity demand (in percentage)</i>				
Low	2.3	-	4.5	4.9
Moderate	2.4	-	8.9	15.1
High	2.5	-	11.5	18.8
<i>CO<sub>2</sub> reduction per year (Millions of tons)</i>				
Low	243	435	611	843
Moderate	261	678	1,225	2,616
High	265	785	1,577	3,257

probability of large numbers being impacted. However, currently available data, mostly from non-tropical areas, suggest that solitary species are most often killed (Arnett *et al.* 2009; Rydell *et al.* 2010).

Two other landscape elements that need to be assessed in planning for wind farms are the proximity to agricultural crops and water bodies. These are usually associated with large numbers of insects and are attractive places for bats for foraging and drinking. It is recommended that these features be evaluated in planning potential sites. Limited information currently available indicates that adjacent crop fields are not associated with high bat mortality (Rydell *et al.* 2010). Of course such generalized risks may be impossible to avoid completely. It seems likely that future research will show that bat fatality rates will depend on the proximity of turbines to travel routes, agricultural fields, and water bodies, but that there will be much variation in these impacts.

Bat mortality rates can also vary seasonally and regionally. Such data would enable species-specific and locally relevant mitigation measures to be included in wind farm planning. Available data from temperate climates suggest that highest mortality rates occur in late summer (Trapp *et al.* 2002; Kerns and Kerlinger 2004; Arnett *et al.* 2009), and mainly impact tree roosting bat species (Cryan *et al.* 2014). These species of bats may be attracted to wind turbines (Cryan and Barclay 2009), or perhaps simply do not avoid them because they are aerial foragers in uncluttered forest areas (Schnitzler and Kalko 2001) and may not be able to discriminate wind turbines from trees (Kunz *et al.* 2007). However, unlike for birds, this kind of behavioral data is often unknown for bats. In many cases, we do not even know if a particular species is migratory or not.

Although currently available information allows us to make better predictions about bat feeding and movement behaviors in some well-studied species, such data are scarce or absent for most species likely to be vulnerable (mainly insectivores) to wind turbine blades. Much new research is urgently needed, especially for species most likely to be impacted.

Over all, the biological aspects of wind farm-bat interactions are badly in need of additional research. We know enough, however, to realize that the problem is too serious to be ignored. For some regions, we have sufficient understanding for initial management planning, but in general it is time to be proactive in pursuing the basic research in bat natural history that will clearly be needed.

## Technological aspects of Wind Farm Management

In addition to the various aspects of bat species life histories, there are many technological issues that need to be addressed in siting wind farms and in attempting to reduce the mortality of bats that can be otherwise anticipated. One issue is to determine the anticipated wind speeds at various heights and compare them with bat flight activity. Wind speeds will affect the foraging efficiency of bats as well as the energy demands of flying. It may also influence the activity and hence the availability of prey. Wind speed may also influence the height that various prey species are using, and this in turn might make them more or less available to foraging bats. In a Pennsylvania wind farm, bat mortality was reduced when minimum operational wind speeds (the wind speed below which blade rotation is stopped, or “cut-in speed”) were set at  $5.0 \text{ m s}^{-1}$  or higher (Arnett *et al.* 2011).

An additional unanticipated threat to bats has been suggested by Kunz *et al.* (2007) and Grodsky *et al.* (2011). These authors claim that injuries to bats can occur from low pressure vortices at the tips of spinning blades. This “barotrauma” can reportedly cause lung and inner ear damage resulting in delayed mortality. This would also likely be disorienting to the bats, increasing the likelihood of collisions with the blades. Grodsky *et al.* (2011) autopsied bats killed by windmills and found evidence of barotrauma or direct collision, and in fact reported that 50 % of all the bats autopsied had significant damage to their inner ears. However, Rollins *et al.* (2012) report that specimens with ruptured ear drums (evidence of barotrauma) occur only in very low numbers.

Recently, it has been suggested that the hue of the windmill blades could be an important issue that needs further study (Long *et al.* 2010). Their color and the ultraviolet spectrum elicited may affect the attraction of insects to the blades. Moreover, it is known that some insects show a preference for certain colors, and this could attract them to the blades with foraging bats following them, although this may be applicable only for crepuscular feeding bats. Also blades painted white will reflect moon light, and may attract insects along with foraging bats, much as street lights do.

Another important issue that needs to be explored is the sound environment of the spinning blades (Georgiakakis *et al.* 2012). Much is known about the frequency range of echolocation signals in many species of bats (Orozco-Lugo *et al.* 2013). However, this remains unstudied in most species. It may be possible to find sound frequencies that would repel bats from spinning turbines (Arnett *et al.* 2013a). A more feasible approach might be to have the revolving blades emit sounds that the bats could hear, even if not repellent. The current broadband ultrasound broadcasts can mitigate bat fatalities. However, these occur only at low frequencies, and further experimentation is needed (Arnett *et al.* 2013a).

Where feasible, the siting of wind farms along sea coasts both in the littoral zone and in adjacent off shore areas may greatly reduce, but not eliminate, their impact on bats, but perhaps not on birds. However, on the coastlines of Sweden, Germany, and France bat mortality is higher than in inland areas (Rydell *et al.* 2010). Other situations that need to be avoided are those near peninsulas and between the mainland and islands that could be flyways (Traxler *et al.* 2004). Coastal areas also have strong and reliable winds for electricity generation. In the United States, the coasts of North Carolina on the Atlantic Ocean and San Francisco on the Pacific Ocean are considered

to be between “outstanding” and “superb” for wind farms (NREL 2007). Denmark is also making extensive use of coastal sites for placement of wind turbines. Where possible, coastal placement of wind farms should avoid known migration routes for bats and birds.

Another technical recommendation is to support policies that would encourage or require wind farm operators to install available improvements in their equipment that result in enhanced electricity generation and that also have a repellent system that reduces bat fatalities. Such combinations would allow fewer wind turbines to generate the same or more power. If these improvements also required fewer blades per turbine, wind farms could become less dangerous for bats and birds as there would be fewer lethal collisions per unit of power generated. Additionally, such efficiency improvements would compensate for any required reductions in power production instigated to reduce negative impacts on bats and birds. Current efforts to improve power production at slow wind speeds will have the disadvantage of reducing incentives for increased wind speed cut-off rates.

With all of the uncertainties inherent in new technologies, it is essential that once a wind farm has been put into operation, it should be regarded as an adaptive management project. That is, various monitoring routines need to be established in order to steadily improve the service provided. For any given site it is necessary to know how variables such as air temperature, wind speed, moonlight, and bat activity levels are related. Such knowledge can then be used to reduce bat mortalities. Amorim *et al.* (2012) demonstrate how air temperature can be used in this way in Portugal. Towers with anemometers need to be placed at various heights (such as 15, 30, and 60 meters) that can monitor height-related wind speeds at various locations within the farm and over the seasons of the year. Simultaneously, ultrasound detectors could be placed at the same heights to record bat activity levels. Then it would be possible to relate bat activity levels with wind speeds as well as season, height above the ground, and various topographic and vegetation variations within the site. There may very well be wind speeds, seasons, or blade heights that would dictate shutting down particular wind turbines at times of heightened bat activities. These data need to be used for this purpose. Moreover, such data would also be very helpful if a wind farm were to be expanded, or new sites developed nearby.

A critically important form of monitoring is the recording of mortalities caused by collisions with the wind turbine blades. We recommend that an independent investigator, not someone from the wind farm administration, conduct regular episodes of intensive monitoring, perhaps with trained dogs (Mathews *et al.* 2013) to search for corpses of different vertebrate species that have been killed by the blades. The suggested methodology is to follow a path removing all existing corpses from the census area, and then conduct a multiday survey. Ideally, each survey would be performed two times per day. The first, made at sunrise, to locate the corpses that were killed in the nocturnal period (mainly bats). The second would be carried out at sunset to determine those killed during the day (especially birds). Performing these two surveys daily is intended to access the corpses before the scavenger species (mammals, birds and insects) remove them. Such a protocol of intense monitoring could then be repeated monthly for a few days or at various seasons when bats are active in the area.

Because adaptive management efforts require knowing the identity of the species killed, we suggest that the corpses found within the wind farm area that cannot be identified confidently to species be identified by using genetic methods such as the barcode of life (Álvarez-Castañeda *et al.* 2012). We propose this technique because it is available in many institutions, and only needs a very small fragment of the corpse to make a species identification. Moreover, genetic identification is fast, low cost, and reliable for identification of small fragments in poor condition, and they are not dependent on the availability of multiple specialists for different taxonomic groups. Of course if wind farm management has access to someone skilled in local bat identification, this would make genetic methods unnecessary except in problematic cases.

In this relatively early stage of wind power electricity generation, but with the signs of concomitant serious impacts on bat populations already being clear, it is imperative that this is the time to incorporate bat protection into wind farm design and placement. While we aim to reduce bat fatalities, other objectives such as increasing the efficiency of power generation and reducing bird mortality must be addressed as well. Massive growth in the use of wind power to help meet the needs of humans for electricity is about to happen. With any growth scenario, it is obvious that the installed capacity of wind farms will increase significantly worldwide (Table 1). As a consequence the same proportional increase in bat fatalities can be anticipated if mitigation measures are not widely adopted. In addition, we must consider the effects of other human causes of bat mortality, such as closing abandoned mines, disturbance to caves, forest fires, pesticides, domestic cats, road kills, white-nose syndrome, etc. Now is the time to seriously research methods for mitigation of the direct negative effects of wind farms on bats (and birds), with their inevitable indirect influences on ecosystem services important to humans. To achieve improved coexistence we need to address these problems with the skills of the engineer, ecologist, and bat biologist, and in general to acquire a better understanding of the life histories of bats throughout the world. This is a formidable undertaking, which is all the more reason to not delay our efforts. Highest priorities should be given to determining the local bat community at each wind farm site, and to monitoring fatalities in relation to associated data on season, weather, and local vegetation features.

## References

- ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, S. T., C. LORENZO, M. ELIAS, P. CORTÉS-CALVA, E. RIOS, J. ORTEGA, AND F. A. CERVANTES. 2012. DNA barcoding of mammals in Mexico: implications for biodiversity. *Open Zoology* 5:18-26.
- AMERICAN WIND WILDLIFE INSTITUTE (AWWI). 2015. Wind turbine interactions with wildlife and their habitats: a summary of research results and priority questions. Viewed September 4, 2015 at <https://awwi.org/resources/summary-of-wind-wildlife-interactions-2/#section-summary-of-windwildlife-interactions>.
- AMORIM, F., H. REBELO, AND L. RODRIGUES. 2012. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the mediterranean region. *Acta Chiropterologica* 14:439-457.
- ARNETT, E. B., M. SCHIRMACHER, M. HUSO, AND J. P. HAYES. 2009. Patterns of bat fatalities at the Casselman Wind Project in south-central Pennsylvania. Annual report to the bats and wind energy cooperative and the Pennsylvania Game Commission. Bat Conservation International, Austin, TX. <http://www.batsandwind.org/pdf/2008%20patbatfatal.pdf>.
- ARNETT, E. B., M. M. P. HUSO, M. R. SCHIRMACHER, AND J. P. HAYES. 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9:209-214.
- ARNETT, E. B., C. D. HEIN, M. R. SCHIRMACHER, M. M. P. HUSO, AND J. M. SZEWCZAK. 2013a. Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent for reducing bat fatalities at wind turbines. *PLoS ONE* 8(6): e65794. doi:10.1371/journal.pone.0065794.

- ARNETT, E. B., AND E. F. BAERWALD.** 2013. Impacts of wind energy development on bats: implications for conservation. Pp. 435-456 in *Bat evolution, ecology, and conservation* (Pederson, A. R. ed.). Springer Science Press. New York, EE.UU.
- ARNETT, E. B., R. M. R. BARCLAY, AND C. D. HEIN.** 2013b. Thresholds for bats killed by wind turbines. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11:171.
- BAERWALD, E. F., AND R. M. R. BARCLAY.** 2011. Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. *Journal of Wildlife Management* 75:1103-14.
- BOYLES, J. G., P. M. CRYAN, G. F. MCCrackEN, AND T. H. KUNZ.** 2011. Economic importance of bats in agriculture. *Science* 332:41-42.
- CRYAN, P. M., AND R. M. R. BARCLAY.** 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: Hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90:1330-1340.
- CRYAN, P. M., P. M. GORRESEN, C. D. HEIN, M. R. SCHIRMACHER, R. H. DIEHL, M. M. HUSO, D. T. S. HAYMAN, P. D. FRICKER, F. J. BONACCORSO, D. H. JOHNSON, K. HEIST, AND D. C. DALTON.** 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS* 111:15126-15131.
- DENZINGER, A., AND H. U. SCHNITZLER.** 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology* 4:1-15.
- ERICKSON, W. P., M. M. WOLFE, K. J. BAY, D. H. JOHNSON, J. L. GEHRING.** 2014. A Comprehensive Analysis of Small-Passerine Fatalities from Collision with Turbines at Wind Energy Facilities. *PLoS ONE* 9(9): e107491. doi:10.1371/journal.pone.0107491.
- FLEMING, T. H.** 2001. Bats and columnar cacti: coevolutions partners. Pp. 780-781 in *Encyclopedia of mammals* (MacDonald, edit.). Andromeda Press. London, United Kindom.
- FTHENAKIS, V., AND H. C. KIM.** 2009. Land use and electricity generation: A life-cycle analysis. *Renewal Sustentable Energy Review* 13:1465-1474.
- GEORGIAKAKIS, P., E. KRET, B. CARCAMO, B. DOUTAU, A. KAFKALETOU-DIEZ, D. VASILAKIS, AND E. PAPANATOU.** 2012. Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. *Acta Chiropterologica*, 14:459-468.
- GIANNINI, N. P., AND K. V. KALKO.** 2004. Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bats in Panama. *Oikos* 105:209-220.
- GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL (GWSC).** 2011. *Global Wind Energy Outlook 2010*. <http://www.gwec.net/wp-content/uploads/2012/06/GWEO-2010-final.pdf>
- GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL (GWSC).** 2014. *Global Wind statistics 2013*. Brussels, Belgium.
- GRODSKY, S. M., M. J. BEHR, A. GENDLER, D. DRAKE, B. D. DIETERLE, R. J. RUDD, AND N. L. WALRATH.** 2011. Investigating the cause of death for wind turbines-associated bat fatalities. *Journal of Mammalogy* 92:917-925.
- HAYES, M. A.** 2013. Bats killed in large numbers at United States wind energy facilities. *BioScience* 63:975-979.
- HUSO, M. M. P., AND D. DALTHORP.** 2014. A comment on "Bats killed in large numbers at United States wind energy facilities". *BioScience* 64:546-547.
- HUTCHINS, M.** 2014. Five myths about wind power and birds. *Bird Conservation* 2014:22-25
- HUTSON, A. M., AND S. P. MICKLEBURGH.** 2001. *Microchiropteran bats: global status survey and conservation action plan*. IUCN 56.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE.** 2007. *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Pachauri, R. K., and A. Reisinger, eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland.

- KERNS, S. J., AND P. KERLINGER.** 2004. A study of bird and bat collision fatalities at the Mountaineer Wind Energy Center, Tucker County, West Virginia. Annual report to FPL Energy and Mountaineer Wind Energy Center Technical Review Committee. [http://www.wvhighlands.org/Birds/Mountaineer\\_FinalAvianRpt-%203-15-04PKJK.pdf](http://www.wvhighlands.org/Birds/Mountaineer_FinalAvianRpt-%203-15-04PKJK.pdf).
- KUNZ, T. H., E. B. ARNETT, W. P. ERIKSON, A. P. HOAR, G. D. JOHNSON, R. P. LARKIN, M. D. STRICKLAND, R. W. THRESHER, AND M. D. TUTTLE.** 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:315-324.
- LONG, C., J. FLINT, AND P. LEPPER.** 2010. Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? *European Journal of Wildlife Research* 57:323-331.
- MAINE, J. J., AND J. G. BOYLES.** 2015. Bats initiate vital agroecological interactions in corn. *Proceeding of the National Academy of Sciences* 112: on line doi:10.1073/pnas.1505413112
- MATHEWS, F., M. SWINDELLS, R. GOODHEAD, AND 4 OTHERS.** 2013. Effectiveness of search dogs compared to human observers in locating bat carcasses at wind turbine sites: a blinded randomized trial. *Wildlife Society Bulletin* 37:34-40.
- MEDELLÍN, R. A., D. J. MELNICK, AND M. C. PEARL.** 2014. Protect our bats. *New York Times*, May 12, 2014, p. A23. New York, EE. UU.
- NATIONAL RENEWABLE ENERGY LABORATORY (NREL).** 2007. Map showing estimated wind resources and existing power transmission lines for the United States. Department of Energy. <http://www.nrel.gov/gis/pdfs/windmodel4pub1-1-9base200904enh.pdf>.
- OROZCO-LUGO, L. A. GUILLÉN-SERVENT, D. VALENZUELA-GALVÁN, AND H. T. ARITA.** 2012. Descripción de los pulsos de ecolocalización de once especies de murciélagos insectívoros aéreos de una selva baja caducifolia en Morelos, México. *Therya* 4:33-46.
- ROLLINS, K. E., D. K. MEYERHOLZ, G. D. JOHNSON, A. P. CAPPARELLA, AND S. S. LOEW.** 2012. A forensic investigation into the etiology of bat mortality at a wind farm—Barotrauma or traumatic injury? *Veterinary Pathology* 49:362-371.
- RYDELL, J., L. BACH, M. DUBOURG-SAVAGE, M. GREEN, L. RODRIGUES, AND A. HEDENSTRÖM.** 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12:261–274.
- SCHNITZLER, H. U., AND K. V. KALKO.** 2001. Echolocation by insect-eating bats. *Bioscience* 51:557–569.
- SCHÖNER, C. R., AND M. G. SCHÖNER.** 2012. Living inside a deadly trap; woolly bats use carnivorous pitcher plants as roosts. *Bats (Bat Conservation International)* 30:2-3.
- SMALLWOOD, K. S.** 2013. Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. *Wildlife Society Bulletin* 37:19–33.
- SUBRAMANIAN, M.** 2012. An ill wind, with turbines threatening some bird and bat populations, researchers are seeking ways to keep the skies safe for wildlife. *Nature* 486:310-311.
- TRAPP, H., D. FABIAN, F. FÖRSTER, AND O. ZINKE.** 2002. Fleder mausverluste im eimen Windpark der Oberlausitz. *Natur schutzarbeit in Sachsen* 44:53–56.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER, AND H. JAKLITSCH.** 2004. Vogelschlag, Meideverhalten & Habitatnutzung an bestehenden Wind kraftanlagen Prellenkirchen — Obersdorf — Stein berg/Prinzendorf. Report for WWS Ökoenergie, WEB Windenergie, evn Naturkraft, IG Windkraft und dem Amt der Niederösterreichischen Landesregierung. <http://www.igwindkraft.at/redsystem/mmedia/2005.04.15/1113566866.pdf>.
- VARGAS-CONTRERAS, J. A., G. ESCALONA-SEGURA, J. ARROYO-CABRALES, J. RENDON VON OSTEN, AND L. NAVARRO.** 2012. Conservación de Murciélagos en Campeche. *Therya* 3:53-66.

**WILSON, D. E.** 1973. Bat faunas: a trophic comparison. *Systematic Zoology* 22:14-29.

**Sergio Ticul Alvarez-Castañeda<sup>1</sup> and William Z. Lidicker, Jr.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. La Paz 23096, BCS, México. Email: sticul@cibnor.mx (STA-C).

<sup>2</sup> Museum of Vertebrate Zoology, University of California, Berkeley, CA 94720, USA. Email: wlidicker@berkeley.edu (WZL).



## Letter to the editor

### La transmisión del virus del Ébola en el medio silvestre

# Transmission of the Ebola virus in the wild

## Introduction

The virus of Ebola is found in several non-human and unrelated mammalian species, but in some organisms this illness is manifested but in others not. This fact does difficult to determine transmission routes in which the infection occur. The bats are a vector in the transmission of diseases to wild mammals and humans. However hypothesis about the routes of diseases transmissions that connect wildlife species and humans are generally inconclusive. Ebola transmission via body fluids of infected animals is one of the possibilities. This review is oriented to propose a "rain" of fruit-saliva as a primary pathway for Ebola transmission. Fruit bats during their process of feeding ingesting the juices of fruits and ejecting the fibrous pulp. Therefore they are urinating and defecating during foraging bouts. During the night, this process produces a constant "rain" of fluids with the virus that come from the bats, and nutrients such as glycoproteins from the fruits. Close contact with an infected individual in a social group would likely spread the virus from infected to not-infected individuals rapidly. This "fruit rain" hypothesis, Ebola transmission to humans can occur by direct human consumption of infected food affected by this rain of fluids with virus and particles of biochemical components of the fruits, without dismiss the fact that the infection also can occur through the consume of contaminated animals.

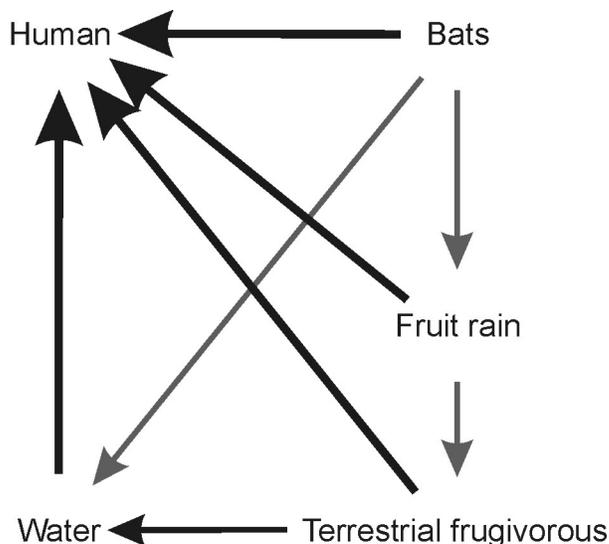
Currently is not a clear understanding of how the Ebola virus is transmitted among wild reservoirs and from them to humans. The virus has been found in several non-human and unrelated mammalian species. This fact made even harder to determine Ebola transmission routes. Current evidence suggests that this disease is transmitted to humans either directly or through an intermediate host (Jarman 1974). Several different mammalian species is known to host the virus. Among them are including frugivorous bats of the Old World family Pteropodidae; non-human primates such as the chimpanzee and gorillas; duikers, which are small forest antelopes, and forest pigs (Sanchez *et al.* 1993; Newing 2000; Daszak 2010). The bats are apparently unaffected by the virus but serve as a vector in the transmission pathway (Leroy *et al.* 2004) while other mammals such as gorillas and chimpanzees succumb to the disease (Leroy *et al.* 2009). Members of the Ebola group of viruses have been found in Asia and Africa, but to date only in Africa is where wild mammals and humans have been infected (WHO 2014). Mortality rates in non-bat species are exceedingly high, being above 90% in humans (Wong *et al.* 2012). HIV/AIDS, SARS, and AH1N1 are other viruses that were originated in wild mammals and became in diseases highly infectious in humans (Kühl *et al.* 2011).

Hypotheses connecting bats, other non-human mammals, and humans in the transmission pathway of Ebola are inconclusive. However, all non-human species that have been recorded to host the virus, either causing nonpathogenic or pathogenic symptoms, share two common traits: they are frugivorous and highly social. Moreover, human Ebola outbreaks tend to be preceded by wildlife deaths due to infection (Sanchez *et al.* 1993). A route of Ebola transmission is throughout via bodily

fluids of infected animals. Bausch *et al.* (2007) conclude that virus of Ebola during the acute period of illness is present in a wide variety of bodily fluids, but when those fluids are isolated, the risk of transmission is low. Therefore, we (Alvarez-Castañeda, pers. Communication) propose a fruit-saliva connection as a major pathway from wild mammals to humans (Figure 1). This hypothesis is supported by the observation that Ebola outbreaks in humans correspond temporally at the beginning of the tropical dry season (Sanchez *et al.* 1993), which correspond at the end of the fruiting season of the most tropical trees. Bats of different species tend to arrive at the same trees, and interspecies virus transmission (or simple antigenic stimulation) could occur via infected saliva deposited on fruits (Pourrut *et al.* 2009). The transmission of diseases caused by virus such as Hendra and Nipah, the first associated with respiratory and neurologic diseases in horses and humans, and the second to an outbreak of encephalitis and respiratory illness in pigs and humans (Hooper *et al.* 2001), has been suggested to occur in this way. The explanatory route of the transmission of those diseases is through the saliva of infected Bats belonging to Asian *Pteropus* species (Williamson *et al.* 1998; Pourrut *et al.* 2009) on fruit that is consumed by humans (Pourrut *et al.* 2009). For ebolavirus, outbreaks in nonhuman primates have been associated with a decrease of their immunologic system after a period in which their food is scarce (Leroy *et al.* 2009). The infection of these primates could initiate through consumption of contaminated fruit with blood and placentas during parturition of infected bats (Towner *et al.* 2009). Ebola entry into host cells mediated by glycoproteins (Jarman 1974), proteins associated with oligosaccharides that include fructose.

Pteropodid bats are both strictly frugivorous and most species roost and feed in groups of large size in the same or adjacent trees. Fruiting trees are like magnets for large numbers of bats and other fruit predators, especially terrestrial species such as duikers and bush pigs. Considerable fruit falls to the ground as a result of natural ripening or dislodging during foraging bat movement among the branches. Furthermore, bats do not eat large fruits whole, but crush the pulp, ingesting the juices and ejecting the fibrous pulp; they also urinate and defecate during foraging bouts. Ebola virus has found in frugivorous bats feces (Swanepoel *et al.* 1996). Thus, there is a near constant nightly "rain" of falling whole fruit, partially eaten fruit, and ejected fruit pulp onto the forest floor, all potentially coated with saliva and urine/feces. Any bat infected with Ebola that arrive at a social group would add that virus to the fruit "rain," providing the opportunity for transmission to other fruit predators foraging on the ground. Also, the close physical contact between bats

Figure 1. Via of transmission of the Ebola virus in the wild and to the humans. Terrestrial frugivorous are considered those species that feed on fruits very low or without climbing to the trees as chimpanzee, gorilla, duiker, and wild pigs)



in a social group and the exchange of sweat or saliva during affiliative behaviors, stimulate the virus spreading from infected to non-infected individuals, increasing the incidence of the virus in the fruit “rain.” Ebola is an RNA virus (Vogel 2014) with a limited infectious lifespan, and it cannot replicate in fruit. But the high water content of fruits coupled with the high humidity typical of a tropical forest floor may extend the survival period of the virus and thus the time available to infect a new host. Experiments could be carefully constructed to test both the validity of the “fruit rain” hypothesis and determine the lifespan of the virus under the conditions we propose.

Under our “fruit rain” hypothesis, Ebola transmission to humans can occur in at least two different ways. The first is by direct human consumption of fruit of food covered by virus-containing bat saliva or urine/feces. A second means is through handling contaminated animals during transportation or preparation for consumption, as emphasized in two recent articles in public sources (Maughan 2014, Flynnand and Scutti 2014). Duikers, bush pigs, and non-human primates are major elements of the bushmeat trade, and are thus a major protein source for many African forest communities. This taking in account, that all is needed to stop the spread of several diseases is associated to clean habits and remembering the critical role of the bats as pollinators and predators of agricultural pests (Daszak 2010).

## Literature

- BAUSCH, D. G., J. S. TOWNER, S. F. DOWELL, F. KADUCU, M. LUKWIYA, A. SANCHEZ, N. T. STUART, T. G. KSIAZEK, AND P. E. ROLLIN.** 2007. Assessment of the risk of Ebola virus transmission from bodily fluids and fomites. *Journal of Infectious Diseases* 196:S142–S147.
- DASZAK, P.** 2010. Bats, in black and white. *Science* 329:634.
- FLYNNAND, G., AND S. SCUTTI.** 2014. Smuggled bushmeat is Ebola’s back door to America *Newsweek*, 29 Aug. 2014. <http://www.newsweek.com/2014/08/29/smuggled-bushmeat-ebolaback-door-america-265668.html>.
- JARMAN, P. J.** 1974. The social organization of antelope in relation to their ecology. *Behaviour* 48:215.
- HOOPER, P., S. ZAKI, P. DANIELS P. AND D. MIDDLETON.** 2001. Comparative pathology of the diseases caused by Hendra and Nipah viruses. *Microbes and Infection* 3:315–322.
- KÜHL, A, M. HOFFMANN, M. A. MÜLLER, V. J. MUNSTER, K. GNIRSS, M. KIENE, T. S TSEGAYE, G. BEHRENS, G. HERRLER, H. FELDMANN, C. DROSTEN AND S. PÖHLMANN.** 2011. Comparative analysis of Ebola virus glycoprotein interactions with human and bats cell. *Journal Infectious Diseases* 204:s840–s849
- LEROY, E. M., P. ROUQUET, P. FORMENTY, S. SOUQUIERE, A. KILBOURNE, J. M. FROMENT, M. BERMEJO, S. SMIT, W. KARESH, R. S. SWANEPOEL, R. ZAKI AND P. E. ROLLIN.** 2004. Multiple Ebola virus transmission events and rapid decline of central Africa Wildlife. *Science* 303:387–390.
- LEROY, E. M., A. EPELBOIN, V. MONDONGE, X. POURRUT, J. P. GONZALEZ, J.J. MUYEMBE-TAMFUM, AND P. FORMENTY.** 2009. Human Ebola outbreak resulting from direct exposure to fruit bats in Luebo, Democratic Republic of Congo, 2007. *Vector-borne and Zoonotic Diseases* 9:723–728.
- MAUGHAN, R.** 2014. Ignorance and bush meat trade cause of Ebola epidemic *Wildlife Dis* <http://www.thewildlifeneews.com/2014/07/25/ignorance-and-bush-meat-trade-cause-of-ebola-epidemic>.
- NEWING, H.** 2000. Bushmeat hunting and management: implications of duiker ecology and interspecific competition. *Biodiversity and Conservation* 10:99–118.
- POURRUT, X., SOURIS, M., TOWNER, J. S., ROLLIN, P. E., NICHOL, S. T., GONZALEZ, J. P. AND E. Leroy.** 2009. Large serological survey showing cocirculation of Ebola and Marburg viruses in Gabonese bat populations, and a high seroprevalence of both viruses in *Rousettus aegyptiacus*. *BMC Infectious Diseases* 9:159.
- SANCHEZ, A, M. P. KILEY, B. P. HOLLOWAY, AND D. D. AUPERINA.** 1993. Sequence analysis of the Ebola virus genome: organization, genetic elements, and comparison with the genome of Marburg virus. *Virus Reserch* 29:215-240.

- SWANEPOEL R, LEMAN PA, BURT FJ, ZACHARIADES NA, BRAACK LE, KSIAZEK TG, P. E. ROLLIN, S. R. ZAKI, AND C. J. PETERS.** 1996. Experimental inoculation of plants and animals with Ebola virus. *Emerging Infectious Diseases* 2:321–325
- TOWNER, J. S., AMMAN, B. R., SEALY, T. K., CARROLL, S. A., COMER, J. A., KEMP, A., ET AL., P. E. ROLLIN.** 2009. Isolation of genetically diverse Marburg viruses from Egyptian fruit bats. *PLoS Pathogens* 5:e1000536.
- VOGEL, G.** 2014. Are bats spreading Ebola across sub-Saharan Africa? *Science* 344:140.
- WHO.** 2014. Ebola virus disease. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs103/en/>.
- WILLIAMSON, M. M., P. T. HOOPER, P. W. SELLECK, L. J. GLEESON, P. W. DANIELS, H. A. WESTBURY, AND P. K. MURRAY.** 1998. Transmission studies of Hendra virus (*Equine morbillivirus*) in fruit bats, horses and cats. *Australian Veterinary Journal* 76:813–818.
- WONG G, J. S. RICHARDSON, S. PILLET, A. PATEL, X. QIU, J. ALIMONTI, J. HOGAN, Y. ZHANG, A. TAKADA, H. FELDMANN, AND G. P. KOBINGER.** 2012. Immune parameters correlate with protection against Ebola virus infection in rodents and non human primates. *Science Translational Medicine* 158:158re146.

Lia Mendez-Rodriguez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., La Paz 23096, Baja California Sur, México. Email: lmendez04l@cibnor.mx (LM-R).

**Detecting habitat preferences of bighorn sheep  
(*Ovis canadensis cremnobates*) in Baja California  
using remote sensing techniques**

# **Detección de las preferencias de hábitat del borrego cimarrón (*Ovis canadensis cremnobates*) en Baja California, mediante técnicas de teledetección satelital**

**Jonathan G. Escobar-Flores<sup>1</sup>, Sergio Álvarez-Cárdenas<sup>1\*</sup>, Raúl Valdez<sup>2</sup>, Jorge Torres Rodríguez<sup>3</sup>, Sara Díaz-Castro<sup>1</sup>,  
Aradit Castellanos-Vera<sup>1</sup> y Roberto Martínez Gallardo<sup>4\*</sup>**

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Instituto Politécnico Nacional 195, La Paz 23090, Baja California Sur, México. E-mail: jescobar@cibnor.mx (JGEF), salvarez04@cibnor.mx (SA-C), sdiaz04@cibnor.mx (SD-C), arcas04@cibnor.mx (AC-V).

<sup>2</sup> Department of Fish, Wildlife and Conservation Ecology, New Mexico State University. Las Cruces, New México 88001, EE.UU. E-mail: rvaldez@ad.nmsu.edu (RV).

<sup>3</sup> Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Ensenada 22860, Baja California, México. E-mail: jtorres@cicese.mx (JTR).

<sup>4</sup> Universidad Autónoma de Baja California. Km 103 Carretera Tijuana – Ensenada, Ensenada 22860, Baja California, México. E-mail: robtron@uabc.edu.mx (RMG).

\*Corresponding author

**Introduction:** Escape terrain and vegetation cover are two vital components in bighorn sheep habitat use. Understanding these components is essential for conserving and managing this species. Despite the importance of assessing habitat use, there are few studies in Mexico and most efforts have focused on population surveys. The lack of studies of bighorn sheep habitat in Baja California does not allow predicting possible effects of climate change, for example, reduction in availability of forage and less rainfall and increasing local extinctions of sheep populations in desert areas. Our objectives were to assess availability of escape terrain in topographic areas of varying ruggedness (flat, low hills, canyons, and steep mountains) and availability of plant cover, using an index of normalized difference in vegetation within the Sierra Santa Isabel. Additionally, selection of topographic ruggedness and vegetation cover by bighorn sheep was analyzed. The results of this study will serve to identify sites for conservation and management of *Ovis canadensis* and their habitat in the Baja California Peninsula.

**Methodology:** From July 2011 through February 2012, we observed free-ranging herds of desert bighorn sheep in three time frames in two representative locations in the Santa Isabel mountains. We used terrain roughness and vegetation index, derived from Landsat images to determine the available escape terrain and vegetation cover. From the frequency of sightings and availability of habitat variables, habitat selection was analyzed, using a Chi-squared test and constructing Bonferroni confidence intervals.

**Results:** The sites with greater availability of escape terrain were more frequently selected by herds of ewes and yearlings ( $\chi^2 = 9.83, P < 0.05$ ), while herds of mixed adults selected sites having less escape terrain. During the dry season, sheep selected sites had low vegetation cover ( $\chi^2 = 11.58, P < 0.05$ ). During the rainy season, sheep selected greater vegetation cover at only one of the study sites ( $\chi^2 = 8.72, P < 0.05$ ). During the post-rainfall season, we found no relationship between vegetation cover and presence of sheep.

**Discussion and conclusions:** Selection of escape terrain and vegetation cover seems to be related to the sheep's anti-predatory strategy. More females ( $n = 140$ ) and yearlings ( $n = 62$ ) occurred where continuous habitat and permanent water was available, which confirms the importance of the Sierra Santa Isabel for breeding and recruitment of bighorn sheep in the Baja California Peninsula. The vegetation index derived from satellite imagery measured only the phenological stage of the plant community, but did not indicate which plant species are present and used by the sheep. However, the index facilitates locating areas with high availability of food and defining sampling areas to monitor populations and carry out censuses.

**Key words:** bighorn; escape terrain; habitat selection; NDVI; satellite images.

**Introducción:** El terreno de escape y la cobertura vegetal son dos componentes vitales en el hábitat del borrego cimarrón. La evaluación de la selección que hacen los borregos cimarrones de estos componentes es fundamental para determinar su distribución y el número de organismos que puede soportar un área. A pesar de la importancia de evaluar la selección del hábitat, son pocos los estudios realizados en México sobre el tema. La mayoría de las iniciativas se han enfocado en monitoreos poblacionales. La carencia de estudios sobre el hábitat del borrego cimarrón en Baja California no permite pronosticar los posibles efectos del cambio climático (e.g. una reducción en la disponibilidad de alimento como consecuencia de periodos largos sin lluvias ha ocasionado que varias poblaciones de borregos en el desierto se extirpen). Los objetivos de este estudio fueron determinar la disponibilidad del terreno de escape en diferentes categorías de rugosidad del terreno (plano, sierras bajas, cañones y sierras altas). Asimismo, mediante un índice de vegetación, se determinó la disponibilidad de la cobertura vegetal. Se analizó la preferencia de uso y la selección que hace el borrego cimarrón de las variables del hábitat. Se espera que los resultados de este estudio sirvan para la identificación de sitios a fin de manejar y conservar el *Ovis canadensis* y su hábitat en Sierra Santa Isabel, Baja California.

**Metodología:** Mediante recorridos terrestres efectuados en diferentes estaciones del año (de julio de 2011 a febrero de 2012), se realizaron observaciones directas de borregos cimarrones en dos localidades representativas de la Sierra Santa Isabel. A partir de un modelo de rugosidad del terreno y valores del índice de vegetación derivados de imágenes de satélite Landsat, se determinó el terreno de escape y la cobertura vegetal disponibles. Con la información de uso (frecuencia de observaciones de borregos cimarrones) y la disponibilidad de las variables de hábitat consideradas, se exploró la hipótesis de selección de hábitat, mediante pruebas de Chi Cuadrada y construcción de intervalos de confianza de Bonferroni.

**Resultados:** Los sitios con mayor disponibilidad de terreno de escape fueron seleccionados principalmente por grupos de hembras y añeros ( $\chi^2 = 9.83, P < 0.05$ ), mientras que grupos de adultos de ambos sexos seleccionaron sitios con una menor disponibilidad. En el periodo de sequía, los borregos cimarrones seleccionaron los sitios con baja cobertura vegetal ( $\chi^2 = 11.58, P < 0.05$ ), y durante el periodo de lluvias en solo una de las localidades de estudio seleccionaron los sitios con mayor cobertura vegetal ( $\chi^2 = 8.72, P < 0.05$ ). En el periodo de poslluvias, no se encontró una relación entre la cobertura vegetal y la distribución del borrego cimarrón.

**Discusión y conclusiones:** La selección que hace el borrego cimarrón del terreno de escape y de la cobertura vegetal posiblemente se relaciona con su estrategia antidepredadora. El mayor registro de hembras ( $n = 140$ ) y añeros ( $n = 62$ ), aunado al hábitat no fragmentado y a la disponibilidad de agua permanente, confirman la importancia de Sierra Santa Isabel para la reproducción, crianza y reclutamiento del borrego cimarrón en Baja California. Los índices de vegetación derivados de imágenes de satélite miden solo el estado fenológico de la comunidad vegetal, pero no determinan qué especies se hallan presentes ni cuáles son utilizadas por el borrego cimarrón. No obstante, los índices de vegetación facilitan la identificación de áreas con una alta disponibilidad de alimento, información útil para definir sitios de muestreo previos a los monitoreos poblacionales de esta especie.

**Palabras clave:** borrego cimarrón; imágenes de satélite; NDVI; selección de hábitat; terreno de escape.

## Introducción

El conocimiento del uso y de la selección del hábitat posee importantes implicaciones para explicar la distribución de los ungulados silvestres y nos permite diferenciar entre la disponibilidad y la calidad de diferentes hábitat (Manly *et al.* 2002). Dicha Información resulta esencial para establecer acciones de manejo, como reintroducciones, translocaciones, conservación, aprovechamiento y establecimiento de áreas protegidas (Araujo y Williams 2000).

El borrego cimarrón es un buen ejemplo para investigar los mecanismos de selección del hábitat, debido a que se trata de una especie oportunista en la búsqueda de su forraje y requiere una diversidad topográfica y paisajes escarpados para detectar y evadir a sus depredadores (Valdez y Krausman 1999). La relación de estos componentes del hábitat con el borrego cimarrón también se ha utilizado para explicar la segregación sexual. Algunos estudios encuentran una correlación directa entre la disponibilidad del terreno de escape y el tamaño poblacional de esta especie (Holl 1982; Bleich *et al.* 1997; Divine *et al.* 2000; Mckinney *et al.* 2003). De tal forma, la evaluación de la selección que hace el borrego cimarrón del hábitat es fundamental para determinar la distribución y el número de organismos que puede soportar un área (Brewer *et al.* 2014).

A pesar de la importancia de evaluar las preferencias de hábitat del borrego cimarrón, son pocos los estudios realizados en México, y la mayoría se ha enfocado en monitoreos poblacionales

(Sandoval *et al.* 2014). La carencia de estudios sobre el hábitat del borrego cimarrón en Baja California no permite pronosticar los posibles efectos del cambio climático (*e. g.* la reducción en la disponibilidad de alimento como consecuencia de periodos largos sin lluvias, reducción que ha sido una de las causas de extinción local y extirpación de poblaciones de borrego cimarrón en zonas áridas; Epps *et al.* 2004). Los objetivos de esta investigación fueron: 1) Determinar la disponibilidad del terreno de escape, para lo que se utilizó un modelo de rugosidad del terreno en cuatro categorías (plano, sierras bajas, cañones y sierras altas). 2) Evaluar la disponibilidad de la cobertura vegetal mediante un Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), que en estudios recientes ha sido útil para explicar la distribución de ungulados silvestres en zonas áridas, *e. g.* el venado bura (Marshall *et al.* 2006), el impala (VanBommel *et al.* 2006) y el borrego cimarrón (Sesnie *et al.* 2012; Hoglander *et al.* 2015), y 3) Analizar las preferencias de uso y la selección que hace el borrego cimarrón de las variables del hábitat. Esta es la primera evaluación de preferencia de hábitat del borrego cimarrón en Baja California. Se espera que los resultados de este estudio sirvan para la identificación de sitios a fin de manejar y conservar el *Ovis canadensis* y su hábitat en Sierra Santa Isabel, Baja California.

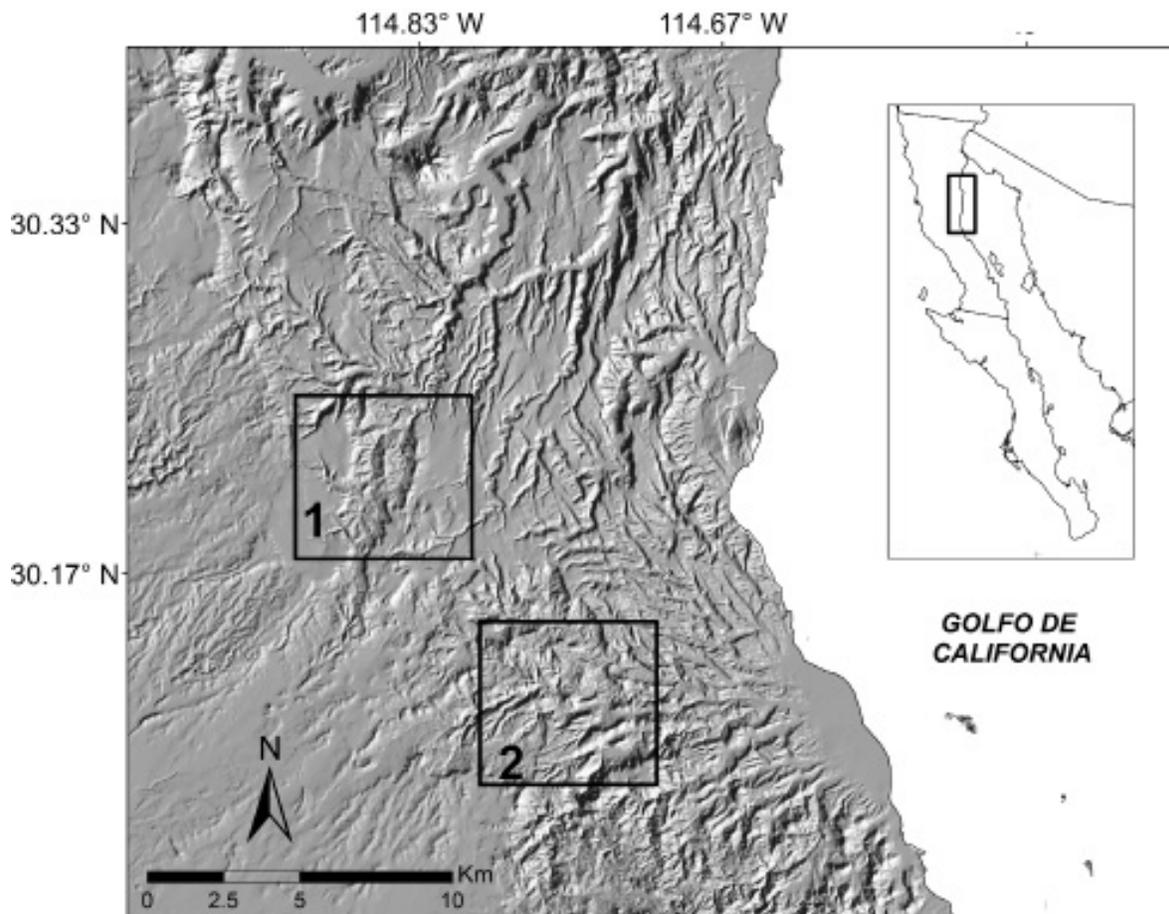
## Material y métodos

**Área de estudio.** La investigación se realizó en la Sierra Santa Isabel, localizada en la región central de Baja California (30.460° N, -115.191° W y 29.950° N, -114.757° W; Figura 1). La Sierra se caracteriza por contar con el mayor hábitat continuo para el borrego cimarrón en el estado (2,072.45 km<sup>2</sup>). Asimismo, es la que presenta el mejor grado de conservación. Se ha estimado un tamaño poblacional entre 300 - 400 ejemplares (DeForge *et al.* 1993; Martínez-Gallardo y Eaton-González 2008; Martínez 2011; Lee *et al.* 2012).

En la Sierra, se localizan dos ecorregiones: por un lado, la parte baja del Desierto de Colorado en los valles y lomeríos cercanos al Golfo de California, donde las principales especies vegetales son *Larrea tridentata*, *Fouquieria splendens*, *Agave deserti*, *Psoralea argophylla*, *Olneya tesota* y *Prosopis* sp.; por otro lado, el Desierto Central, que corresponde a la mayor parte de la Sierra; allí, las principales especies son *Ambrosia dumosa*, *Prosopis microphylla*, *Bursera microphylla*, *Fouquieria columnaris*, *Cercidium microphyllum* y *Pachycereus discolor* (González-Abraham *et al.* 2010). El clima es semicálido, con 28 °C de temperatura media anual. La precipitación media anual en las serranías cercanas al Golfo de California es menor a 50 mm; en cambio, en la parte central y norte de la sierra, la precipitación oscila entre los 100 y 150 mm (SMN 2013). Los principales depredadores del borrego cimarrón en la Sierra Santa Isabel son el puma (*Puma concolor*), el gato montés (*Lynx rufus*), el coyote (*Canis latrans*) y el águila real (*Aquila chrysaetos*).

**Localización de borregos cimarrones.** Se seleccionaron dos localidades para observar a los borregos cimarrones, con un área de 10 x 10 km cada una. La primera, Los Hemes, se localiza en la región central de Sierra Santa Isabel. Dicha localidad se caracteriza por ser accesible y cuenta con una tinaja principal con agua la mayor parte del año. La altitud oscila entre 600 y 900 metros, y los rasgos topográficos son cañones y planicies en las partes altas. La segunda, El Zamora, se ubica en el sur de la Sierra. Es la localidad con mayor disponibilidad de agua para la fauna silvestre. Se caracteriza por tener cañones y cumbres a las que solo se puede acceder a pie (Figura 1). Estas localidades fueron seleccionadas debido a que son frecuentadas por los borregos cimarrones, dada su posibilidad de acceder a ellas en diferentes épocas del año y porque los dueños de los terrenos lo autorizan.

Mediante recorridos terrestres de 10 km de longitud efectuados en diferentes estaciones del año (julio del 2011 a febrero del 2012). Se realizaron observaciones directas de borregos cimarrones individuales o en grupos, en tres periodos: sequía (julio a septiembre), lluvias (octubre a diciembre) y poslluvias (diciembre a febrero). Los tres periodos corresponden aproximadamente



**Figura 1.** Localidades de estudio en Sierra Santa Isabel, Baja California. Los cuadros en negro representan las áreas de monitoreo del borrego cimarrón. Los Hemes (1) y El Zamora (2).

a las temporadas de segregación sexual, apareamiento y crianza (Rubin *et al.* 2000). Durante ocho días, en cada periodo y recorriendo los mismos transectos (cuatro en total), dos equipos de tres personas realizaron por separado búsquedas y observaciones directas de borregos cimarrones. Utilizaron binoculares 10 x 40. La colecta de datos se realizó a lo largo de cinco horas en la mañana (7:00 a 12:00) y cuatro en la tarde (14:00 a 18:00).

En cada observación individual o de grupos de borregos cimarrones, los observadores acudieron al sitio para ubicarlo espacialmente con un GPS. La edad y género de los borregos se estableció con base en la descripción propuesta por Monson y Summer (1980), quienes definen cuatro clases de edad para los machos, considerando el tamaño del cuerpo y el tipo de cuernos: Clase I (cuernos con un cuarto de curvatura) con edades entre 2 y 3 años. Clase II (cuernos con un medio curvatura), con edades entre tres y seis años. Clase III (el cuerno con tres cuartos de curvatura), y Clase IV (el cuerno con curvatura completa y la punta generalmente desgastada; puede superar la órbita ocular) para borregos cimarrones con edades superiores a los seis años. Las hembras se clasificaron en jóvenes (cuernos con inicio de curvatura), con edades entre uno y dos años, y adultas (cuernos largos con curvatura en forma de L), con edades mayores a los dos años. Por último, se nombró añero de ambos sexos a borregos cimarrones con edades menores a un año. En ellos era visible el inicio del crecimiento del cuerno, pero no resultó claro definir su sexo.

*Terreno de escape.* Por medio del portal del Servicio Geológico de Estado Unidos (USGS), se

obtuvo un modelo digital de elevación (MDE). El modelo fue adquirido durante la misión SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) y se ubica en el path 38 y row 39, con una resolución espacial de 30 metros para cada píxel. El MDE se procesó en el programa ArcGis 10 (ESRI 2010) y se implementó un algoritmo para calcular el índice de rugosidad del terreno (IRT) en lenguaje Python, siguiendo la metodología propuesta por Riley *et al.* (1999).

Los valores de IRT son equivalentes a la cantidad de terreno de escape disponible en el área de distribución del borrego cimarrón. Se obtuvieron a partir de un análisis de vecindario en una matriz de renglones y columnas. Cada celda (píxel) dispone de un valor de altitud procedente del MDE. A partir de la celda central, se calcula la dispersión de elevaciones con sus celdas vecinas. Las unidades de medida del IRT se expresan en metros de diferencia de cota entre puntos distantes entre sí (Riley *et al.* 1999).

Con base en los valores obtenidos del IRT y en clasificaciones realizadas previamente por Álvarez-Cárdenas *et al.* (2009) y Gilad *et al.* (2013), se definieron cuatro categorías de rugosidad del terreno con los siguientes intervalos: plano con cerros bajos 0 - 15; poco rugoso con sierras bajas 16 - 30; sierras medianas con cañones 31 - 45, y sierras altas con cañones para valores mayores a 45. Los números corresponden a valores del IRT.

*Cobertura vegetal.* Mediante el portal USGS, se obtuvo tres imágenes de satélite Landsat-TM (path 38 y row 39) con una resolución espacial de 30 metros. Las fechas de adquisición fueron las siguientes: 7 de septiembre de 2011 (periodo de sequía), 16 de noviembre de 2011 (periodo de lluvias) y 12 de febrero de 2012 (periodo de poslluvias). Las imágenes fueron procesadas y co-registradas, utilizando el programa ENVI 4.7 (EXELIS 2012).

Para cada localidad se calculó un Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), considerado como uno de los mejores estimadores de cobertura vegetal mediante sensores remotos (Purevdorj *et al.* 1998; Pettorelli 2013). A los valores de NDVI se les aplicó la corrección radiométrica propuesta por Guyot y Gu (1994), recomendable para imágenes del sensor TM en ecosistemas áridos. Esta corrección se describe mediante la siguiente ecuación:  $NDVI = IRC - 0.801 \times R \div IRC + 0.801 \times R$ .

IRC y R indican la reflectividad del píxel en la banda del infrarojo cercano y del rojo para el sensor TM. Los valores positivos cercanos a 1 indican una mayor cobertura vegetal, mientras que los valores de 0 y negativos se relacionan con una baja cobertura y con suelo desnudo.

Se establecieron tres categorías de cobertura vegetal para cada imagen, a partir del valor de NDVI de cada píxel calculado con el módulo *statistics* en ENVI 4.7 (EXELIS 2012). El tercio inferior corresponde a la categoría baja; el tercio intermedio, a la categoría media, y el tercio superior, a la categoría alta (VanBommel *et al.* 2006).

Las categorías de cobertura vegetal para cada imagen se importaron al programa ArcGis 10 (ESRI 2010). Con la herramienta de estadística focal (*Focal Statistics*), se obtuvo la categoría de cobertura vegetal en aproximadamente una hectárea, con una matriz de 90 m x 90 m. Esta dimensión espacial representa el área mínima que utilizan los borregos cimarrones para alimentarse (Valdez y Krausman 1999; Sandoval *et al.* 2014).

*Análisis estadísticos.* Se realizó un análisis de uso-disponibilidad del hábitat, cuyo objetivo fue relacionar los registros de uso de las variables del hábitat por el borrego cimarrón con su disponibilidad en un área específica. Con las herramientas de análisis

espacial (*Spatial Analysis*) en ArcGis 10, se determinó la proporción disponible de las categorías rugosidad y cobertura vegetal. Posteriormente, la información de registros de observación de borregos cimarrones de cada periodo se exportó como un vector de puntos al programa ArcGis 10. Con los módulos de tabulación de área y un análisis aleatorio en el mismo programa, se obtuvo la frecuencia de registros observados y esperados de acuerdo con la disponibilidad de cada categoría del hábitat.

Con la información de uso (frecuencia de observación) y disponibilidad (categorías de rugosidad y NDVI), se exploró la hipótesis de selección de hábitat, la cual establece que cuando el recurso tiene una frecuencia de utilización proporcional a su disponibilidad, se utiliza al azar y se define como uso. En cambio, la selección se refiere a la preferencia de un recurso; es decir, su frecuencia de utilización está por encima de su disponibilidad.

Para probar la hipótesis, se realizó una prueba Chi Cuadrada entre los valores de las frecuencias de uso observadas y esperadas, de acuerdo con la proporción disponible de las categorías de hábitat. Si no se encuentran diferencias significativas entre estos dos valores, se acepta la hipótesis estadística de utilización al azar. En contraste, si se obtienen diferencias significativas, se rechaza la hipótesis de utilización al azar y se continúa con la construcción de intervalos de confianza de Bonferroni al 95 % para determinar el patrón de utilización del recurso en términos de uso, rechazo o selección (Neu *et al.* 1974; Marcum y Loftsgaarden 1980).

## Resultados

Se obtuvo un total de 271 observaciones de borregos cimarrones. En el periodo de sequía, se registró 40.2 %; en el periodo de lluvias, 36.5 %, y en poslluvias, el menor registro: 23.2 % (Tabla 1). En la localidad El Zamora, la observación de hembras y añeros representó 79.6 % del total de 162 observaciones. La observación de machos fue de 15.4 %, y de los corderos, de 5.0 %. La mayor proporción añero/hembra fue observada durante poslluvias y fue de 70.5 %, lo que indicó que por cada 10 hembras, siete tenían añero. La mayor proporción macho/hembra se registró durante el periodo de lluvias, con 35.2 %, es decir, por cada macho se observaron tres hembras. La observación de corderos fue baja, con ocho registros durante el periodo de poslluvias (Tabla 1).

En la localidad de Los Hemes, se observaron menos borregos cimarrones que en

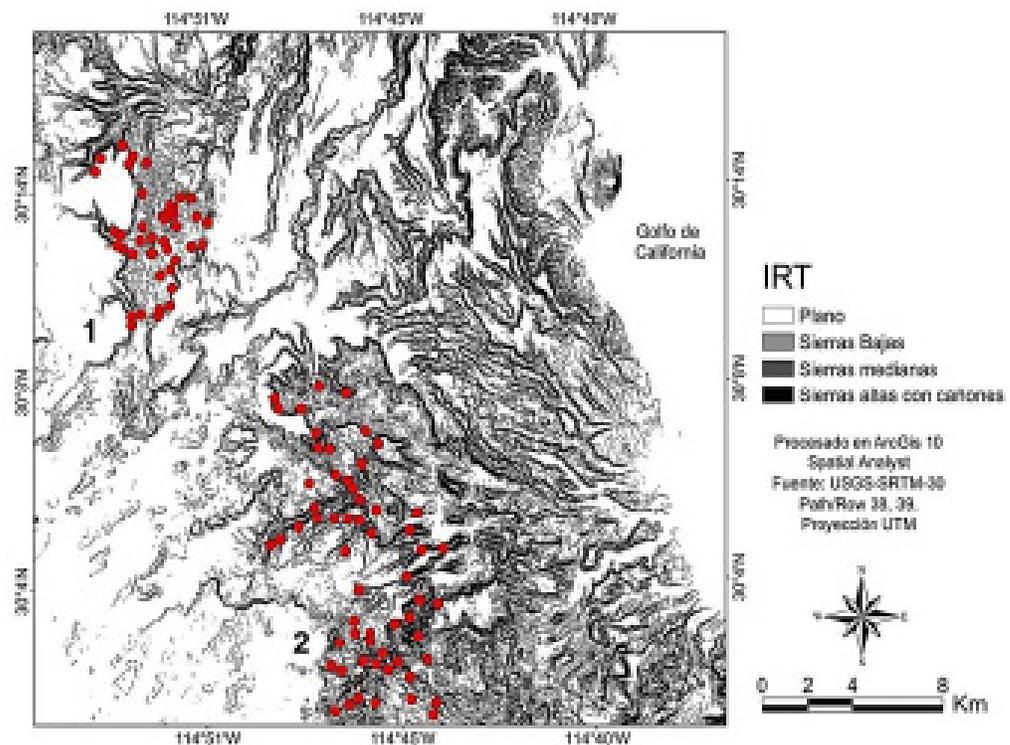
**Tabla 1.** Resultados de los conteos de borrego cimarrón en Sierra Santa Isabel, Baja California.

Localidad	Periodo	Corderos	Añeros	Hembras		Machos				Total
				Jóvenes	Adultas	C1	C2	C3	C4	
Zamora	Sequía	0	15	14	25	0	2	4	2	62
	Lluvias	0	16	8	22	10	1	0	0	57
	Poslluvias	8	12	7	10	4	2	0	0	43
	Subtotal	8	43	29	57	14	5	4	2	162
Hemes	Sequía	0	7	3	21	2	2	7	5	47
	Lluvias	0	8	7	12	3	7	3	2	42
	Poslluvias	2	4	4	7	0	0	2	1	20
	Subtotal	2	19	14	40	5	9	12	8	109

El Zamora, con un total de 109 registros. En el periodo de sequía, se obtuvo 43.1 % ( $n = 47$ ) de los registros, seguido de las lluvias, con 38.5 % ( $n = 42$ ), y el periodo de poslluvias, con 18.3 % ( $n = 20$ ). Se registraron más hembras (49.5 %), seguidas de machos (31.1 %) y añeros (17.4 %). Solo se observaron dos corderos. Esta localidad se caracterizó por un mayor registro de machos clase III y IV, en comparación con la localidad El Zamora (Tabla 1).

*Selección del terreno de escape.* La selección que hicieron los borregos cimarrones de las categorías de rugosidad resultó significativamente diferente ( $\chi^2 = 9.83$ ,  $P < 0.05$ ). Los terrenos planos fueron los más disponibles para las dos localidades: en Los Hemes, con 45.5 % (4,752 ha), y en El Zamora, con 30.4 % (3,045 ha). Sin embargo, esta categoría fue evitada por los borregos cimarrones en las dos localidades de estudio. En El Zamora, los rebaños de hembras ( $n = 86$ ) y añeros ( $n = 43$ ) seleccionaron las categorías de media y alta rugosidad, que tuvieron disponibles en 40.8 % (4,088 ha; Tabla 2). En Los Hemes, los borregos cimarrones machos jóvenes y adultos ( $n = 59$ ) seleccionaron las categorías poco y medianamente rugosas, que tuvieron disponibles en 43.4 % (4,348 ha, Tabla 2). La categoría de alta rugosidad fue la de menor disponibilidad, con 9.0 % (900 ha). No se observó a ningún borrego cimarrón en esta categoría (Figura 2).

*Selección de la cobertura vegetal.* Los valores de NDVI obtenidos en la localidad de El Zamora fueron más altos durante los periodos de lluvias (entre 0.20 y 0.40) y poslluvias (entre 0.16 y 0.35). Los valores más bajos se encontraron en el periodo de sequía y fueron menores a 0.10. En Los Hemes, los valores de NDVI más altos se presentaron en poslluvias (0.12 - 0.24) y lluvias (0.11 - 0.24). Los valores más bajos se encontraron en el periodo de sequía (0.01 - 0.12).

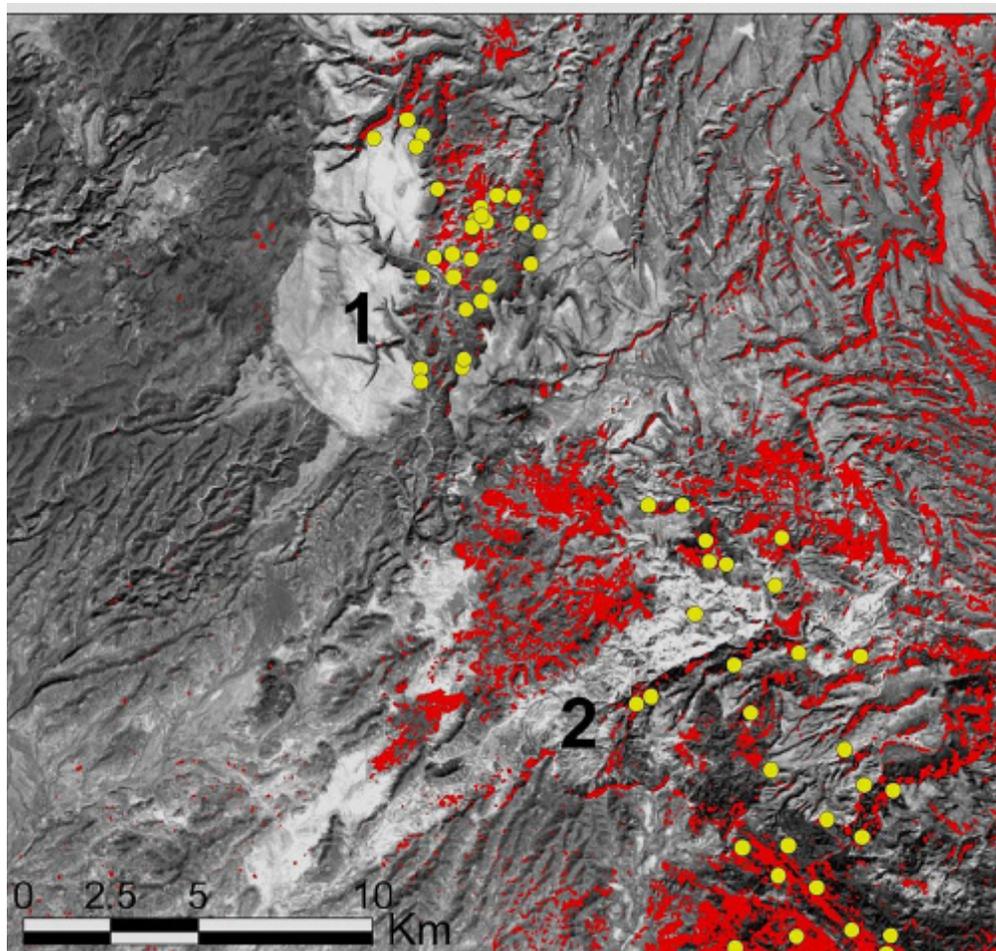


**Figure 2.** Índice de rugosidad del terreno (IRT) en Sierra Santa Isabel, Baja California. Los círculos en color rojo son las observaciones de los borregos cimarrones en las localidades Los Hemes (1) y El Zamora (2).

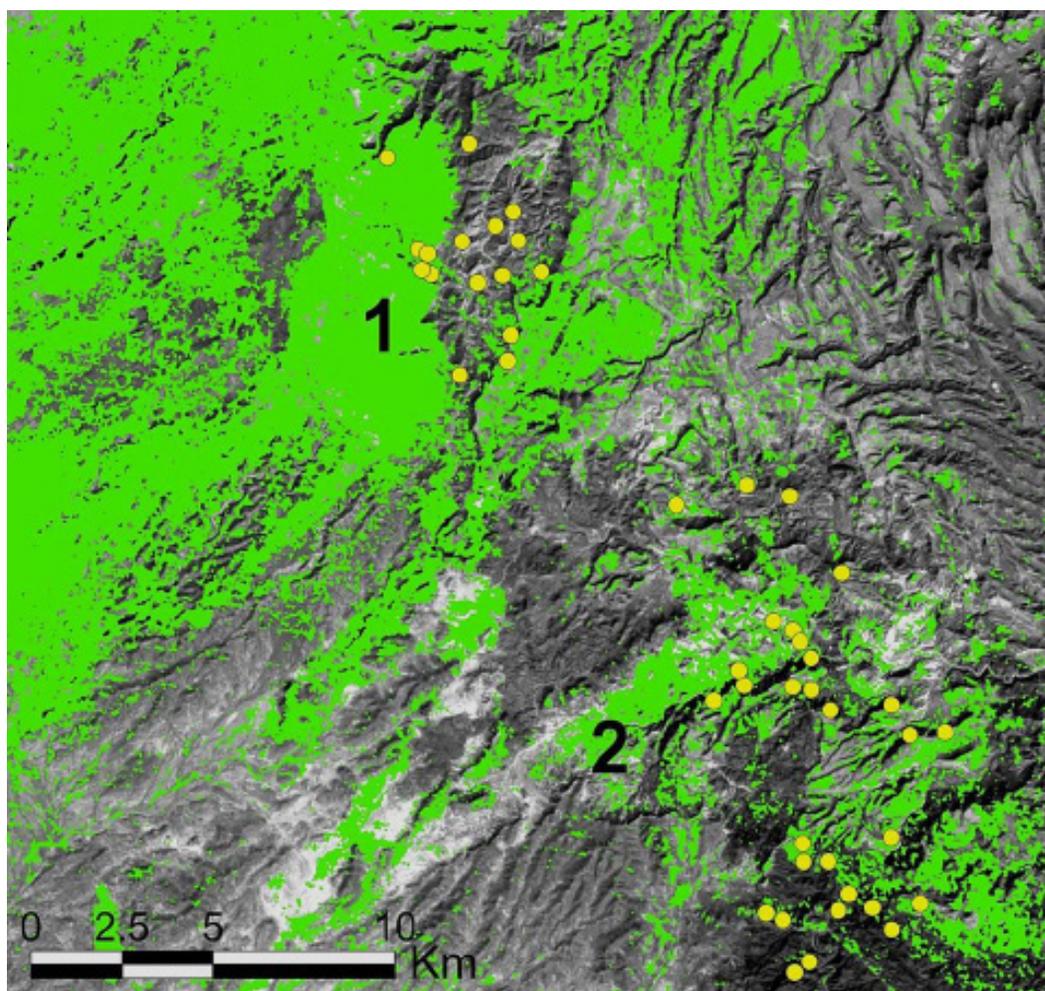
En la localidad El Zamora, durante el periodo de sequía, la selección de las categorías de NDVI por los borregos cimarrones fue significativamente diferente ( $\chi^2 = 11.58$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla 3). La categoría de NDVI bajo estuvo disponible en 12.7 % (1,277 ha) y fue seleccionada por los borregos cimarrones (Tabla 3). La categoría de NDVI medio fue seleccionada en proporción a su disponibilidad, y la categoría NDVI alto fue evitada. Estas categorías, en conjunto, representaron 87.2 % (8,723 ha; Figura 3).

En el periodo de lluvias, también se encontraron diferencias significativas en la selección que realizaron los borregos cimarrones de las categorías de cobertura vegetal ( $\chi^2 = 8.72$ ,  $P < 0.05$ ). La categoría NDVI alto fue seleccionada por los borregos y tuvo una disponibilidad de 40.8 % (4,083.66 ha). La categoría NDVI medio tuvo la mayor disponibilidad, con 47.1 % (4,717 ha) pero fue evitada. La categoría NDVI bajo representó 11.8 % (1,189 ha) y fue seleccionada en proporción a su disponibilidad (Tabla 3). En el periodo de poslluvias no se encontraron diferencias estadísticas significativas ( $\chi^2 = 2.67$ ,  $P > 0.05$ ). Las categorías NDVI bajo, con 25.3 % (2,538 ha), y NDVI alto, con 28.3 % (2,836 ha), fueron similares en su disponibilidad (Figura 4).

En Los Hemes, durante el periodo de sequía, también se encontraron diferencias significativas en la selección que hizo el borrego cimarrón de las categorías de



**Figura 3.** Imagen Landsat TM, bandas 4, 3, 2 en monocromático. Fecha: 7 de septiembre de 2011, Sierra Santa Isabel, Baja California. Los puntos amarillos son los registros de borregos cimarrones en el periodo de sequía en las localidades 1) Los Hemes y 2) El Zamora. En color rojo, se representan las categorías de NDVI bajo que seleccionaron los borregos cimarrones.



**Figura 4.** Imagen Landsat TM, bandas 4, 3, 2 monocromático. Fecha: 16 de noviembre de 2011, Sierra Santa Isabel, Baja California. Los puntos amarillos son los registros de borregos cimarrones en el periodo de lluvias en las localidades 1) Los Hemes y 2) El Zamora. En color verde se representa las categorías de NDVI alto que seleccionaron los borregos cimarrones en la localidad El Zamora.

cobertura vegetal ( $\chi^2 = 13.88, P < 0.05$ ). La categoría de NDVI bajo estuvo disponible en 15.4 % (1,540 ha) y fue seleccionada por los borregos cimarrones. Las categorías evitadas por estos borregos fueron: NDVI medio, con 45.6 % (4,560 ha), y NDVI alto, con 39.0 % (3,900 ha; Tabla 4).

**Tabla 2.** Selección espacial que realizó el borrego cimarrón de las categorías de rugosidad en Sierra Santa Isabel, Baja California. \* Valores cuyas diferencias son significativas ( $P < 0.05$ ). Interpretación: "+" los borregos cimarrones prefieren el hábitat; "-" evitan el hábitat; "=" uso de acuerdo con su disponibilidad. Uso observado (UO). Proporción de uso esperado (E). Proporción de uso observada (Pi). Intervalo de Bonferroni (IB). Interpretación estadística (IE).

Localidad	Rugosidad	UO	E	Pi	IB	IE	
Zamora	Plano	2	0.37	0.01	0.27	Pi < E*	
	Poco-rugoso	21	0.28	0.12	0.06	Pi < E*	
	Media-rugoso	85	0.26	0.52	-0.28	-0.23	Pi > E*
	Altamente rugoso	54	0.09	0.33	-0.32	-0.16	Pi > E*
Hemes	Plano	13	0.35	0.11	0.13	0.32	Pi > E*
	Poco-rugoso	35	0.2	0.32	-0.22	-0.02	Pi > E*
	Media-rugoso	61	0.1	0.55	-0.55	-0.36	Pi > E*
	Altamente rugoso	0	0.02	0.001	-0.003	0.04	Pi < E

**Tabla 3.** Uso espacial que hizo el borrego cimarrón de las categorías de NDVI en la localidad El Zamora, Baja California. \* Valores cuyas diferencias son significativas ( $P < 0.05$ ). Interpretación: "+" los borregos cimarrones prefieren el hábitat; "-" evitan el hábitat; "=" uso de acuerdo con su disponibilidad. Uso observado (UO). Proporción de uso esperado (E). Proporción de uso observada (Pi). Intervalo de Bonferroni (IB). Interpretación estadística (IE).

Periodo	NDVI	UO	E	Pi	IB		IE	
Sequía	Bajo	37	0.4	0.62	-0.38	-0.04	Pi > E *	+
	Medio	23	0.42	0.37	-0.12	0.21	Pi < E	=
	Alto	2	0.17	0.03	0.04	0.23	Pi < E *	-
Lluvias	Bajo	1	0.08	0.017	-0.007	0.13	Pi < E	=
	Medio	12	0.38	0.21	0.011	0.32	Pi < E *	-
	Alto	44	0.54	0.77	-0.390	-0.06	Pi > E *	+
Poslluvias	Bajo	0	0.04	0.0	-0.02	0.10	Pi < E	=
	Medio	20	0.34	0.46	-0.34	0.09	Pi > E	=
	Alto	23	0.62	0.53	-0.13	0.30	Pi < E	=

En el periodo de lluvias también se encontraron diferencias significativas en la selección que hicieron los borregos de las categorías de cobertura vegetal ( $\chi^2 = 17.10$ ,  $P < 0.05$ ). La categoría de NDVI bajo fue seleccionada por los borregos cimarrones y tuvo una disponibilidad de 18.0 % (1,800 ha). Por el contrario, la categoría NDVI medio se usó en proporción a su disponibilidad, y estuvo disponible en 37.0 % (3,700 ha). La categoría de NDVI alto fue evitada y estuvo disponible en 45.0 % (4,500 ha). En el periodo de poslluvias no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la selección que hicieron los borregos cimarrones de las categorías de cobertura vegetal ( $\chi^2 = 1.96$ ,  $P > 0.05$ ; Tabla 4).

## Discusión

En Sierra Santa Isabel, los borregos cimarrones seleccionaron las categorías del índice de rugosidad del terreno (IRT), que correspondieron a sierras medianas y altas con cañones. En cambio, las categorías de rugosidad plana fueron evitadas en las dos localidades de estudio. Estas diferencias en la selección de la rugosidad del terreno sugieren que la distribución de los borregos cimarrones se relaciona con la disponibilidad del terreno de escape. Los sitios con mayor rugosidad aparentemente son más seguros para las hembras y añeros, mientras que los sitios planos, con menor rugosidad, son evitados.

Estos resultados son consistentes con los registrados en la Sierra del Viejo, en Sonora (Tarango 2000), y en la Sierra del Mechudo, en Baja California Sur (Álvarez-Cárdenas *et al.* 2001). Se observó un mayor número de hembras y añeros en los sitios con mayor rugosidad, en comparación con sitios planos o con baja rugosidad. Dichas sierras son similares en topografía y elevación a la Sierra Santa Isabel. Previamente se registró que la disponibilidad de terreno de escape es el principal factor que determina la distribución del borrego cimarrón (Bleich *et al.* 1997; Bangs *et al.* 2005; Sappington *et al.* 2007; Schroeder *et al.* 2010; Sandoval *et al.* 2014; Hoglander *et al.* 2015).

Aunque en estudio no se realizaron estimaciones poblacionales, la mayoría de las observaciones de borregos cimarrones se presentó en las categorías de mayor

**Tabla 4.** Selección espacial que realizó el borrego cimarrón de las categorías de NDVI en la localidad Los Hemes, Baja California. \* Valores cuyas diferencias son significativas ( $P < 0.05$ ). Interpretación: "+" los borregos cimarrones prefieren el hábitat; "-" evitan el hábitat; "=" uso de acuerdo con su disponibilidad. Uso observado (UO). Proporción de uso esperado (E). Proporción de uso observada (Pi). Intervalo de Bonferroni (IB). Interpretación estadística (IE).

Periodo	NDVI	UO	E	Pi	IB	IE		
Sequía	Bajo	25	0.18	0.54	-0.54	-0.15	Pi > E*	+
	Medio	12	0.54	0.25	0.07	0.49	Pi < E*	-
	Alto	10	0.28	0.21	-0.12	0.25	Pi < E	=
Lluvias	Bajo	17	0.1	0.40	-0.49	-0.11	Pi > E*	+
	Medio	18	0.34	0.42	-0.30	0.13	Pi > E	=
	Alto	7	0.56	0.16	0.19	0.59	Pi < E*	-
Poslluvias	Bajo	0	0.08	0	-0.03	0.19	Pi < E	=
	Medio	9	0.48	0.45	-0.29	0.35	Pi < E	=
	Alto	11	0.44	0.55	-0.43	0.21	Pi > E	=

rugosidad. Wilson (1968) menciona que a medida en que se incrementa la cobertura rocosa, resulta mayor la probabilidad de avistamiento de borregos. Divine *et al.* (2000) y McKineey *et al.* (2003) concluyen que existe una correlación directa entre el tamaño de la población y el terreno de escape disponible. Sin embargo, en la localidad de Los Hemes, los borregos cimarrones evitaron los terrenos con mayor rugosidad. En consecuencia, no puede generalizarse que en todos los sitios se encontrará una correlación entre terreno de escape y el tamaño de la población.

La selección de los sitios usados por el borrego cimarrón varió estacionalmente en relación con la cobertura vegetal. En el periodo de sequía, estos animales seleccionaron los sitios que aparentemente poseen menor disponibilidad de alimento (menor cobertura vegetal de acuerdo con los valores del NDVI), pero con alta rugosidad en su terreno. Por lo tanto, son más seguros para los borregos cimarrones (Hansen 1980; Krausman *et al.* 1999). Lo anterior sugiere que, para el borrego cimarrón, en el periodo de sequía es más importante seleccionar sitios que ofrezcan mayor posibilidad para escapar y con buena visibilidad para detectar a los depredadores en la distancia, aunque se tenga menor disponibilidad de alimento. Estos resultados son similares a los encontrados en otros estudios de selección del hábitat, donde se reporta que durante el periodo de sequía en los terrenos rugosos y escarpados hay una reducción del forraje disponible como consecuencia de altas temperaturas y ausencia de precipitación (Festa-Bianchet 1988; Andrew *et al.* 1999; Hoglander *et al.* 2015).

Los resultados obtenidos coinciden con lo reportado para otras especies de ungulados silvestres, como el *Odocoileus hemionus* (Marshal *et al.* 2006), *Damaliscus lunatus* (Bro-Jørgensen *et al.* 2008), *Procapra gutturosa* (Mueller *et al.* 2008) y *Aepyceros melampus* (VanBommel *et al.* 2006). Estas especies también dependen de la visibilidad para la detección de sus depredadores y seleccionan hábitats con valores similares de NDVI a los obtenidos en este estudio. No obstante, algunos estudios sobre hábitos alimentarios y preferencias del borrego cimarrón por asociaciones vegetales en zonas áridas, reportan que durante el periodo de sequía se presentan lluvias ocasionales que promueven el crecimiento de especies herbáceas, como *Lupinus excubitus*, *Lotus scoparius*, *Cyperus squarrosus*, *Dalea bicolor* y *Drymaria holosteoides*, preferidas

por el borrego cimarrón (Fish y Wildlife Service 2000; Martínez y Galindo 2001). Sin embargo, se ha registrado que durante el periodo de sequía los borregos prefieren el consumo de suculentas (Warrick y Kraumsan 1989; Tarango *et al.* 2002).

A causa de su tamaño y distribución dispersa, las especies vegetales de herbáceas y cactáceas no son detectadas por el sensor TM del satélite Landsat. En consecuencia, se trata de una limitante del método para investigar aspectos de ecología del forrajeo, *e. g.* la identificación de especies palatables para el borrego cimarrón.

En el periodo de lluvias, en la localidad de El Zamora, los grupos de añeros y hembras seleccionaron la categoría de NDVI alto, que indica mayor disponibilidad de forraje. Se ha considerado como posible que la disponibilidad del forraje (estimada por NDVI) sea el factor que más influye en la distribución espacial del borrego cimarrón durante el periodo de lluvias (Hoglander *et al.* 2015).

En Los Hemes sucedió lo contrario: los borregos cimarrones volvieron a seleccionar las categorías de baja cobertura vegetal y evitaron los sitios con alta cobertura vegetal que estaban localizados en sitios planos. Lo anterior contrasta con lo reportado en las poblaciones de borrego cimarrón en Sonora, donde los machos, durante el periodo de lluvias, seleccionan los sitios con mayor cobertura vegetal en lomeríos y zonas poco escarpadas. Lo anterior aparentemente los expone a sus depredadores (Tarango 2000).

En el periodo de poslluvias no encontramos una relación entre la distribución de los borregos cimarrones y la cobertura vegetal estimada por NDVI. Esto puede deberse a que el alimento se halla disponible de forma homogénea y, por consiguiente, no hay una selección por alguna de las categorías de NDVI; *e. g.* la distribución del venado bura en los desiertos de California tras el periodo de lluvias no se correlaciona con una mayor disponibilidad de forraje estimada por el NDVI (Marshall *et al.* 2006).

Al parecer, la selección que realiza el borrego cimarrón de la cobertura vegetal en Sierra Santa Isabel no se relaciona con los sitios con alta cobertura vegetal, que indican una mayor disponibilidad de alimento. Lo anterior tiene sentido, ya que se ha encontrado que los borregos tienden a evitar sitios con una alta cobertura, pues obstruye su visibilidad y no permite detectar a sus depredadores en la distancia (Valdez y Krausman 1999; Tarango *et al.* 2002).

El NDVI, a diferencia de otros índices, tiene la ventaja de ser compatible con diferentes sensores, lo que facilita la investigación en diferentes escalas (Pettorelli 2013). Por ejemplo, el sensor AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer), con píxeles de resolución espacial de 1 km<sup>2</sup>, permite explorar la selección que hace un animal del hábitat en una escala geográfica. Con otros sensores, como MODIS (píxeles de 250 m) y Landsat (píxeles de 30 m), es posible analizar la selección del hábitat de una especie en un ámbito local (*e. g.* la sierra de este estudio).

Esta metodología de evaluación de la preferencia del borrego cimarrón por un hábitat puede replicarse en las diferentes áreas de distribución natural de la especie; principalmente, por la disponibilidad de modelos digitales de elevación provenientes de la misión SRTM para Norteamérica (USGS 2010). La resolución espacial de estos modelos (píxeles de 20 y 30 m) ha sido útil para estudiar el uso-selección que realiza el borrego cimarrón del hábitat en diferentes investigaciones (Bangs *et al.* 2005; Sappington *et al.* 2007; Gilad *et al.* 2013; Villepique *et al.* 2015). Asimismo, estos modelos y las imágenes de satélite de diferentes sensores se hallan disponibles de forma gratuita ([www.glovis.usgs.gov](http://www.glovis.usgs.gov)) y es posible obtener imágenes históricas de

los últimos 25 años, o bien actuales, como las provenientes del sensor Landsat 8 OLI (Operational Land Image).

## Agradecimientos

Agradecemos a las siguientes personas e instituciones: a F. Gomis, E. Espinoza, R. Duarte, J. Sánchez, A. Guevara, I. Tafoya y A. Robles, por su ayuda en campo; al laboratorio de Sistemas de Información Geográfica del CIBNOR, en particular a J. Rivera Rosas; a CONACYT, por la beca (205965) otorgada a J. G. Escobar Flores; al Desert Bighorn Council, por el apoyo económico mediante la beca Hansen-Wells; a los propietarios de las UMAS El Volcán, Santa María y Rancho Tafoya, por permitirnos el acceso a sus predios; a M. Delgado y P. Peña, por sus sugerencias al manuscrito; al editor del resumen en inglés, I. L. Fogel, y a los tres revisores anónimos por sus valiosos comentarios, que ayudaron a mejorar la calidad de este trabajo.

## Literatura citada

- ÁLVAREZ-CÁRDENAS, S., I. GUERRERO-CÁRDENAS, P. GALINA-TESSARO, Y S. GALLINA.** 2001. The variables of physical habitat selection by the desert bighorn sheep (*Ovis canadensis weemsi*) in the Sierra del Mechudo, Baja California Sur, Mexico. *Journal of Arid Environments* 49:357–374.
- ÁLVAREZ-CÁRDENAS, S., P. GALINA-TESSARO, S. DÍAZ-CASTRO, I. GUERRERO-CÁRDENAS, A. CASTELLANOS-VERA, Y E. MESA-ZAVALA.** 2009. Evaluación de elementos estructurales del hábitat del borrego cimarrón en la Sierra del Mechudo, Baja California Sur, México. *Tropical Conservation Science* 2:189–203.
- ANDREW, N. G., V. C. BLEICH, Y P. V. AUGUST.** 1999. Habitat selection by mountain sheep in the Sonoran Desert: implications in the United States and Mexico. *California Wildlife Conservation Bulletin* 12:1–17.
- ARAÚJO, M. B., Y P. H. WILLIAMS.** 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96:331–345.
- BANGS, P. D., P. KRAUSMAN, K. E. KUNDEL, Y Z. D. PARSON.** 2005. Habitat use by desert bighorn sheep during lambing. *European Journal of Wildlife Research* 51:178–184.
- BAILEY, J. A.** 1992. Managing bighorn habitat from a landscape perspective. *Biennial Symposium of the North American Wild Sheep and Goat Council* 8:49–57.
- BLEICH, V., R. T. BOWYER, Y J. D. WEHAUSEN.** 1997. Sexual segregation in mountain sheep: resources or predation? *Wildlife Monographs* 134:1–50.
- BREWER C. E., V. C. BLEICH, J. A. FOSTER, T. HOSCH-HEBDON, D. E. MCWHIRTER, E. M. ROMINGER, M. W. WAGNER, Y B. P. WIEDMANN.** 2014. Bighorn sheep: Conservation Challenges and Management Strategies for the 21<sup>st</sup> Century. Wild sheep Working Group, Western Association of Fish and Wildlife Agencies. Cheyenne, EE. UU.
- BRO-JØRGENSEN, J., M. E. BROWN, Y N. PETTORELLI.** 2008. Using the satellite-derived normalized difference vegetation index (NDVI) to explain ranging patterns in a lek-breeding antelope: the importance of scale. *Oecologia* 158:177–182.
- DEFORGE, J. R., S. D. OSTERMAN, D. TOWEILL, P. CYROG, Y E. M. BARRETT.** 1993. Helicopter surveys of Peninsular bighorn sheep in northern Baja California. *Desert Bighorn Council Transactions* 37:24–28.
- DIVINE, D. D., D. W. EBERT, Y C. L. DOUGLAS.** 2000. Examining desert bighorn habitat using 30-m and 100-in elevation data. *Wildlife Society Bulletin* 28:986–992.

- EPPS, C. W., D. R. McCULLOUGH, J. D. WEHAUSEN, V. C. BLEICH, Y J. L. RECHEL.** 2004. Effects of climate change on population persistence of desert-dwelling mountain sheep in California. *Conservation Biology* 18:102–113.
- ESRI.** 2010. ArcGis Desktop 10. Environment System Research. Institute. Redlands, EE. UU.
- EXELIS.** 2012. ENVI Desktop 4.7. Visual information solutions, Inc. Colorado, EE. UU.
- FESTA-BIANCHET, M.** 1988. Seasonal range selection in bighorn sheep conflicts between forage quality, forage quantity, and predator avoidance. *Oecologia* 75:580–586.
- FISH Y WILDLIFE SERVICE.** 2000. Recovery Plan for bighorn sheep in the Peninsula Ranges, California. Fish and Wildlife Service. Portland, EE. UU.
- GILAD, O., X. BEN WU, Y F. ARMSTRONG.** 2013. Assessing the feasibility for reintroducing desert bighorn sheep to Guadalupe mountains national park: habitat, migration corridors and challenges. *Applied Geography* 41: 96–104.
- GONZÁLEZ-ABRAHAM, C., P. P. GARCILLÁN, Y E. EZCURRA.** 2010. Ecorregiones de la Península de Baja California: una síntesis. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 87:69–82.
- GUYOT, G., Y X. F. GU.** 1994. Effect of radiometric corrections on NDVI determined from SPOT-HRV and Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* 49:169–180.
- HANSEN, C. G.** 1980. Physical characteristics. Pp. 64–79 en *The desert bighorn: its life history, ecology, and management* (Monson, G., y Summer, eds). University of Arizona Press. Tucson, EE. UU.
- HOGLANDER, C., B. G. DICKON, S. S. ROSENSTOCK, Y J. J. ANDERSON.** 2015. Landscape models of space use by desert bighorn sheep in the Sonoran Desert of southwestern Arizona. *The Journal of Wildlife Management* 79:77–91.
- HOLL, S. A.** 1982. Evaluation of bighorn sheep habitat. *Desert Bighorn Council Transactions* 26:47–49.
- KERR, J. T., Y M. OSTROVSKY.** 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* 18:299–305.
- KRAUSMAN, P. R., A. V. SANDOVAL, Y R. C. ETCHBERGER.** 1999. Natural history of desert bighorn sheep. Pp. 139–191 en *Mountain sheep of North America* (Valdez, R., y P. R. Krausman, eds). University of Arizona Press. Tucson, EE. UU.
- LEE, R.** 2003. A review of recent wild sheep surveys in Baja California Sur, México. *Desert Bighorn Council Transactions* 47:40–46.
- LEE, R., G. R. MARTÍNEZ, J. ZATARAIN, Y J. F. ESCOBAR.** 2012. Observations of distribution and abundance of bighorn sheep in Baja California, México. *California Fish and Game* 98:51–59.
- MANLY, B. F. L., L. McDONALD, D. THOMAS, T. L. McDONALD, Y W. P. ERICKSON.** 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Klumer Academic Publishers. New York, EE. UU.
- MARTÍNEZ, G. R.** 2011. Muestreo terrestre y aéreo de la población de borrego cimarrón en Baja California. Pp 24–35 en *Estrategia Estatal para la conservación y el manejo sustentable del borrego cimarrón en Baja California*. Secretaría de Protección al Ambiente, Gobierno de Baja California, México.
- MARTÍNEZ-GALLARDO, R., Y R. EATON-GONZÁLEZ.** 2008. Estatus de la conservación del Borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en Baja California, México. Pp. 661–674 en *Avances en los estudios de los mamíferos de México II* (Lorenzo, C., E. Espinoza, y J. Ortega, eds). Sociedad Mexicana de Mastozoología, San Cristóbal de las Casas, Chiapas. México.
- MARTÍNEZ, G. R., Y E. M. GALINDO.** 2001. Feeding habits of bighorn sheep (*Ovis canadensis cremnobates*) in San Pedro Mártir Sierra, Baja California, México. *Desert Bighorn Council Transactions* 44: 111–123.

- MARCUM, C. L., y D.O. LOFSTGAARDEN.** 1980. A non-mapping technique for studying habitat preferences. *Journal of Wildlife Management* 44:963–968.
- MARSHAL, J. P., V. C. BLEICH, P. R. KRAUSMAN, M. L. REED, y N. G. ANDREW.** 2006. Factors affecting habitat use and distribution of desert mule deer in an arid environment. *Wildlife Society Bulletin* 34:609–619.
- MCKINNEY, T., S. R. BOE, y J. C. DEVOS JR.** 2003. GIS-based evaluation of escape terrain and desert bighorn sheep populations in Arizona. *Wildlife Society Bulletin* 1229–1236.
- MONSON, G., y L. SUMMER.** 1980. *The desert bighorn: Its life history, ecology and management.* The University Arizona Press. Tucson, EE. UU.
- MUELLER, T., K. A. OLSON, T. K. FULLER, G. B. SCHALLER, M. G. MURRAY, y P. LEIMGRUBER.** 2008. In research of forage: predicting dynamic habitats of Mongolian gazelles using-satellite-based estimates of vegetation productivity. *Journal of Applied Ecology* 45:649–658
- NEU, C., C. BYERS, y J. PEEK.** 1974. A technique for analysis of utilization availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541–545.
- PUREVDORJ, T. S., R. TATEISHI, T. ISHIYAMA, y Y. HONDA.** 1998. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing* 19:3519–3535.
- PETTORELLI, N.** 2013. *The normalized difference vegetation index.* Oxford University Press. New York, EE. UU.
- RILEY, S. J., S. D. DEGLORIA, y R. ELLIOT.** 1999. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences* 5:23–27.
- RISENHOOVER, K. L., y J. A. BAILEY.** 1985. Foraging ecology of mountain sheep: implications for habitat management. *Journal of Wildlife Management* 68:993–999.
- RUBIN, E. S., W. M. BOYCE, y V. C. BLEICH.** 2000. Reproductive strategies of desert bighorn sheep. *Journal of Mammalogy* 81:769–786.
- SANDOVAL, A. V., R. VALDEZ, y A. T. ESPINOZA.** 2014. El borrego cimarrón en México. Pp. 475–501 en *Ecología y Manejo de Fauna Silvestre* (Valdez, R., y J. A. Ortega, eds). Colegio de Postgraduados, Texcoco, Estado de México, México.
- SAPPINGTON, J., K. M. LONGSHORE, y D. B. THOMPSON.** 2007. Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using bighorn sheep in the Mojave Desert. *The Journal of Wildlife Management* 71: 1419–1426.
- SCHROEDER, C. A., R. T. BOWYER, V. C. BLEICH, y T. R. STEPHENSON.** 2010. Sexual segregation in Sierra Nevada Bighorn Sheep *Ovis canadensis sierrae*: Ramifications for Conservation. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 42:476–489.
- SESNIE, S. E., B. G. DICKSON, S. S. ROSENSTOCK, y J. M. RUNDALL.** 2012. A comparison of Landsat TM and MODIS vegetation indices for estimating forage phenology in desert bighorn sheep (*Ovis canadensis nelsoni*) habitat in the Sonoran Desert, EE. UU. *International Journal of Remote Sensing* 33:276–286.
- SMN.** 2013. Servicio Meteorológico Nacional. Climatología estadística. Estación 2043 San Agustín, Ensenada, Baja California. Fecha de consulta 12 marzo del 2013. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx//climatologia/Diarios/2043.txt>.
- TARANGO, L. A.** 2000. *Desert bighorn sheep in México.* Dissertation, University of Arizona. Tucson, EE.UU.
- TARANGO, L. A., P. R. KRAUSMAN, R. VALDEZ, y R. M. KATTING.** 2002. Research observation: desert bighorn sheep diets in northwestern Sonora, Mexico. *Journal of Range Management* 55:530–534.

- VALDEZ, R., y P. R. KRAUSMAN.** 1999. Description, distribution, and abundance of mountain sheep in North America. Pp. 1–22 en Mountain sheep of North America (Valdez, R., y P. R. Krausman, eds). University of Arizona Press. Tucson, EE.UU.
- VANBOMMEL, F. P., I. HEITKONING, G. F. EPEMA, S. RINGROSE, C. BONYONGO, y E. M. VEENENDAAL.** 2006. Remotely sensed habitat indicators for predicting distribution of impala (*Aepyceros melampus*) in the Okavango Delta, Botswana. *Journal of Tropical Ecology* 22:101–110.
- USGS.** 2010. U.S. Geological Survey. Shuttle Radar Topography Mission, <http://srtm.usgs.gov/index.php>. Consultada 12 de febrero del 2012.
- VILLEPIQUE, J. T., B. M. PIERCE, V. C. BLEICH, A. ANDIC, y R. T. BOWYER.** 2015. Resource selection by an endangered ungulate: A test of predator–Induced Range Abandonment. *Advances in Ecology* 2015:1–19.
- WARRICK, G. D., y P. R. KRAUSMAN.** 1989. Barrel cacti consumption by desert bighorn sheep. *Southwestern Naturalist* 34:483–486.
- WILSON, L. O.** 1968. Distribution and ecology of the desert bighorn sheep in southeastern Utah. Publication 68–5. Utah division of Fish and Game. Salt Lake City, EE. UU.

*Summited: April 12, 2015*

*Review: June 22, 2015*

*Accepted: July 10, 2015*

*Associated editor: Rafael Reyna*

## Mammals of the Chaschoc-Seja wetland, Tabasco, Mexico

# Mastofauna del humedal Chaschoc-Sejá en Tabasco, México

Elías José Gordillo-Chávez<sup>1</sup>, Ena Edith Mata Zayas<sup>1</sup>, Rodrigo García-Morales<sup>2\*</sup>, Marco Antonio Morales Garduza<sup>2</sup>,  
Claudia Villanueva García<sup>1</sup> y Juan de Dios Valdez-Leal<sup>1</sup>

<sup>1</sup> División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa-Cárdenas entronque Bosques de Saloya km 0.5 Carr., Villahermosa 86150, Tabasco, México. E-mail: elias.gordillo@yahoo.com.mx (EJGC), ena.mata@ujat.mx (EEMZ), golemc@hotmail.com (CVG), jdvaldezleal@yahoo.com.mx (JDVL).

<sup>2</sup> Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste. Calle del Centenario del Instituto Juárez S/N.. Villahermosa 86080, Tabasco. México. E-mail: r.garciamorales83@gmail.com (RGM), mgarduza@outlook.com (MAMG)

\* Corresponding author

**Introduction:** The most important wetlands of Mexico are located in the lowlands of the Usumacinta basin. However, its biodiversity remains poorly studied. The purpose of this study was to carry out the first inventory of mammal species around the lagoon system of Chaschoc-Seja in the municipality of Emiliano Zapata, Tabasco, Mexico. This site is considered as an important zone for biodiversity conservation.

**Methods:** Direct sample methods were used to elaborate the inventory. Sixteen camera traps were installed; each of them distanced by 1 km and were active from February to August 2014. Bats were captured using six mist nets. They were opened at sunset for six hours for three consecutive nights, every month (February to August). Records also include sightings and mammal's presence signs.

**Results:** A total of 462 individuals were registered, belonging to 10 Orders, 21 Families, 38 genera and 48 species. Order Chiroptera was the most diversified including 23 species (46 % of records), followed by Carnivora and Rodentia (8 and 6 species, respectively). Nine species are listed in the NOM-059-SEMARNAT-2010.

**Discussion and conclusions:** It is the first study to provide data about the mammals of this area. The taxonomic list can increase as long as more surveys are performed, particularly on the small mammal's sampling. This lagoon system, a very dynamic wetland, represents an important conservation area with a high diversity of mammal species in that region. However, it faces strong pressures such as fragmentation and habitat loss, land-use change and hunting.

**Key words:** Flooding plain; inventories; mammals; taxonomic list; wetlands

**Introducción:** Los humedales más importantes de México se encuentran en las tierras bajas de la cuenca del Río Usumacinta. Sin embargo, su biodiversidad ha sido poco estudiada. El propósito de este estudio fue realizar el primer inventario de las especies de mamíferos en torno al sistema de lagunas de Chaschoc y Sejá, en el municipio de Emiliano Zapata, Tabasco, México. Este sitio es considerado como un área de importancia para la conservación de la biodiversidad.

**Métodos:** Se utilizaron métodos de muestreo directos para realizar el inventario de mamíferos. Se instalaron dieciséis cámaras trampa, con una distancia de 1 km entre ellas, las cuales estuvieron activas de febrero a agosto de 2014. Los murciélagos fueron capturados con seis redes de niebla, que permanecieron abiertas durante seis horas a partir del atardecer durante tres noches consecutivas cada mes. Los registros también incluyeron avistamientos y rastros de la presencia de mamíferos.

**Resultados:** Se registró un total de 462 individuos pertenecientes a 10 Ordenes, 21 Familias, 38 géneros y 48 especies. El Orden Chiroptera fue el más diverso: incluye 23 especies (46 % de los registros), seguido de los carnívoros y roedores (ocho y seis especies, respectivamente). Nueve especies se encuentran enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010.

**Discusión y conclusiones:** Este estudio es el primero que proporciona información y avances en el conocimiento sobre los mamíferos de un humedal en la cuenca del río Usumacinta, en Tabasco, México. La lista taxonómica puede aumentar conforme se lleven a cabo más estudios, sobre todo en el muestreo de pequeños mamíferos. La zona de estudio representa un área importante de conservación, con una alta diversidad de especies de mamíferos de la región. Sin embargo, se enfrenta a fuertes presiones, como la fragmentación y la pérdida del hábitat, el cambio de uso del suelo y la cacería.

**Palabras clave:** humedales; inventario; listado taxonómico; mamíferos; planicie inundable

## Introducción

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas de mayor importancia ecológica y económica del mundo; son indispensables por los innumerables beneficios o servicios ecosistémicos que brindan, como el suministro de agua dulce, de alimentos y materiales de construcción, la recarga de aguas subterráneas y la mitigación del cambio climático (Ramsar 2006; Mitsch y Gosselink 2009). Además, ofrecen diversos hábitats que proveen alimento, refugio, áreas de reproducción y crianza para la fauna silvestre. Así mantienen una alta biodiversidad (Ramsar 2006).

Veinte y siete por ciento del territorio del estado de Tabasco es ocupado por humedales que, de acuerdo con Barba-Macías *et al.* (2006), se clasifican en cuatro categorías: palustres (áreas inundables someras de agua dulce), costeros (superficies costeras con influencia de agua marina), ribereños (superficies adyacentes a ríos y arroyos) y lacustres (áreas de lagunas continentales superiores a 100 ha).

Los humedales lacustres representan sólo 1.7 % de la superficie total de Tabasco y se caracterizan por su gran diversidad de vegetación arbórea y arborescente, que sirve como refugio para la fauna silvestre. El humedal Chaschoc-Sejá es de tipo lacustre. Por su extensión superficial y su heterogeneidad ambiental, es considerado un sitio de relevancia para la conservación de la biodiversidad (Arriaga *et al.* 2000). Este humedal enfrenta diferentes amenazas, como el drenado y la alteración de los flujos de agua para el establecimiento de monocultivos de palma de aceite y arroz, el cambio de uso de suelo (producto de la ganadería), los incendios y la cacería ilegal (INAFED 2010).

Los mamíferos son un grupo de gran importancia desde los puntos de vista ecológico, social y económico (Ojasti 2000). La mastofauna del humedal Chaschoc-Sejá ha sido poco estudiada. Entre las especies que han sido objetos de estudios, se encuentran el mono aullador (*Alouatta pigra*; Pozo-Montuy *et al.* 2008) y el manatí (*Trichechus manatus*; Rodas-Trejo *et al.*, 2008; Jiménez-Domínguez y Olivera-Gómez 2014). Ambas especies se hallan en peligro de extinción. El objetivo del presente trabajo se centró en obtener un listado taxonómico de los mamíferos terrestres en el humedal formado por las lagunas Chaschoc y Sejá. Los resultados aportaron información básica que podrá incluirse en los planes y estrategias de conservación de los mamíferos en este tipo de ecosistemas.

## Material y métodos

**Área de estudio.** El estudio se localizó en los alrededores de las lagunas Chaschoc y Sejá, en el municipio de Emiliano Zapata, Tabasco, México (Figura 1). El clima en la región es cálido-húmedo con abundantes lluvias en verano. La temporada de lluvias abarca de septiembre a noviembre, y la época de secas, abril y mayo (Moguel-Ordoñez y Molina-Enrique 2000). La temperatura promedio anual es de 26.5 °C, y la precipitación total anual es de 1,864 mm (INEGI 2001). La mayor parte de la superficie es plana, con pequeños lomeríos de poca altura. La zona presenta una compleja red hidrológica, formada principalmente por el río Usumacinta y sus tributarios, los ríos Chacamax y los arroyos Hondo, Jobo y Pochote, los cuales provocan desbordes e inundaciones durante la época de lluvia (INAFED 2010).

Los tipos de vegetación en el área de estudio (Pérez *et al.* 2005) corresponden a: 1) una vegetación secundaria, que se deriva de la perturbación de la vegetación original por actividades agrícolas y ganaderas principalmente. Se observan especies arbóreas como el pucté (*Bucida buceras*), tocoi (*Coccoloba barbadensis*) y el jaguacté (*Bactris baculifera*). 2) La selva baja inundable de tinto (*Haematoxylum campechianum*), que se distribuye aisladamente en conjunto con otras comunidades vegetales, en sitios bajos con suelos arcillosos, generalmente inundables. 3) Los tres

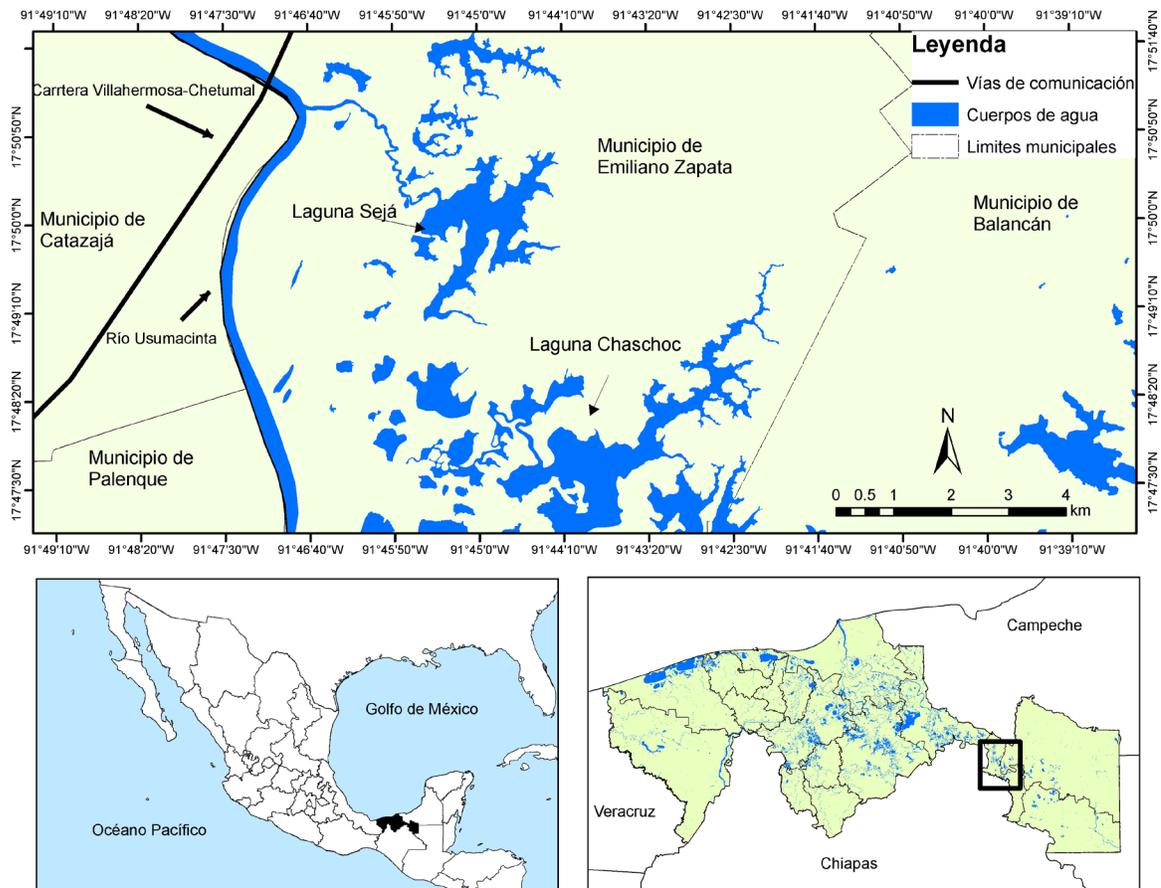


Figura 1. Localización del humedal Chaschoc-Sejá, Emiliano Zapata, Tabasco, México.

tipos de palmares: los dominados por corozo (*Scheelea liebmanii*), por palma real (*Sabal mexicana*) y por palma tasiste (*Acoelorra phewrightii*), los cuales se presentan en suelos que se anegan temporalmente y en aquellos que se mantienen secos aun durante la temporada de inundación. Debido a que en la región hay suelos aptos para el desarrollo de las actividades agrícolas, en la zona se encuentran numerosas áreas de cultivos, como arroz (*Oryza sativa*), palma de aceite (*Elaeis guineensis*) y huertos familiares complementados con árboles frutales, como el mango (*Mangifera indica*) y la naranja dulce (*Citrus sinensis*).

**Registro de mamíferos.** Se llevaron a cabo muestreos mensuales de febrero a agosto de 2014. Para atrapar a los mamíferos voladores (murciélagos), se colocaron seis redes de niebla de 12 x 2 m. Las redes permanecieron abiertas durante seis horas a partir de la puesta del sol y se revisaron aproximadamente cada 30 minutos (Gannon *et al.* 2007). Fueron colocadas en cinco tipos de vegetación: vegetación secundaria (tres sitios), selva baja inundable de tinto (dos sitios), asociaciones de palmares (un sitio), cultivo de palma de aceite (un sitio) y huertos familiares (un sitio). Se identificó a los murciélagos capturados por medio de la clave de campo de Medellín *et al.* (2008). Para registrar los mamíferos terrestres (medianos y grandes), se colocó un total de 16 cámaras trampa: 10 de la marca Bushnell modelo #119436 tipo Trophy cam, y seis de la marca Moultrie modelo D-333 tipo Game spy. Debido a que los niveles de inundación en el área fluctuaron durante el periodo de trabajo, no fue posible colocar el mismo número de cámaras durante todo el estudio. De tal modo, en febrero se colocaron ocho cámaras, seis más en marzo y finalmente dos en abril de 2014. La selección de los sitios de instalación de las cámaras trampa se realizó por medio de puntos al azar, mediante el uso de la herramienta Hawktools en el programa ArcGIS 9.3.

Cada cámara trampa estuvo separada a una distancia de un kilómetro. Las cámaras trampa se colocaron sobre caminos o veredas existentes a una altura de 30 centímetros, y permanecieron activas las 24 horas del día. Fueron revisadas cada 30 días aproximadamente. El área total de muestreo cubierto con las cámaras trampa fue de 41.63 km<sup>2</sup>. El esfuerzo total de muestreo se obtuvo multiplicando el número total de cámaras por el total de días de muestreo (Medellín *et al.* 2006).

Adicionalmente, se registró la presencia de mamíferos por medio de la observación directa y de rastros (huellas, restos óseos, pelo). Estos registros se realizaron durante los recorridos para revisar las cámaras trampa, o mientras se capturaba a los murciélagos. Se utilizaron las guías de campo de Reid (2009) y Aranda (2012) para identificar especies y rastros.

*Análisis de datos.* Se elaboró una base de las especies registradas con los siguientes campos: información taxonómica (Orden, Familia, nombre científico), gremio alimenticio y estado de conservación. La clasificación taxonómica de especie se basó en la propuesta de Ramírez-Pulido *et al.* (2014).

Para clasificar los gremios sólo se consideraron aspectos generales de la dieta de las especies. En este trabajo, las categorías de los gremios se establecieron a partir de las propuestas de Ceballos y Navarro (1991), Sampaio *et al.* (2003) y Giannini y Kalko (2004). Las categorías fueron: carnívoros, frugívoros, omnívoros, insectívoro nectarívoros y hematófagos. El estado de conservación de especies en México se basa en la Norma Oficial Mexicana 059-SEMARNAT-2010.

## Resultados

Con un esfuerzo de muestreo de 2,016 m<sup>2</sup> red y 8,784 días/trampa (549 días x 16 cámaras), se obtuvieron 462 registros de murciélagos y 199 eventos de captura fotográfica, respectivamente. Se registraron 48 especies de mamíferos, que incluyen 38 géneros, 21 Familias y 10 Ordenes (Tabla 1). El Orden Chiroptera registró 23 especies que representan 46 % de todas las especies registradas. Los Ordenes Pilosa, Primates, Sirenia, Cingulata y Lagomorpha registraron una sola especie (Tabla 1). Los órdenes con mayor número de Familias fueron: Carnivora ( $n = 5$ ), Chiroptera ( $n = 4$ ) y Rodentia ( $n = 4$ ; Figura 2). Las Familias mejor representadas fueron Phyllostomidae, con 15 especies; Procyonidae, con tres especies; Muridae y Sciuridae, con dos especies cada una (Figura 2). La mastofauna registrada se agrupa en siete gremios alimenticios. Las especies frugívoras resultaron las mejor representadas, con 16 especies (33 %), seguidas de 12 especies insectívoras (25 %), 10 especies omnívoras (21 %) y 5 especies herbívoras (16 %). Los gremios alimenticios menos representados fueron los nectarívoro y hematófago, con una especie cada uno (2 %). Nueve especies se encuentran en alguna categoría de riesgo (NOM-059-SEMARNAT-2010): cuatro en peligro de extinción (*Leopardus pardalis*, *Tamandua mexicana*, *Aloutta pigra*, y *Trichechus manatus*), tres en la categoría de amenazada (*Coendou mexicanus*, *Herpailurus yagouaroundi* y *Lontra longicaudis*) y dos en la categoría de especie sujeta a protección especial (*Potos flavus* y *Dermanura watsoni*).

## Discusión

El presente estudio representa una primera aproximación al conocimiento de los mamíferos en el sistema lagunar Chaschoc-Seja, ubicado en la Región Terrestre Prioritaria "Lagunas de Catazajá-Emiliano Zapata" (Arriaga *et al.* 2000). Las 48 especies registradas constituyen 43 % del total de especies reportadas en el estado de Tabasco (Sánchez-Hernández *et al.* 2005), y es mayor en comparación con lo reportado en estudios realizados en otros humedales en el estado, como Jalapita (28 especies) y el Espino (14 especies; Sánchez-Hernández *et al.* 2001).

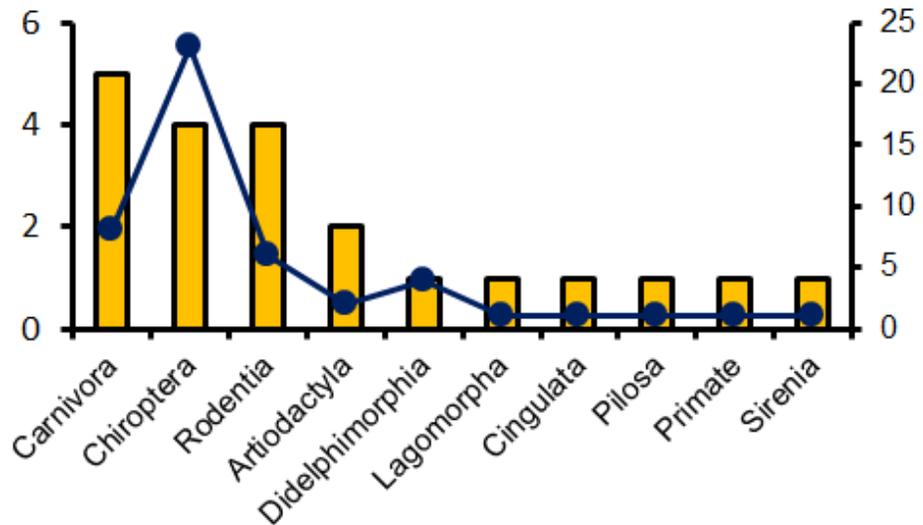


Figura 2. Número de Familias (barras amarillas, eje primario) y especies (puntos azules, eje secundario) de mamíferos registradas en el humedal Chaschoc-Sejá, Emiliano Zapata, Tabasco, México.

Al comparar la riqueza de especies con otros estudios similares, el número de especies es mayor a lo encontrado en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca (42 especies; Buenrostro-Silva *et al.* 2012), y en un bosque ribereño en la cuenca media del río Grijalva, en Chiapas (31 especies; Llaven-Macías 2013). Sin embargo, la riqueza es menor a la reportada en la zona lagunar del istmo de Tehuantepec, en Oaxaca, donde se reportan 59 especies de mamíferos (López *et al.* 2009). Debido a que los esfuerzos de muestreo y las técnicas utilizadas, además del tamaño de las áreas de muestreo, fueron distintos en cada estudio, las comparaciones entre los valores de riqueza de especies deben tomarse con reserva.

El orden mejor representado fue el de los murciélagos (23 especies). Lo anterior se debe a que se trata de un grupo abundante y diverso, principalmente en las regiones tropicales, donde llegan a representar localmente hasta 50 % de las especies de mamíferos (Patterson *et al.* 2003). Las 23 especies representan 38 % del total de especies registradas en el estado (Sánchez-Hernández *et al.* 2005). Este trabajo permite ilustrar la importancia del humedal Chaschoc-Sejá como un sitio que albergan una importante diversidad de murciélagos en la región.

La alta diversidad del Orden Chiroptera podría ser resultado de la variedad de ambientes en el área de estudio, así como de la plasticidad ecológica de los murciélagos para explotar una gran variedad de refugios y recursos alimenticios (Patterson *et al.* 2003). La mayor riqueza de especies y abundancia de murciélagos se registró en los sitios de vegetación secundaria. Este tipo de vegetación presenta una mayor complejidad en su estructura y composición vegetal en comparación con la selva baja de tinto, palmares y cultivos. Se ha demostrado que las comunidades de murciélagos tienden a presentar una mayor diversidad de especies en hábitats complejos (Castro-Luna *et al.* 2007; Bobrowiec y Gribel 2010; García-García y Santos-Moreno 2014; García-Morales *et al.* 2014; Oporto *et al.* 2015).

Los murciélagos se adaptan muy bien a la vegetación secundaria, ya que en ella encuentran diversos recursos, como alimento, que permiten la presencia de gremios como los insectívoros, carnívoros, frugívoros y hematófagos (Castro-Luna *et al.* 2007; García-Morales *et al.* 2014; Oporto *et al.* 2015).

Tabla 1. Listado de mamíferos registrados en el humedal Chaschoc-Seja, Emiliano Zapata, Tabasco, México. Ca = carnívoro, Fr = frugívoro, He = herbívoro, Hem = hematófago, In = insectívoro, Ne = nectarívoro, Om = omnívoro. A = amenazadas, P = en peligro de extinción, Pr = sujetas a protección especial.

Orden	Familia	Especie	Gremios	Estado de Conservación (NOM-059 SEMARNAT)
Artiodactyla	Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i>	He	
	Tayassuidae	<i>Dicotyles crassus</i>	Om	
Carnivora	Canidae	<i>Canis latrans</i>	Om	
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Ca	P
		<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Ca	A
	Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	In	
	Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i>	Ca	A
	Procyonidae	<i>Nasua narica</i>	Om	
		<i>Potos flavus</i>	Fr	Pr
		<i>Procyon lotor</i>	Om	
Chiroptera	Emballonuridae	<i>Saccopteryx bilineata</i>	In	
	Mormoopidae	<i>Pteronotus davyi</i>	In	
		<i>Pteronotus parnellii</i>	In	
	Phyllostomidae	<i>Artibeus jamaicensis</i>	Fr	
		<i>Artibeus lituratus</i>	Fr	
		<i>Carollia perspicillata</i>	Fr	
		<i>Carollia sowelli</i>	Fr	
		<i>Dermanura phaeotis</i>	Fr	
		<i>Dermanura tolteca</i>	Fr	
		<i>Dermanura watsoni</i>	Fr	Pr
		<i>Desmodus rotundus</i>	Hem	
		<i>Glossophaga soricina</i>	Ne	
		<i>Micronycteris microtis</i>	In	
		<i>Platyrrhinus helleri</i>	Fr	
		<i>Phyllostomus discolor</i>	Om	
	<i>Sturnira hondurensis</i>	Fr		
	<i>Sturnira parvidens</i>	Fr		
	<i>Uroderma bilobatum</i>	Fr		
	Vespertilionidae	<i>Eptesicus furinalis</i>	In	
		<i>Eptesicus fuscus</i>	In	
<i>Myotis californicus</i>		In		
<i>Myotis keaysi</i>		In		
<i>Rhogeessa tumida</i>		In		
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	In	
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Om	
		<i>Didelphis virginiana</i>	Om	
		<i>Marmosa mexicana</i>	Om	
		<i>Philander oposum</i>	Om	
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus</i> sp.	He	
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	In	P
Primate	Atelidae	<i>Alouatta pigra</i>	He	P

Rodentia	Muridae	<i>Nyctomys sumichrasti</i>	Fr	
		<i>Sigmodon hispidus</i>	Om	
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Fr	
	Erethizontidae	<i>Coendou mexicanus</i>	He	A
	Sciuridae	<i>Sciurus aureogaster</i>	Fr	
<i>Sciurus deppei</i>		Fr		
Sirenia	Trichechidae	<i>Trichechus manatus</i>	He	P

El segundo Orden de mayor riqueza de especies fue el de los carnívoros. Las ocho especies registradas representan 53 % de las reportadas en el estado de Tabasco (Sánchez-Hernández *et al.* 2005). Aunado a lo anterior, destaca la presencia de dos de las cinco especies de felinos en Tabasco. Este grupo se compone por meso depredadores, como el ocelote (*Leopardus pardalis*) y el yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*), y por especies asociadas a ambientes acuáticos, como la nutria de río (*Lontra longicaudis*) y el mapache (*Procyon lotor*). A pesar de no registrarse especies depredadoras tope, como el jaguar (*Panthera onca*) o el puma (*Puma concolor*), las especies de meso depredadores podrían realizar las funciones de las especies mencionadas, debido a que se adaptan muy bien a las perturbaciones del hábitat (Gary *et al.* 2009).

En el área de estudio, se registraron mamíferos que, debido a los gremios tróficos que abarcan, son parte fundamental en el mantenimiento del funcionamiento del ecosistema a través de los servicios ecosistémicos en que participan. Por mencionar algunas, las especies que consumen frutos (frugívoras) son esenciales en el proceso de regeneración de la vegetación por su papel en la dispersión de semillas (Alves-Costa y Eterovick 2007; Amato y Estrada 2010; García-Morales *et al.* 2012).

Esta área representa un refugio único para las especies amenazadas o en peligro de extinción. Las nueve especies en alguna categoría de la NOM-059-SEMARNAT-2010 representan 18.3 % del total de las especies registradas en el área de estudio. Estos registros destacan la relevancia del sistema lagunar Chaschoc-Sejá como un sitio para proteger y conservar a estas especies. Debe considerarse que el sistema lagunar está sujeto a un constante cambio de uso de suelo derivado de actividades productivas como la ganadería, el cultivo de arroz y de la palma de aceite.

El presente listado aporta información básica que servirá en la toma de decisiones para manejar y conservar a los mamíferos, particularmente en un estado donde 27.7 % de su territorio es ocupado por humedales. Tomando en cuenta lo anterior, proponemos que en estudios futuros se consideren los otros tipos de humedales y técnicas de muestreo complementarias a las utilizadas aquí, a fin de determinar la riqueza y la composición de la mastofauna en los humedales tabasqueños.

## Agradecimientos

Al proyecto "Retos para la sustentabilidad en la cuenca baja del río Usumacinta en Tabasco: ecosistemas, cambio climático y respuesta social (clave TAB-2012-C28-194316 Fondos Mixto-CONACYT-Tabasco.), por el financiamiento para llevar a cabo el trabajo de campo. Al Centro de Cambio Global y la Sustentabilidad

en el Sureste, A. C. y la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. A los dueños de los predios que permitieron el acceso a sus terrenos para realizar los muestreos. A los estudiantes y voluntarios que participaron en el trabajo de campo. Agradecemos también a los revisores anónimos y a S.T. Álvarez Castañeda por sus recomendaciones para mejorar el manuscrito. Finalmente, a R. Reyna por su apoyo durante el proceso editorial.

## Literatura citada

- ALVES-COSTA, C. P., y P. C. ETEROVICK.** 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua narica*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32:77-99.
- AMATO, R. K., y A. ESTRADA.** 2010. Seed dispersal patterns in two closely related howler monkey species (*Alouatta palliata* and *A. pigra*): a preliminary report of differences in fruit consumption, traveling behavior, and associated dipterid beetle assemblages. *Neotropical Primates* 17:59-66.
- ARRIAGA, L., J. M. ESPINOZA, C. AGUILAR, E. MARTÍNEZ, L. GÓMEZ, y E. LOA (EDS.).** 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.
- ARANDA, J. M. S.** 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.
- BARBA-MACÍAS, E., J. RANGEL-MENDOZA, y R. RAMOS-REYES.** 2006. Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de información geográfica. *Universidad y Ciencia* 22:101-110.
- BOBROWIEC, P. E. D., y R. GRIBEL.** 2010. Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. *Animal Conservation* 13:204-216.
- BUENROSTRO-SILVA, A., M. ANTONIO-GUTIÉRREZ, y J. GARCÍA-GRAJALES.** 2012. Mamíferos del parque Nacional Lagunas de Chacahua y la Tuza de Monroy, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28:56-72.
- CASTRO-LUNA, A., V. J. SOSA, y G. CASTILLO-CAMPO.** 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in Southeastern Mexico. *Animal Conservation* 10:219-228
- CEBALLOS, G., y D. NAVARRO.** 1991. Diversity and conservation of Mexican mammals. Pp. 167-198 en *Latin American Mammalogy: History, Biodiversity, and Conservation* (Mares, M. A., y D. J. Schmidly, eds.). University of Oklahoma Press. Norman, EE. UU.
- GANNON, W. L., S. R. SILKES y THE ANIMAL CARE AND USE COMMITTEE OF THE AMERICAN SOCIETY OF MAMMALOGISTS.** 2007. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild animals in research. *Journal of Mammalogy* 88:809-823.
- GARCÍA-GARCÍA, J. L., y A. SANTOS-MORENO.** 2014. Efectos de la estructura del paisaje y de la vegetación en la diversidad de murciélagos filostómidos (Chiroptera: Phyllostomidae) en Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62:217-239.
- GARCÍA-MORALES, R., L. CHAPA-VARGAS, J. GALINDO-GONZÁLEZ, y E. I. BADANO.** 2012. Seed dispersal among three different vegetation communities in the Huasteca region, Mexico, analyzed from bat feces. *Acta Chiropterologica* 14:357-367.
- GARCÍA-MORALES, R., L. CHAPA-VARGAS, E. I. BADANO, J. GALINDO-GONZÁLEZ, y K. MONZALVO-SANTOS.** 2014. Evaluating phyllostomid bat conservation potential of three forest types in the northern Neotropics of Eastern México. *Community Ecology* 15:158-168.
- GARY, W. R., M. E. GOMPPER, y B. V. VAKKENBURGH.** 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59:165-173.

- GIANNINI, N. P., y K. V. KALKO.** 2004. Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bats in Panama. *Oikos* 105:209-220.
- GUZMÁN, C., y J. BELLO-GUTIÉRREZ.** 2006. Mamíferos de Boca del Cerro Tenosique, Tabasco, México. *Kuxulkab' Revista de Divulgación* 11:75-84.
- INAFED** (Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal). 2010. "Regionalización", Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México. Ciudad de México, México.
- INEGI** (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2001. Síntesis de información geográfica del estado de Tabasco y Anexo Cartográfico. Ciudad de Aguascalientes, México.
- JIMÉNEZ-DOMÍNGUEZ, D., y L. D. OLIVERA-GÓMEZ.** 2014. Características del hábitat del manatí antillano (*Trichechus manatus*) en sistemas fluvio-lagunares del sur del Golfo de México. *Therya* 5:601-614.
- LÓPEZ, J. A., C. LORENZO, F. BARRAGÁN, y J. BOLAÑOS.** 2009. Mamíferos terrestres de la zona lagunar del istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 491-505.
- LLAVEN-MACIAS, V.** 2013. Mamíferos de un bosque ribereño en la cuenca media del río Grijalva, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 29:287-303.
- MEDELLÍN, R., D. AZUARA, L. MAFFEI, H. ZARZA, H. BÁRCENAS, E. CRUZ, R. LEGARIA, I. LIRA, G. RAMOS-FERNÁNDEZ, y S. ÁVILA.** 2006. Censos y Monitoreo. Pp. 25-35 en *El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo* (Chávez, C., y G. Ceballos, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad -ALIANZA WWF TELCEL-Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MEDELLÍN, R., H. ARITA., y O. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ.** 2008. Identificación de los murciélagos de México, Clave de campo. 2da edición. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MITSCH, W., G. GOSSELINK, C. ANDERSON, y L. ZHANG.** 2009. *Wetland ecosystems*. John Wiley y Sons Inc. New York, EE.UU.
- MOGUEL-ORDÓÑEZ, E. J, y M. J. F. MOLINA-ENRIQUEZ.** 2000. La precipitación Pluvial en Tabasco y Chiapas. *Revista de divulgación* 5:1-8.
- OJASTI, J.** 2000. Manejo de Fauna Neotropical (Dallmeier, F., ed.) SIMAB Series No 5. Smithsonian Institution/MAB program. Washintgon, EE. UU.
- OPORTO, S., S. L. ARRIAGA-WEISS, y A. A. CASTRO-LUNA.** 2015. Diversidad y composición de murciélagos frugívoros en bosques secundarios de Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:431-439.
- PATTERSON, B. D., M. R. WILLIG, y R. D. STEVENS.** 2003. Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. Pp. 536-579 en *Ecology of bats* (Kunz, T. H., y M. B. Fenton, eds.). University of Chicago. Chicago, EE. UU.
- PÉREZ, L. A. M., M. SOUSA, A. M. HANAN, F. CHIANG, y Y. TENORIO.** 2005. Vegetación terrestre. Pp. 65-110 in *Biodiversidad del estado de Tabasco* (Bueno, J., F. Álvarez, y S. Santiago, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México - Comisan Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- POZO-MONTUY, G., J. C. SERIO-SILVA, Y. M. BONILLA-SÁNCHEZ, N. BYNUM, y R. LANDGRAVE.** 2008. Current status of the habitat and population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in Balancán, Tabasco, Mexico. *American Journal of Primatology* 70:1169-1176.
- RAMSAR 2006.** Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la convención sobre los humedales (Ramsar, Irán, 1971), cuarta edición. Secretaría de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza.

- RAMÍREZ-PULIDO, J., N. GONZÁLEZ-RUIZ, A. L. GARDNER, Y J. ARROYO-CABRALES.** 2014. List of recent land mammals of Mexico, 2014. Special Publications of the Museum of Texas Tech University 63:1-69.
- REID, A.** 2009. A Field Guide to the Mammals of Central America and Southeast México. 2da ed. Oxford University Press. Oxford, EE.UU.
- RODAS-TREJO, J., E. I. ROMERO-BERNY, Y A. ESTRADA.** 2008. Distribution and conservation of the west Indian manatee (*Trichechus manatus manatus*) in the Catzajá wetlands of northeast Chiapas, México. Tropical Conservation Science 1:321-333.
- SAMPAIO, E. M., E. KALKO, E. BERNARD, B. RODRÍGUEZ-HERRERA, Y O. HANDLEY JR.** 2003. A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of central amazonia, including methodological and conservation considerations. Studies on Neotropical Fauna and Environment 38:17-31.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, C., ROMERO-ALMARAZ, M. D. L., COLÍN-MARTÍNEZ, H., Y GARCÍA-ESTRADA, C.** 2001. Mamíferos de cuatro áreas con diferente grado de alteración en el sureste de México. Acta Zoológica del México (n. s.) 84:35-48.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, C., M. DE L. ROMERO-ALMARAZ, Y C. GARCÍA ESTRADA.** 2005. Mamíferos. Pp. 283-304 en Biodiversidad del Estado de Tabasco (Bueno, J., F. Álvarez, y S. Santiago, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- 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. 30 de diciembre de 2010. Ciudad de México, México.

*Summited: January 29, 2015*

*Review: April 12, 2015*

*Accepted: August 24, 2015*

*Associated editor: Rafael Reyna*

**Distribución potencial del ocelote (*Leopardus pardalis*)  
en el noreste de México**

# Potential distribution of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Northeastern Mexico

Jesús Manuel Martínez-Calderas<sup>1</sup>, Octavio C. Rosas-Rosas<sup>1</sup>, Jorge Palacio-Núñez<sup>1\*</sup>, Juan Felipe Martínez-Montoya<sup>1</sup>,  
Genaro Olmos-Oropeza<sup>1</sup> and Luis A. Tarango-Arámbula<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. Iturbide 73, Salinas de Hidalgo 78620. San Luis Potosí, México. E-mail: biologo99mx@yahoo.com.mx (JMM-C), octaviocrr@colpos.mx (OCR-R), jpalacio@colpos.mx (JP-N), fmontoya@colpos.mx (JFM-M), olmosg@colpos.mx (GO-O), ltarango@colpos.mx (LAT-A).

\*Corresponding author

**Introduction:** The ocelot (*Leopardus pardalis*) is a Neotropical cat which is threatened by illegal hunt and habitat destruction in the Mexican territory. Mexican and American authorities are interested in promoting their conservation. The MaxEnt algorithm allows modeling the potential distribution of elusive species, for instance, the ocelot. This has been based on trustable presence records and some other information about the habitat condition. This work was developed with the aim of generating important information about the species in Northeastern Mexico, especially, with the purpose of determining its potential distribution.

**Methods:** Our study was conducted in six physiographic subprovinces in the Mexican states of Tamaulipas and San Luis Potosí. Sixty-three recent records about the ocelot were obtained, 41 through literature and 22 from field surveys, between May 2006 to May 2009. In order to develop a prediction model which let us know the animal potential distribution, twenty-seven bioclimatic, topographic, vegetation and anthropic variables were used through the MaxEnt software.

**Results:** The model AUC was of  $0.8221 \pm 0.009$ . The most related variables about the ocelot presence were: precipitation of wettest month and quarter, vegetation cover, vegetation type, terrain elevation, precipitation of coldest quarter, terrain slope, human population density, and distance to roads. The potential distribution area covers 20.8 % of the study area. The physiographic subprovinces showing the highest potential distribution were: llanuras y lomeríos (7.4 %), Carso Huasteco (4.8 %), Gran Sierra Plegada (4.5 %), and sierras and llanuras occidentales (3.4 %). The llanura costera Tamaulipeca subprovince showed lower potential distribution; meanwhile, llanuras de Coahuila y Nuevo Leon and sierras y llanuras del norte de Guanajuato were not suitable distribution for ocelot.

**Discussions and conclusions:** In order to obtain the ocelot potential distribution model we use recent information collected through field work and surveys. Through this, we could achieve a robust model, where were relevant both bioclimatic and landscape variables. There are patches of habitat important in size and quality for ocelot. The physiographic subprovinces with the roughest landscape were the ones where the highest presence of the species. This study complements the ocelot distributional range in Northeastern Mexico and providing important information about the habitat quality in that portion of the country, as well as the difficulty to possible connectivity between Mexico and USA.

**Keywords:** camera trap; field survey; huasteca region; MaxEnt; neotropical cats.

**Introducción:** El ocelote (*Leopardus pardalis*) es un felino neotropical que se encuentra amenazado en México por la cacería ilegal y la destrucción de su hábitat. Existe interés de las autoridades de Estados Unidos y de México para conservarlo. El algoritmo MaxEnt permite modelar la distribución potencial de especies elusivas, como el ocelote, con base en registros confiables de presencia, e información sobre condiciones del hábitat. Este trabajo se realizó con la finalidad de generar información relevante en torno a esta especie en el noreste de México, así como determinar su distribución potencial.

**Métodos:** El estudio se llevó a cabo en seis subprovincias fisiográficas en los estados mexicanos de Tamaulipas y San Luis Potosí. Se obtuvieron 63 registros recientes; 41 a partir de literatura y 22 de trabajo de campo, entre mayo de 2006 y mayo de 2009. Para realizar el modelo potencial de distribución del ocelote se utilizaron 27 variables entre bioclimáticas, topográficas, de vegetación y antrópicas. El modelo se realizó mediante el uso del programa MaxEnt.

**Resultados:** El modelo AUC fue de  $0.8221 \pm 0.009$ . Las variables que mejor se relacionaron con la presencia del ocelote fueron: precipitación del mes y del trimestre más húmedos, cobertura vegetal, tipo de vegetación, elevación del terreno, precipitación del mes más frío, pendiente del terreno, densidad de población humana y distancia a caminos. La distribución potencial abarcó 20.8 % del total del área de estudio. Las subprovincias fisiográficas que mostraron la distribución potencial más alta fueron: llanuras y lomerios (7.4 %), Carso Huasteco (4.8 %), Gran Sierra Plegada (4.5 %) y sierras y llanuras occidentales (3.4 %). La llanura costera tamaulipeca mostró poca extensión con distribución potencial; en cambio, las llanuras de Coahuila y Nuevo León y las sierras y llanuras del norte de Guanajuato no presentaron evidencia de distribución para el ocelote.

**Discusión y conclusiones:** Con el fin de obtener el modelo de distribución potencial del ocelote, se utilizó información reciente, obtenida de trabajo de campo y encuestas. Debido a lo anterior, se llegó a un modelo robusto, donde fueron relevantes variables bioclimáticas y del paisaje. Existen parches de hábitat importantes en tamaño y calidad para el ocelote. Las subprovincias fisiográficas con el paisaje más rugoso fueron las que mostraron mayor presencia de la especie. Este trabajo complementa el área de distribución del ocelote en el noreste de México y aporta información importante acerca de la calidad del hábitat, pero también sobre los problemas de conectividad entre las poblaciones de México y las de Estados Unidos.

**Keywords:** cámaras trampa; felinos neotropicales; MaxEnt; región Huasteca; trabajo de campo.

## Introduction

In Mexico, there are six species of wild felids: puma (*Puma concolor*), bobcat (*Lynx rufus*), jaguar (*Panthera onca*), ocelot (*Leopardus pardalis*), jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) and margay (*Leopardus wiedii*). All of these species may be found in the Northeastern region of the country, even though the last four are mainly neotropical distributed (Hall 1981; Aranda 2005). These four are also classified as threatened species under Mexican laws (NOM-059-ECOL-2010, SEMARNAT 2010). Specifically, the ocelot is an elusive and adaptable species which has been found in a gradient landscape condition: tropical and subtropical forests, temperate forests, semitropical scrub and semi desert scrub (Martínez-Calderas *et al.* 2011). Nevertheless, in this zone, the landscape has been fragmented (Trejo and Dirzo 2000; Reyes *et al.* 2007) affecting the wild populations connectivity (*e. g.* Wilcove 1985; Gehring 2000; Nupp and Swihart 2000). In this geographical region it may be possible to have certain connectivity between Mexican populations and southern USA populations. For this reason, both governments are interested in the feline long term conservation, by establishing corridors and priority protection areas (Haines *et al.* 2005). Nevertheless, there are no solid bases for such conservation, since just a study are focused on potential priority areas and biological corridors. Grigione and Mrykalo (2009) worked in the American state: Texas, New Mexico and Arizona, as in the Mexican states of Tamaulipas, Nuevo León, Coahuila, Chihuahua and Sonora.

In order to analyze the felids habitat, a great number of variables have been considered: vegetal cover, water sources, weather, altitude (Ortega-Huerta and Medley 1999; Harveson *et al.* 2004; Klar *et al.* 2008; Wolf and Ale 2009), human development and prey availability (Niedziałkowska *et al.* 2006; Doswald *et al.* 2007; Klar *et al.* 2008). One of the most effective tools that is used to predict the wild species potential distribution is the MaxEnt algorithm (MaxEnt, Phillips *et al.* 2006). In comparison with GARP, the other most widely used software, but this was not considered to have a high commission error (rate of false positive predictions) compared to MaxEnt answer (Peterson *et al.* 2007). Furthermore, Maxent, performs a better discrimination of the most significant predictive variables and has a higher precision in the results (Phillips *et al.* 2006). This is based on localities which have shown the presence of the species (Guisan and Zimmermann 2000; Elith *et al.* 2006; Hernandez *et al.* 2006; Pearson *et al.* 2007). Models generated by this algorithm predict and indicate availability of appropriate and inappropriate habitat for the species presence, generating a map which contains all this information (Phillips *et al.* 2006). Despite the adaptation to different and contrasting climatic conditions and types of habitats in the Northeast of Mexico, the ocelot has conservation problems due to illegal hunt, habitat destruction (López-González *et al.* 2003;

Aranda 2005) and feasible isolation within the population. The objective of the current study was to model and identify the ocelot potential distribution in the Northeast region of Mexico, as a basis for strengthening the criteria and the establishment of priority areas and corridors necessary for its conservation.

## Methods

**Study area.** This work was carried out in the Northeast region of Mexico, considering the entire state of Tamaulipas and the central and eastern portion of San Luis Potosí, with an extension of 119,013.7 km<sup>2</sup> (Figure 1). The landscape was fragmented by crop fields, farmer lands, human settlements and roads. Terrain ranges from flat to rugged, meanwhile altitude ranges from 0 to 2,500 m and the annual precipitation varies from 600 to 2,500 mm (INEGI 2002a). In this region it is possible to find several physiographic subprovinces presenting great landscape variation (Cervantes-Zamora *et al.* 1990), each one presenting different kinds of native vegetation or land use (INEGI 2002a). The human settlements and agriculture are located mainly in intermontane valleys and other flat land areas.

Land use areas that may be associated to human activities (agricultural and urban) represent 21.8 %, meanwhile the areas designated for induced vegetation represent 13.2 %, being the most abundant. Natural areas occupy 47.1 % of the study area, where the most extensive is the desert

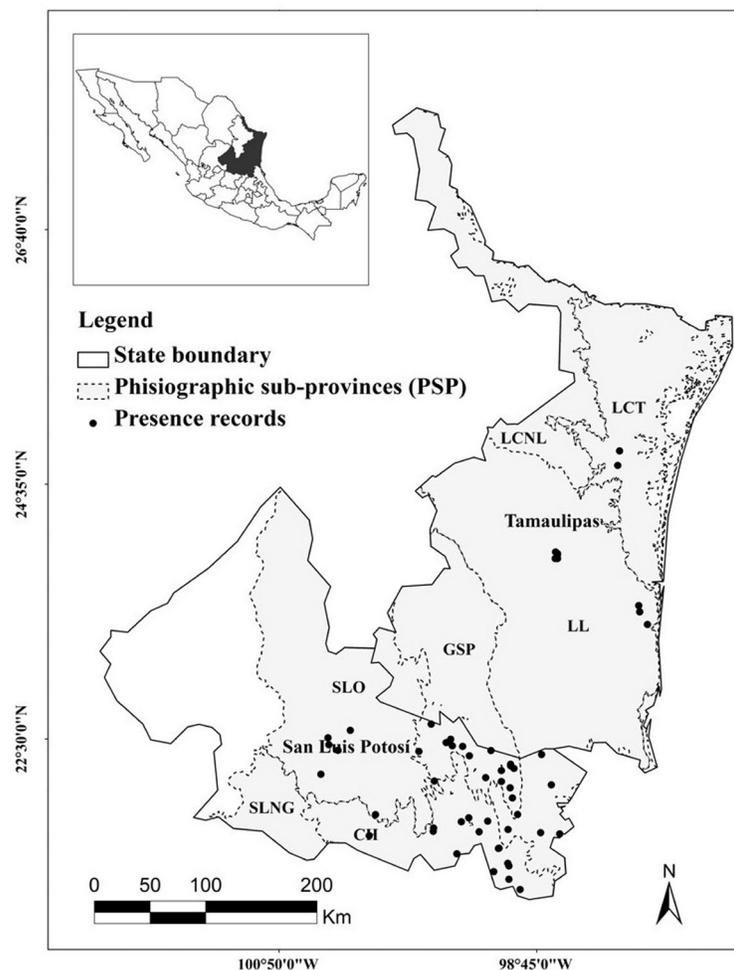


Figure 1. Study area map showing the state of Tamaulipas and San Luis Potosí; physiographic subprovinces (PSP) location and ocelot records location. Abbreviations of PSP: LCNL = Llanuras de Coahuila y Nuevo Leon; LCT = Llanura Costera Tamaulipeca; LL = Llanuras y Lomerios; GSP = Gran Sierra Plegada; SLO = Sierras y Llanuras Occidentales; CH = Carso Huasteco; SLNG = Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato.

scrub with 17.9 % (INEGI 2002a). The most important types of native vegetation are: semitropical thorn scrub, Tamaulipan thorn scrub and tropical deciduous forest. Basically, the physiographic subprovinces (PSP) of Llanuras de Coahuila y Nuevo Leon are flat and dominated by induced vegetation (35.4 %) and Tamaulipan thorn scrub (33 %). The physiographic subprovince Llanura Costera Tamaulipecta is dominated by flat land with slight undulations. Here, the predominant land use is mainly agricultural and urban (35.5 %) and Tamaulipan thorn scrub (34.2 %). Llanuras y lomerios subprovince corresponds to a landscape ranging from flat to undulated; predominant land use is induced vegetation (38.7 %) and agricultural and urban (22.6 %). Gran Sierra Plegada corresponds to a karst mountain massif which shows an indefinite orientation and irregular intermontane valleys. Vegetation is constituted by tropical rain forest (34.1 %), pine-oak forest (22 %) and agricultural and urban (20.7 %). Sierras y llanuras occidentales is mainly covered by low mountains with extensive valleys and plains. Desert scrub vegetation (55.8 %) predominates, followed by agricultural and urban (18.7 %) and semitropical thorn scrub (16.9 %). The Carso Huasteco is dominated by abrupt karst mountains (north-south oriented) with intermontane valleys, agricultural and urban (17.9%), oak forest (17.5 %) and semitropical thorn scrub (17.0 %). Sierras y llanuras del norte de Guanajuato present vast mountains with extensive valleys and plains, were grasslands (39.0 %) and desert scrub (31.7 %) predominates (Table 1).

*Ocelot records data and environmental predictors.* The ocelot presence records (Appendix 1), as well as their geographic location were obtained through two different sources: 41 were obtained from literature (Martínez-Calderas *et al.* 2011), while 22 were collected through field work carried out from December 2008 to September 2010. From the last ones, 12 were obtained by using camera traps, 5 through surveys and 5 through tracks and signs. In order to make the model, 63 ocelot records and 27 variables were employed: 19 bioclimatic variables derived from WorldClim 1.4 dataset (Hijmans *et al.*, 2005), vegetation cover (Hansen *et al.* 2000), vegetation type (INEGI 2005), digital elevation model (terrain elevation), topographic index, rugosity, slope (terrain slope) (INEGI 2008), distance to roads (INEGI 2002b) and human population density in the year 2000 (CIAT *et al.* 2005). For this purpose, a spatial 30 arc-seconds (~1 km) resolution was chosen. With the aim of minimizing the collinearity between variables, a Pearson correlation with ENM Tools 1.4 software was performed (Warren *et al.* 2009), selecting those with absolute value of correlation coefficients  $r < 0.5$  (Booth *et al.* 1994; Rissler and Apodaca 2007; Dortmann *et al.* 2012).

*Potential distribution modeling.* In order to generate the ocelot potential distribution map we may use the MaxEnt software (version 3.3.3k) based on maximum entropy algorithm (Phillips *et al.* 2006). The following default settings were chosen: maximum number of background points = 10,000, regularization multiplier = 1, replicates = 20, replicate run type = bootstrap, convergence threshold = 0.00001 and maximum iterations number = 10,000. From the occurrence data 70 % (44 records) were used as training data set, while 30 % (19 records) were used as test data set. The logistic MaxEnt output presented prediction values ranging from 0 (unsuitable habitat) to 1 (optimal habitat). With the purpose of validating the model performance, omission error weight and commission error equally, were considered for the area under curve (AUC), which is generated by the algorithm (Hernandez *et al.* 2006) and is directly obtained from the model evaluation through ROC curves (*i. e.* Contreras-Medina *et al.* 2010).

Furthermore, the variables were assessed through a jackknife test which compares the models with all the possible combinations of environmental variables by measuring the variable importance. This expressed the relative importance of each predictor variable (in a separate way) in order to determine the percentage that each one provides to the model. Results obtained from the model (ASCII format) were processed and reclassified using ArcGIS (ESRI 2006). The binary map (absence-presence) for the ocelot potential distribution 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). For this purpose, the minimum presence training was employed as threshold reclassification (0.3575). Lastly, the map and levels were used for calculating the potential distribution area, showing the total area percentage for each SPF.

## Results

The calculated average training AUC for the replicate run was of 0.8221 ( $\pm$  0.009), indicating an excellent model (Hosmer and Lemeshow 2000). Based on the Pearson correlation, only nine variables were employed for the model generation. The most important variables (Table 2) for the ocelot potential distribution were: precipitation (wettest month, wettest quarter and coldest quarter), vegetation cover and type, terrain elevation and slope, human population density, and distance to roads. Collectively, these variables account for 100 % of the explained variance in the species distribution. The implication of predictive variables in regards of the ocelot distribution in Northeastern Mexico was reflected in the patches preserved for species development (Figure 2).

The ocelot potential distribution area in Northeastern Mexico covers 20.8 % of the study area. The physiographic subprovinces which presented the highest potential distribution relative to the total study area, were: llanuras y lomerios (7.4 %), Carso Huasteco (4.8 %), Gran Sierra Plegada (4.5 %) and sierras y llanuras Occidentales (3.4 %). On the other hand, llanura costera Tamaulipeca, llanuras de Coahuila y Nuevo León and sierras y llanuras del norte de Guanajuato subprovinces show a percentage of less than 0.8 % and while the last two show a percentage of less than 0.1 % (Table 3). The physiographic subprovinces which presented the highest potential distribution, relative to the each subprovince area, were: Carso Huasteco (59.9 %), Gran Sierra

**Table 1.** Vegetation types and land use percentage within physiographic subprovinces on the study area.

Vegetation types and land use	LCNL	LCT	LL	GSP	SLO	CH	SLNG	Total
Agricultural and urban	11.8	35.5	22.6	20.7	18.7	17.9	7.3	21.8
Induced vegetation	35.4	14.2	38.7	0	1.9	4.7	2.4	13.2
Desert scrub	12.6	0	0	9.8	55.8	4.2	31.7	17.9
Halophyte vegetation	0.8	10.3	0	0	0	0.5	0	1.7
Grassland	0	0	0	0	1.9	0	39	2.1
Oak forest	0	0	0	6.1	2.2	17.5	4.9	5
Pine-oak forest	0	0	0	22	0.4	10.4	2.4	4.2
Clouded forest	0	0	0	1.2	0	1.4	0	0.4
Tamaulipan thorn scrub	33	34.2	14.8	0	0	0	0	8.9
Semitropical thorn scrub	6.2	0	4.6	6.1	16.9	17	0	9.7
Tropical deciduous forest	0	1.9	16	0	0	8.5	0	6
Tropical rain forest	0	0	0	34.1	0	4.7	0	3.8
Tropical forest	0	0	2.9	0	0	6.6	0	2.1
Other	0.2	3.9	0.4	0	2.2	6.6	12.2	3.2

LCNL = llanuras de Coahuila y Nuevo León; LCT = llanura Costera de Tamaulipas; LL = llanuras y Lomeríos; GSP = Gran Sierra Plegada; SLO = sierras y llanuras Occidentales; CH = Carso Huasteco; SNG = sierras y llanuras del Norte de Guanajuato.

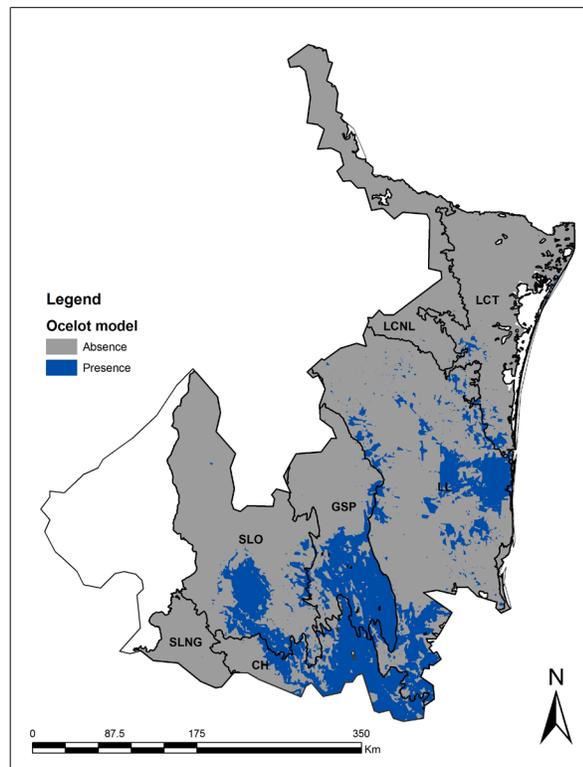


Figure 2. Potential distribution of ocelot in NE Mexico.

Plegada (36.9 %), llanuras y lomerios (22.4 %) and sierras y llanuras occidentales (16.9 %). The other physiographic subprovinces showed less than 5 %.

## Discussion

The model which was used to generate the ocelot distribution map was robust for both model training and test confirmation, making our results reliable. In order of importance, the most significant variables were related to climate, landscape and human activities. In the case of landscape, the most important were terrain elevation, vegetation type and cover.

Based on our map, we may confirm that landscape is extremely fragmented with a heterogeneous patch distribution (size and location). Some patches are large and continuous even between adjacent physiographic subprovinces, while other appear to be small and isolated. Some physiographic subprovinces as Carso Huasteco, Gran Sierra Plegada, llanuras y lomerios and sierras y llanuras occidentales have preserved sites representing a suitable habitat for the species development. In Carso Huasteco, sierras y llanuras occidentales, llanuras y lomerios and llanura costera Tamaulipeca subprovinces the records were abundant; while in llanuras de Coahuila y Nuevo Leon and sierras y llanuras del norte de Guanajuato there were no records and ocelot potential distribution were minimal.

In our model, precipitation climatic variables during the wettest month and quarter (first and second, in order of importance) and coldest quarter (sixth in importance) presented the highest contribution to the ocelot distribution. It must be said that the kind of weather determines the most favorable habitat. Furthermore, it explains the ocelot distribution in the physiographic subprovinces where there is an appropriate habitat. Globally, this species is found in areas with predominant humid tropical

**Table 2.** Relevant variables for the ocelot potential distribution map in NE Mexico.

Variable	Contribution, %	Cumulative contribution %
Precipitation of wettest month	41.4	41.4
Precipitation of wettest quarter	17	58.4
Vegetation coverage	11.3	69.7
Vegetation type	6.7	76.4
Terrain Elevation	5.6	82
Precipitation of coldest quarter	4.9	86.9
Terrain slope	4.8	91.7
Density of human population	4.2	95.9
Distance to roads	4.1	100

climate (Vaughan 1983; Emmons 1988; Di Bitetti *et al.* 2006; Moreno and Giacalone 2006; Dillon y Kelly 2007); nevertheless, ocelots may be found in sub humid climates (Ludlow and Sunquist 1987; Trolle and Kerry 2003; Maffei *et al.* 2005). Furthermore, in its most Northern distribution of Mexico and the USA, ocelot also inhabit drier environments (Caso 1994; Martínez-Meyer 1997; Harveson *et al.* 2004).

Habitually, human disturbance is related to the ocelot absence. In this regard, Jackson *et al.* (2005) has reported that ocelots do not live in areas which present a high degree of disturbance. Several authors have mentioned that the wild felids are negatively affected by human settlements and road density (*e. g.* Woodroffe 2000; Cain *et al.* 2003; Grigione and Mrykalo 2009). The human population density in year 2000 occupied the third place in the list of variables regarding the ocelot distribution. However, we have found physical evidence of two ocelots wandering within small towns (inside a house and a yard); other four animals were seen in the vicinity. One of the reasons of the ocelot presence in small towns is represented by domestic animals and trash which is an alternative food source. In all the rural communities where ocelots were found, dense vegetation was predominant. Even so, the highest ocelot presence was found in areas showing a lower degree of disturbance.

The Carso Huasteco is a physiographic subprovinces which presents numerous human settlements; and where the largest city in the region (Ciudad Valles) is located.

**Table 3.** Potential distribution area for the ocelot in each physiographic subprovinces of the study area.

Name	Total	Potential habitat		Rtph**
	Km <sup>2</sup>	Km <sup>2</sup>	%*	%
Carso Huasteco	9,506.2	5,698.1	59.9	4.8
Gran Sierra Plegada	14,459.3	5,337.3	36.9	4.5
Llanuras y Lomerios	39,215.2	8,789.8	22.4	7.4
Sierras y Llanuras Occidentales	23,743.2	4,015.1	16.9	3.4
Llanura Costera Tamaulipeca	16,383.9	805.6	4.9	0.7
Llanuras de Coahuila y Nuevo Leon	11,351.3	57.8	0.5	0.1
Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato	4,354.6	3.7	0.1	0.0
Total of the study area	119,013.7	24,707.4	20.8	20.8

\* Potential habitat percentage to each physiographic subprovince.

\*\*Rtph: relative to the total area of potential distribution in the study area.

Nevertheless, this subprovinces represents a large proportion of areas offering suitable climate and habitat for the species. The Gran Sierra Plegada and sierras y llanuras occidentales subprovinces are less populated, maintaining a better potential distribution. In contrast, llanuras y lomerios is fragmented by settlements and occupies the third place in the potential distribution for this species. The llanura Costera Tamaulipeca is basically populated by humans and its potential distribution area is low. According to our results, the antagonistic effect of human density in regards to the ocelot presence is not clear. Possibly, it interferes with the existence of good conditions habitat patches, requiring further research. The study area still presents certain patches which show good condition.

Vaughan (1983) and Nowell and Jackson (1996) mentioned that this kind of feline prefers altitudes below 1200 m. Similar results were found where altitudinal gradients included a wide variety of habitat types (whether the habitats were suitable for ocelots or not). This species prefers habitats which present native vegetation (Nowell and Jackson 1996; Harveson *et al.* 2004; Aranda 2005) and dense cover (Jackson *et al.* 2005). High vegetation cover can improve the ocelot predatory skills, as it allows the animal to hide from its prey, especially during full moon periods (Emmons *et al.* 1989). In areas presenting limited vegetation cover, the ocelot is forced to use less dense areas (Caso 1994). We found continuity in potential distribution patches where this felid is well protected. Tewes and Hughes (2001) points out that roads are responsible of increasing the ocelot accidental death. Additionally, roads affect the ocelot distribution as they limit its mobility and gene flow between populations (Haines *et al.* 2005). Nonetheless, most of our records were located near roads.

Based on historical records from 1900 to 2002, and other opinions given by experts about biology and distribution of jaguar, ocelot and jaguarondi, it was possible to identify and delimit conservation areas of these wild felids in USA and NE Mexico (Grigione *et al.* 2009). However, the obtained information was not entirely accurate due to the fact that the main methodology used was "expertise opinion", which may be biased. Commonly, experts manifest contradictory or incompatible opinions resulting in inaccurate or subjective information (Bojorquez-Tapia *et al.* 2003). Grigione *et al.* (2009) points out certain differences between the ocelot conservation areas and some other areas which represent a high potential distribution for the species. There are some contrasting results regarding the potential distribution areas in some portions. In our research, we increased the regional distribution of this species, including the central portion of the physiographic subprovince sierras and llanuras occidentales in San Luis Potosi. In Tamaulipas and San Luis Potosí, the potential distribution for the ocelot encompasses a variety of vegetation types, where dense vegetation cover is highly suitable, especially in the physiographic subprovinces Carso Huasteco, Gran Sierra Plegada and llanuras y lomerios. In the same manner, Grigione *et al.* (2009) identified portions of the region that may be important for long term ocelot conservation. Also, they mentioned areas with very high priority in the northeast of llanura costera Tamaulipeca. Instead, we found that this area does not have potential habitat. In addition, Grigione *et al.* (2009) have proposed an ocelot corridor that runs from the middle of the state of Tamaulipas northwards; however, we identified only scarce patches of potential habitat in that area.

The differences between the study Grigione *et al.* (2009) and ours are an example of the need for more accurate information and intensive field work, such as that undertaken in this study. However, both studies complement the distributional range of species in Northeastern Mexico and provides important information about the

habitat quality in this portion of the country. In the same way, it provides information about the necessities for a correct connectivity with the southern USA populations, where now we can observe an unfavorable scenario with small and discontinuous patches. Through bi-national and long term conservation efforts, policies should be focused on minimizing the habitat loss, enhancing the habitat restoration and encouraging ecological and population studies. A key factor is to consider both the ocelot and the people needs.

## Acknowledgments

We would like to thank the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) for its partial support; the Secretaría de Desarrollo Agropecuario and Recursos Hidráulicos of San Luis Potosí, SEDARH, PRONATURA-Noreste, and Environmental Conservation for funding and supporting our research. In addition, we should thank all the staff and volunteers which were part of the project for all their help throughout field research activities.

## 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.
- ARANDA, M.** 2005. Ocelote, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758). Pp. 359-361 in *Los Mamíferos Silvestres de México* (G. Ceballos, y G. Oliva, eds.). Fondo de Cultura Económica / CONABIO. México.
- BOJORQUEZ-TAPIA, L., L. BROWER, G. CASTILLEJA, S. SANCHEZ-COLÓN, M. HERNANDEZ, W. CALVERT, S. DIAZ, P. GOMEZ-PRIEGO, G. ALCANTAR, E. MELGAREJO, M. SOLARES, L. GUTIERREZ, AND M. JUÁREZ.** 2003. Mapping expert knowledge: Redesigning the Monarch Butterfly Biosphere Reserve. *Conservation Biology* 17:367-379.
- BOOTH, G. D., M. J. NICCOLUCCI, AND E. G. SCHUSTER.** 1994. Identifying proxy sets in multiple linear regression: an aid to better coefficient interpretation. U. S. Department of Agriculture, Forest Service.
- 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.
- CAIN, A. T., V. R. TUOVILA, D. G. HEWITT, AND M. E. TEWES.** 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in southern Texas. *Biological Conservation* 114:189-197.
- CASO, A.** 1994. Home range and habitat use of three neotropical carnivores in northeast México. MsC. Dissertation. Texas A&M University. College Station, Texas.
- CERVANTES-ZAMORA, Y., S. L. CORNEJO-OLGÍN, R. LUCERO-MÁRQUEZ, J. M. ESPINOZA-RODRÍGUEZ, E. MIRANDA-VIQUEZ, AND A. PINEDA-VELÁZQUEZ.** 1990. Provincias Fisiográficas de México. Clasificación de Regiones Naturales de México II, IV. 10. 2. Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1:4000000. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- 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.

- DI BITETTI, M., A. PAVIOLO, AND C. DE ANGELO.** 2006. Density, habitat use y activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153-163.
- DILLON, A. M., AND T. M. KELLY.** 2007. Ocelot radio telemetry: ocelot trap success, activity patterns, home range and density. *Oryx* 41:469-477.
- DORMANN, C. F., J. ELITH, S. BACHER, C. BUCHMANN, G. CARL, G. CARRÉ, J. R. GARCÍA-MARQUÉZ, B. GRUBER, B. LAFOURCADE, P. J. LEITÃO, T. MÜNKEMÜLLER, C. McCLEAN, P. E. OSBORNE, B. REINEKING, B. SCHRÖDER, A. K. SKIDMORE, D. ZURELL, AND S. LAUTENBACH.** 2012. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27-46.
- DOSWALD, N., F. ZIMMERMANN, AND U. BREITENMOSE.** 2007. Testing expert groups for a habitat suitability model for the *Lynx lynx* in the Swiss Alps. *Wildlife Biology* 13:430-446.
- 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.
- EMMONS, L. H.** 1988. A field study of ocelots in Peru. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie* 43:133-157.
- EMMONS, L. H., P. SHERMAN, D. BOLSTER, A. GOLDIZEN, AND J. TERBERG.** 1989. Ocelot behavior in moonlight. Pp. 233-242 in *Advances in neotropical mammalogy* (Redford, K. H., and J. F. Eisenberg, eds.). The Sandhill Crane Press, Inc. Gainesville, EE. UU.
- ESRI.** 2006. ArcGIS Desktop 9.2. Environmental System Research Institute. Redlands, EE.UU.
- GEHRING, T. M.** 2000. Ecology of mammalian predators in a landscape fragmented by agriculture. Doctoral dissertation. Universidad Purdue. West Lafayette, EE. UU.
- GUISAN, A., AND N. E. ZIMMERMANN.** 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- GRIGIONE, M., K. MENKE, C. LÓPEZ-GONZÁLEZ, R. LIST, A. BANDA, J. CARRERA, R. CARRERA, A. GIORDANO, J. MORRISON, M. STERNBERG, R. THOMAS, AND B. VAN PELT.** 2009. Identifying potential conservation areas for felids in the USA and Mexico: integrating reliable knowledge across an international border. *Oryx* 43:78-86.
- GRIGIONE, M., AND S. R. MRYKALO.** 2009. Effects of artificial night lighting on endangered ocelots (*Leopardus pardalis*) and nocturnal prey along the United States-México border; a literature review and hypotheses of potential impacts. *Urban Ecosystems* 7:65-77.
- HAINES, A. M., M. E. TEWES, L. L. LAACK, W. E. GRANT, AND J. YOUNG.** 2005. Evaluating recovery strategies for an ocelot (*Leopardus pardalis*) population in the United States. *Biological Conservation* 126:512-522.
- HALL, E. R.** 1981. *The mammals of North America*. 2nd edition. John Wiley & Sons. New York, EE. UU.
- 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.
- HARVESON, P., M. E. TEWES, G. ANDERSON, AND L. LAACK.** 2004. Habitat use by ocelots in south Texas, implications for restoration. *Wildlife Society Bulletin* 32:948-954.
- 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.
- HOSMER, D. W., AND S. LEMESHOW.** 2000. *Applied Logistic Regression*. John Wiley & Sons. New York, EE. UU.
- 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.
- JACKSON, V. L., L. L. LAACK, AND E. G. ZIMMERMAN.** 2005. Landscape metrics associated with habitat use by ocelots on south Texas. *Journal of Wildlife Management* 69:733-738.
- KLAR, N., N. FERNÁNDEZ, S. KRAMER-SCHADTA, M. HERRMANNE, M. TRINZENF, I. BÜTTNERF, AND C. NIEMITZ.** 2008. Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* 141:308-319.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. A., D. E. BROWN, AND J. P. GALLO-REYNOSO.** 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western Mexico: ecology, distribution and conservation status. *Oryx* 37:358-364.
- LUDLOW, M. E., AND M. E. SUNQUIST.** 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research* 3:447-461.
- MAFFEI, L., A. NOSS, E. CUELLAR, AND D. RUMIZ.** 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity and ranging behavior 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 ÁRAMBULA, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, M. M. CROSBY-GALVÁN, AND M. D. SÁNCHEZ-HERMOSILLO.** 2011. Distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:907-1004.
- MARTÍNEZ-MEYER, E.** 1997. Ecología del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la región de Chamela, Jalisco, México. Dissertation. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MORENO, R., AND J. GIACALONE.** 2006. Ecological data obtained from latrine use by ocelots (*Leopardus pardalis*) on Barro Colorado Island, Panama. *Tecnociencia* 8:7-21.
- NIEDZIALKOWSKA, M., W. JEDRZEJEWSKI, R. M. MYSLAJEK, S. NOWAK, B. JEDRZEJEWSKA, AND K. SCHMIDT.** 2006. Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland - Large scale census and GIS mapping. *Biological Conservation* 133:63-69.
- NOWELL, K., AND P. JACKSON.** 1996. *Wild Cats: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN. Gland, Switzerland.
- 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.
- ORTEGA-HUERTA, M., AND K. MEDLEY.** 1999. Landscape analysis of jaguar (*Panthera onca*) habitat using sighting records in the Sierra de Tamaulipas, Mexico. *Environmental Conservation* 26:257-269.
- 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.

- PETERSON, A. T., M. PAPES, AND M. EATON.** 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30:550-560.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, AND R. E. SCHAPIRE.** 2006. Maximum entropy modeling in species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- 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. Costa Rica.
- RISSLER, L. J., AND J. J. APODACA.** 2007. Adding more ecology into species delimitation: ecological niche models and phylogeography help define cryptic species in the black salamander (*Aneides flavipunctatus*). *Systematic Biology* 56:924-942.
- 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.
- TEWES, M. E., AND R. W. HUGHES.** 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.
- TREJO, I., AND R. DIRZO.** 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94:133-142.
- TROLLE, M., AND M. KERY.** 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84:607-614.
- TROLLE, M., AND M. KERY.** 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69:405-412.
- VAUGHAN, C.** 1983. A report on dense forest habitat for endangered wildlife species in Costa Rica. National University, Heredia. Costa Rica.
- WARREN, D. L., R. E. GLOR, AND M. TURELLI.** 2009. ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography* 33: 607-611.
- WILCOVE, D. S.** 1985. Nest depredation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66:1211-1214.
- WOODROFFE, R.** 2000. Predators and people; using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3:165-173.
- WOLF, M., AND S. ALE.** 2009. Signs at the top: habitat features influencing snow leopard *Uncia uncia* activity in Sagarmatha National Park, Nepal. *Journal of Mammalogy* 90: 604-611.

*Summited: June 12, 2015*

*Review: August 27, 2015*

*Accepted: September 3, 2015*

*Associated: Sergio Ticul Alvarez Castañeda*

## Appendix 1

Information about the ocelot records in Northeastern Mexico. Records obtained from literature are of Martínez-Calderas et al. 2011. Longitude = Long, latitude = Lat, % of cover = Cv, elevation in meters = Ev, degree of the slope = S, Human density = HD, meter to road = mR, meters to towns = mT. SPS: Physiographic Subprovinces LCT = llanura costera de Tamaulipas; LL = llanuras y lomeríos; GSP = Gran Sierra Plegada; SLO = sierras y llanuras occidentales; CH = Carso Huasteco.

No	Long	Lat	SPS	Source	Vegetation	Terrain				Distance to	
					Type	Cv	Ev	S	HD	mR	mT
1	-99.097	21.413	CH	Literature	Pine-oak forest	95	2,400	30	50	5,882	2,782.8
2	-99.437	22.439	GSP	Literature	Clouded forest	80	1,800	25	23	3,006	3183
3	-99.138	21.836	CH	Literature	Tropical forest	87	138	5	4	958	1,247.6
4	-98.884	21.266	CH	Literature	Tropical rain forest	92	985	45	255	176	467.8
5	-98.565	21.723	LL	Literature	Currently crop field	0	38	0	52	1,230	563
6	-100.437	22.507	SLO	Literature	Semitropical thorn scrub	89	1,472	30	0	336	2,264.9
7	-100.355	22.410	SLO	Literature	Semitropical thorn scrub	80	1,300	15	14	1,070	1497
8	-100.466	22.509	SLO	Literature	Semitropical thorn scrub	85	1,510	20	0	2,178	154
9	-100.430	22.450	SLO	Literature	Semitropical thorn scrub	89	1,241	10	0	2,139	875.9
10	-98.633	22.123	LL	Literature	Tropical deciduous forest	87	49	5	18	856	2,788.4
11	-99.585	21.774	CH	Literature	Semitropical thorn scrub	93	851	10	13	508	899.6
12	-98.905	21.881	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	95	150	0	78	509	379
13	-98.905	21.881	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	90	76	10	78	51	124
14	-98.905	21.881	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	95	76	5	78	51	1409
15	-99.060	21.603	CH	Literature	Tropical forest	90	468	20	21	54	371
16	-99.347	22.441	GSP	Literature	Oak forest	90	260	45	2	2,850	2,991.4
17	-99.218	21.745	CH	Literature	Tropical forest	95	638	10	1	3,082	108
18	-99.332	22.520	GSP	Literature	Currently crop field	0	270	10	7	0	0
19	-99.332	22.520	GSP	Literature	Currently crop field	0	270	10	7	0	0
20	-98.973	21.461	CH	Literature	Tropical rain forest	97	120	15	128	1,087	221
21	-98.760	21.379	CH	Literature	Tropical rain forest	95	152	10	2	224	228
22	-99.394	22.105	CH	Literature	Oak forest	90	800	5	10	2,489	467
23	-100.258	22.568	SLO	Literature	Semitropical thorn scrub	79	1,353	0	16	10	100
24	-99.060	21.603	CH	Literature	Tropical forest	88	448	5	20	0	10
25	-98.951	22.017	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	98	211	15	273	220	202
26	-98.965	22.100	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	80	230	5	149	592	1,168
27	-99.034	22.235	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	82	202	15	138	484	2,724
28	-99.122	22.407	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	85	267	10	18	671	1292
29	-100.057	21.759	GSP	Literature	Semitropical thorn scrub	85	1,170	35	31	399	220
30	-98.701	22.396	LL	Literature	Tropical deciduous forest	83	30	5	1	1,711	6,387
31	-99.587	21.744	CH	Literature	Semitropical thorn scrub	93	764	40	6	48	154
32	-99.299	21.854	CH	Literature	Tropical deciduous forest	92	450	10	11	117	313
33	-99.360	21.822	CH	Literature	Oak forest	89	628	5	6	187	4,79.4
34	-99.036	22.151	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	85	146	0	16	1,218	1,197
35	-99.163	22.183	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	82	480	0	7	2,782	2,084
36	-99.184	22.252	GSP	Literature	Tropical deciduous forest	87	520	15	1	2,696	2,922
37	-99.445	22.497	GSP	Literature	Oak forest	80	1,058	25	23	98	235

Continuación Apendice I

No	Long	Lat	SPS	Source	Vegetation	Terrain				Distance to	
					Type	Cv	Ev	S	HD	mR	mT
38	-99.482	22.470	GSP	Literature	Oak forest	75	1,119	5	39	0	943
39	-99.603	22.621	GSP	Literature	Oak forest	92	1,300	35	11	1,737	1,362
40	-99.578	22.155	GSP	Literature	Desert scrub	86	1,480	20	1	29.3	1,875
41	-100.495	22.211	SLO	Literature	Semitropical thorn scrub	78	1,640	45	2	1,554	1,918
42	-98.597	24.029	LL	Camera trap	Tamaulipan thorn scrub	91	251	15	3	10	2,000
43	-98.583	24.016	LL	Camera trap	Tamaulipan thorn scrub	98	229	0	3	100	2,480
44	-98.601	23.976	LL	Camera trap	Tropical deciduous forest	95	95	0	3	25	8,908
45	-98.583	24.007	LL	Camera trap	Semitropical thorn scrub	80	95	14	3	2,000	2,600
46	-98.599	23.977	LL	Camera trap	Tropical deciduous forest	95	230	0	3	25	8,900
47	-97.863	23.601	LL	Camera trap	Tropical deciduous forest	92	82	45	4	25	900
48	-97.925	23.591	LL	Camera trap	Tropical deciduous forest	96	125	12	4	700	590
49	-97.917	23.539	LL	Camera trap	Tropical deciduous forest	80	80	20	4	400	900
50	-98.081	24.856	LCT	Camera trap	Tamaulipan thorn scrub	90	31	35	42	200	850
51	-98.095	24.738	LCT	Camera trap	Tamaulipan thorn scrub	100	10	10	10	10	1,200
52	-98.610	24.026	LL	Camera trap	Tamaulipan thorn scrub	100	225	5	3	867	2,300
53	-98.961	22.290	GSP	Camera trap	Tropical deciduous forest	99	397	30	7	5,378	7,457
54	-98.936	22.263	GSP	Tracks and signs	Tropical deciduous forest	98	348	32	4	7,897	7,572
55	-99.277	22.398	GSP	Tracks and signs	Tropical deciduous forest	98	266	10	2	1,888	3,459
56	-99.126	21.489	CH	Tracks and signs	Tropical deciduous forest	100	1,306	20	78	4,036	4,058
57	-99.014	21.449	CH	Tracks and signs	Tropical forest	79	900	5	2	663	557
58	-98.901	22.069	GSP	Tracks and signs	Tropical forest	100	488	38	70	2,435	2,996
59	-98.914	22.060	GSP	Tracks and signs	Tropical forest	98	402	35	135	689	803
60	-99.361	22.381	GSP	Surveys	Tropical deciduous forest	88	876	12	1	505	1614
61	-99.332	22.384	GSP	Surveys	Tropical deciduous forest-Oak forest	90	773	5	2	1,721	607
62	-99.292	22.249	GSP	Surveys	Tropical forest	87	308	0	1	200	616
63	-98.893	21.914	GSP	Surveys	Tropical deciduous forest	92	31	8	135	3,499	2,038

**Camera-trap survey of medium and large mammals associated with petenes ecosystem of northwestern coast of the Yucatan Peninsula, Mexico**

# Fototrampeo de mamíferos terrestres de talla mediana y grande asociados a petenes del noroeste de la península de Yucatán, México

Edwin Hernández-Pérez<sup>1\*</sup>, Rafael Reyna-Hurtado<sup>1</sup>, Guillermo Castillo Vela<sup>1</sup>, Mauro Sanvicente López<sup>2</sup> y José Fernando Moreira-Ramirez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. Av. Rancho, Polígono 2A, Ciudad Industrial Lerma, Campeche 24500. Campeche, México. E-mail: e.hperez@hotmail.com (EHP), rreyna@ecosur.mx (RRH), gcastillo@ecosur.mx (GCV), jfmoreira@ecosur.edu.mx (JFMR).

<sup>2</sup> Colegio de Postgraduados, Campus Puebla. Km. 125.5 Carr. Fed. México-Puebla (Boulevard Forjadores). Puebla 72760. Puebla, México. E-mail: sanvicentemauro@yahoo.com.mx (MSL).

\*Corresponding Author

**Introduction:** The northwestern coast of the Yucatan Peninsula is a conservation corridor that includes several protected areas and embraces diverse ecosystems crucial for conservation. In these sites we found a particular ecosystem called “petenes”, or “forest islands” only found in the Yucatan Peninsula, Florida Peninsula and Cuba. This particular ecosystem makes the northwestern coast a priority region for conservation in Mexico. Thus, with this study on mammal population, abundance and diversity we contribute to understand the structure and dynamics of these unique ecosystems.

**Methods:** We used 20 automated camera-traps to determine relative abundance and activity patterns of medium and large mammals associated to “petenes” on the northwestern coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. We carried out two sampling periods, one during the rainy season of 2013 and one during dry season in 2014.

**Results:** With an effort of 3,284 trap-nights we obtained 700 independent records of 16 species of mammals divided in 12 Families and 15 genera. The most abundant species were *Nasua narica*, *Dasyprocta punctata*, *Cuniculus paca* and *Procyon lotor*. In contrast, the less abundant species were *Conepatus semistriatus* and *Ateles geoffroyi*. We registered four types of activity patterns: Diurnal/Nocturnal/Crepuscular (24 h), three species; Crepuscular/Nocturnal, three species; Crepuscular/Diurnal, two species and Nocturnal, two species.

**Discussion:** The presence of species listed as endangered such as *Leopardus pardalis*, *L. wiedii*, *Conepatus semistriatus* and *Ateles geoffroyi* make the petenes ecosystem very valuable for the conservation of mammals species in this Mexican region.

**Keywords:** Abundance; activity patterns; cameras-trap; coastal ecosystems; conservation status.

**Introducción:** La costa noroeste de la Península de Yucatán forma un corredor que engloba diversas áreas protegidas, que albergan un gran número de ecosistemas críticos de suma importancia para la conservación. Tal es el caso de las formaciones vegetales conocidas como “petenes”. Estas formaciones solo se presentes en la Península de Yucatán, México, en la Península de Florida, EE.UU y en Cuba. Lo anterior convierte a este ecosistema y, en general, a la costa noroeste de la Península de Yucatán, en una de las regiones prioritarias para la conservación en México. Por ello, el objetivo del presente estudio es evaluar la abundancia y los patrones de actividad de los mamíferos que usan los petenes.

**Métodos:** Se utilizaron 20 cámaras trampa con las que se determinó la abundancia relativa, así como los patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes asociados a los “petenes” en la Península de Yucatán, México. Se realizaron dos periodos de muestreo, abarcando la temporada de lluvias de 2013, y la seca de 2014.

**Resultados:** Con un esfuerzo de muestreo de 3,284 trampas-noche se lograron obtener 700 registros independientes de 16 especies de seis Ordenes, 12 Familias y 15 géneros. Las especies más abundantes fueron *Nasua narica*, *Dasyprocta*

*punctata*, *Cuniculus paca* y *Procyon lotor*. Por el contrario, las menos abundantes fueron *Conepatus semistriatus* y *Ateles geoffroyi*. Se registraron cuatro tipos de patrones de actividad: Diurno/Nocturno/Crepuscular (24 h) en tres especies; Crepuscular/Nocturno en tres especies; Crepuscular/Diurno en dos especies, y Nocturno en dos especies.

**Discusión:** La presencia de especies consideradas dentro de alguna categoría de amenaza, en el ámbito nacional e internacional, como *Leopardus pardalis*, *L. wiedii*, *Conepatus semistriatus* y *Ateles geoffroyi* hacen de los petenes un ecosistema valioso para conservar la diversidad de mamíferos de esta importante región de México.

**Palabras clave:** Abundancia; cámaras trampa; estatus de conservación; ecosistemas costeros; patrones de actividad.

## Introducción

El acelerado crecimiento demográfico durante este siglo ha dado como resultado la expansión y generación de nuevas zonas urbanas, que a su vez han modificado y fragmentado los paisajes naturales (Noss 1994; Aguilar *et al.* 2000). Dicha problemática ocasiona una extinción local o regional de especies (Kirkpatrick y Jarne 2000) y, en algunos casos, ha obligado a que las poblaciones animales que dependen de áreas conservadas se desplacen y concentren en los relictos de vegetación que aún permanecen intactos (Laurance y Yensen 1991; Tilman *et al.* 1994). La zona costera noroccidental de la Península de Yucatán es un ejemplo de estas áreas bien conservadas donde, en los últimos años, se han obtenido nuevos registros. Tal es el caso de especies como *Tayassu pecari*, *Sarcoramphus papa*, *Crax rubra*, *Penelope purpurascens*, entre otras, que se creían extirpadas o sin evidencia documentada de su presencia en ecosistemas costeros (Hidalgo-Mihart y Contreras-Moreno 2012; Hidalgo-Mihart *et al.* 2012; Hernández-Pérez *et al.* 2014). Es probable que la eliminación de las selvas de la península de Yucatán haya restringido la distribución de muchas especies hacia la costa, donde aún existen áreas aisladas de vegetación nativa en buen estado de conservación (Hernández-Pérez *et al.* 2014).

La zona costera del noroccidente de la Península de Yucatán se caracteriza por la presencia de gran diversidad de ecosistemas como, los manglares, dunas costeras, marismas, lagunas costeras, pastizales, sabanas, selvas medianas y petenes (Durán *et al.* 2010). Todos ellos fungen como hábitats críticos para una gran diversidad de especies mastofaunísticas de la región. Dicha zona está conformada por una serie de áreas protegidas decretadas a lo largo de la costa, lo que la convierte en un corredor biológico de suma importancia para conservar la biodiversidad en México (Acosta-Lugo *et al.* 2010). En el ámbito internacional, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, por sus siglas en Inglés) considera esta región como prioritaria y la denomina "Manglares de los Petenes" (Acosta-Lugo *et al.* 2010). De igual forma, en el ámbito nacional la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) la ha enlistado como zona prioritaria "Anillo de Cenotes". Asimismo, se trata de un Área de Importancia para la Conservación de las aves (AICA; Acosta-Lugo *et al.* 2010).

Uno de los ecosistemas únicos de la zona costera de la Península de Yucatán (solo compartidos con la Península de Florida en EE.UU y con la Isla de Cuba) son los petenes (Trejo-Torres *et al.* 1993). Los petenes se consideran pequeñas "islas" de vegetación arbórea, principalmente de selva mediana perennifolia, subperennifolia y de manglar, inmersas en medio de amplias zonas inundables de tipo pantanoso conocidas como "marismas" donde predominan los pastizales o mangles enanos. Por lo general, en el centro de cada petén afloran manantiales de agua dulce (Barrera 1982; Rico-Gray 1982). De distribución restringida y con característica de frágiles debido a que pueden alterarse con pequeños cambios en los flujos hídricos, los petenes son uno de los ecosistemas menos conocidos y estudiados biológicamente (Vince *et al.* 1989; Acosta-Lugo *et al.* 2010 a). Los pocos estudios sobre la mastofauna general asociada a estos ecosistemas provienen de la Península de Florida en EE.UU. Los cuales demuestran que se trata de un ecosistema biodiverso, en el cual hay más de 30 especies de mamíferos, principalmente roedores

y murciélagos (Vince *et al.* 1989; Oak Hammock Marsh 2012). En México, solo se ha realizado un par de estudios sobre murciélagos en estos hábitats (León y Montiel 2006; Montiel *et al.* 2006). El complicado acceso a los petenes y la baja observación a causa de lo intrincado de la vegetación, son factores que dificultan la realización de estudios sobre la ecología de la mastofauna en este tipo de hábitat.

Los petenes se hallan inmersos en selvas de manglares, concentran gran cobertura vegetal, mantienen fuentes permanentes de agua dulce y, aunado a su intrincado acceso, podrían estar siendo utilizados como refugio por diversas especies de mamíferos que habitan el sur de México. Por ello, es de suma importancia contar con información sobre la diversidad de mamíferos asociados a los petenes, así como conocer su estado de conservación y sus patrones de actividad, a fin de entender la dinámica y la estructura de dicho ecosistema, y establecer acciones para conservarlo. Los objetivos de este trabajo fueron conocer la diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de talla mediana y grande asociados a los petenes de la costa noroeste de la Península de Yucatán, utilizando la técnica de fototrampeo.

## Materiales y métodos

**Área de estudio.** La investigación se realizó en ocho petenes de tres áreas naturales protegidas (ANP), localizadas en la costa noroeste de la Península de Yucatán: La Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP), en el Estado de Campeche, y las Reservas Estatales El Palmar (REEP) y Dzilam (RED), en Yucatán (Figura 1). El clima predominante varía entre cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw), y semiseco y seco cálido (BS'hw; García 1988). La temperatura media anual oscila entre 26.1 a 27.9 °C y la precipitación media anual varía de 600 a 1,272.8 mm (García 1988; Seduma 2006; Chablé-Santos 2009). Los suelos predominantes en los petenes son el gleysol mólico, el solonchak órtico y el regosól calcárico (Tun-Dzul *et al.* 2006). El sistema hidrográfico es alimentado por la surgencia del manto freático a manera de manantial, que brota dentro de un medio palustre (Trejo-Torres *et al.* 1993).

Los elementos arbóreos predominantes en los petenes son zapote (*Manilkara zapota*), chechem negro (*Metopium brownei*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*). Estas especies miden aproximadas entre 15 a 25 m. También hay abundante presencia de especies arbustivas, como el hulub (*Bravaisia berlandieriana*), palmas de huano (*Sabal yapa*) y helechos (*Acrostichum aureum*; Acosta-Lugo *et al.* 2010b).

**Fototrampeo.** Se llevaron a cabo dos periodos de fototrampeo. El primero, del 31 de agosto al 18 de octubre, durante la época de lluvias de 2013; se instaló 14 trampas-cámara. El segundo se realizó en la época de secas, del 13 diciembre de 2013 al 11 de junio de 2014; se instaló seis trampas-cámara. Se utilizaron equipos de la marca Reconyx® PC800 Professional (www.reconyx.com) que toman imágenes de alta calidad, no poseen flash o luz blanca que podría interferir en el comportamiento de algunas especies, y además poseen el retraso de disparo más corto que cualquier otro equipo similar (0.2 s).

Las estaciones de fototrampeo fueron instaladas, de manera no sistematizada, en árboles que fructificaban y en lugares con indicios de fauna (huellas, rascaderos, frutos comidos) cercanos a cuerpos de agua. En cada estación, se instaló una trampa-cámara sujeta a un árbol a una altura no mayor a 0.5 m del suelo; siempre se buscó colocarlas en lugares planos para obtener mejores fotografías. Las cámaras fueron programadas para tomar series de tres fotografías por detección de evento y estuvieron activas durante las 24 h del día. Cada estación de fototrampeo fue referenciada con un GPS marca Garmin® modelo 62s y revisada una vez al mes para constatar que el funcionamiento de la cámara y las baterías fueran los adecuados, y a su vez para almacenar la información capturada y vaciar su memoria.

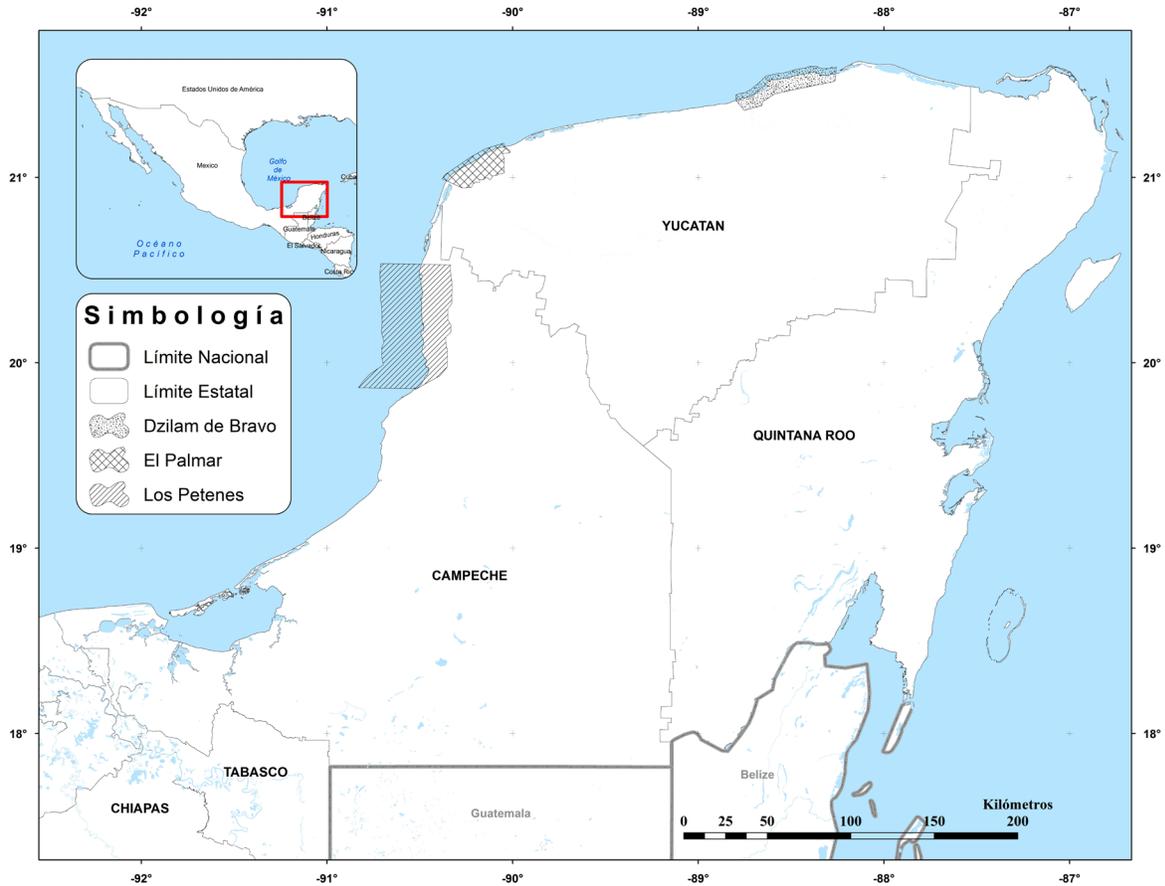


Figura 1. Área de estudio.

Se obtuvo el esfuerzo de muestreo multiplicando el número total de cámaras trampa empleadas por el total de días de muestreo (Medellín *et al.* 2006; Lira-Torres y Briones-Salas 2012). Para obtener el índice de abundancia relativa por especie (IAR), se utilizó la fórmula sugerida por Lira-Torres y Briones-Salas (2012):  $IAR = C/EM \cdot 1000$  trampas-noche, donde C = Capturas o eventos independientes fotografiados, EM = Esfuerzo de Muestreo (núm. de cámaras trampa por días de monitoreo) y 1000 días-trampa = (unidad estándar).

Para evitar sobre estimaciones, se consideró en los análisis solo registros independientes. Un registro independiente fue considerado como una sola fotografía de la especie cada 24 h. En caso que en la fotografía se distinguiera más de un individuo, o de que en subsecuentes fotografías se pudiera distinguir a diferentes individuos, entonces cada uno de estos fue considerado como un registro independiente.

*Patrones de actividad.* Se determinó el patrón de actividad de aquellas especies que presentaron al menos 10 registros independientes. Los fotografías fueron ordenadas por intervalos de una hora y se agruparon en tres unidades: a) diurnos, cuando en las fotografías se observaba luz solar; b) nocturnos, cuando no se observaba luz solar; c) crepusculares, cuando las fotografías se obtuvieron al amanecer (6:00-8:00 h) o al atardecer (18:00-20:00 h; Monroy-Vilchis *et al.* 2011; Lira-Torres y Briones-Salas 2012).

## Resultados

**Esfuerzo y Diversidad.** El esfuerzo de muestreo en conjunto para ambas temporadas (lluvia y seca) fue de 3,284 trampas noche. Se obtuvo un total de 700 registros independientes de 16 especies de mamíferos, pertenecientes a seis Ordenes, 12 Familias y 15 géneros. Carnívora fue el Orden mejor representado, con cuatro Familias y seis especies registradas (Tabla 1).

Durante la temporada de lluvias, el esfuerzo de muestreo fue de 1,400 trampas noche. Se obtuvo 437 registros independientes. Se registraron 13 especies, correspondientes a cinco Ordenes, 10 Familias y 12 géneros. En la temporada seca, el esfuerzo de muestreo fue de 1,884 trampas noche. Se obtuvo 263 registros independientes de 14 especies pertenecientes a seis Ordenes, 11 Familias y 13 géneros (Tabla 1).

**Abundancia relativa.** Las especies más abundantes para ambos periodos fueron *Nasua narica* (IAR = 222.5,  $n = 261$ ), *Dasyprocta punctata* (IAR = 170.5,  $n = 200$ ), *Cuniculus paca* (IAR = 87.8,  $n = 103$ ) y *Procyon lotor* (IAR = 29.8,  $n = 35$ ). En cambio, las menos abundantes fueron *Ateles geoffroyi* y *Conepatus semistriatus* (IAR = 0.8,  $n = 1$ ; Tabla 1; Fig. 2).

En la temporada de lluvias, las especies más abundantes fueron *N. narica* (IAR = 115.71,  $n = 162$ ), *D. punctata* (IAR = 109.29,  $n = 153$ ) y *C. paca* (IAR = 34.29,  $n = 48$ ). En contraste, las menos abundantes fueron *Leopardus wiedii*, *Dasyplus novemcinctus* (IAR = 1.43,  $n = 2$ ) y *Sciurus deppei* (IAR = 0.71,  $n = 1$ ). En la temporada seca las especies más abundantes fueron, *N. narica* (IAR = 52.55,  $n = 99$ ), *C. paca* (IAR = 29.19,  $n = 55$ ) y *Dasyprocta punctata* (IAR = 24.95,  $n = 47$ ). Por el contrario, las menos abundantes fueron *L. wiedii*, *C. semistriatus* y *S. deppei* (IAR = 0.53,  $n = 1$ ; Tabla 1; Fig. 2).

**Patrones de actividad.** Se determinó el patrón de actividad para 10 de las 16 especies registradas. Se obtuvo cuatro patrones: Diurno/Nocturno/Crepuscular (24 h), Crepuscular/Nocturno, Crepuscular/Diurno y Nocturno. 30 % de las especies se registraron como Crepusculares/Nocturnas, mientras que 20 % dedicaron tiempo a sus actividades durante la noche (Nocturnas), y 20 % se muestran con actividad

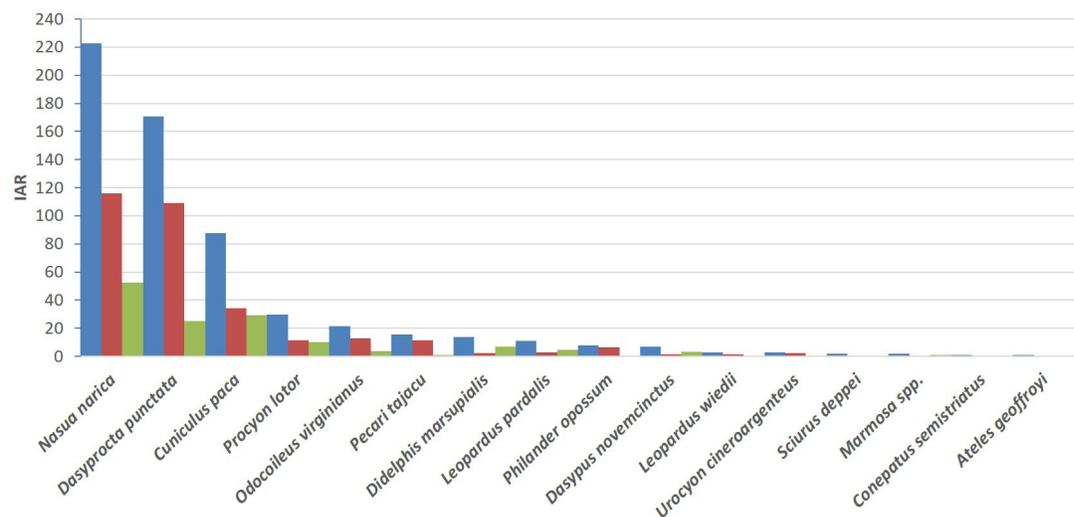


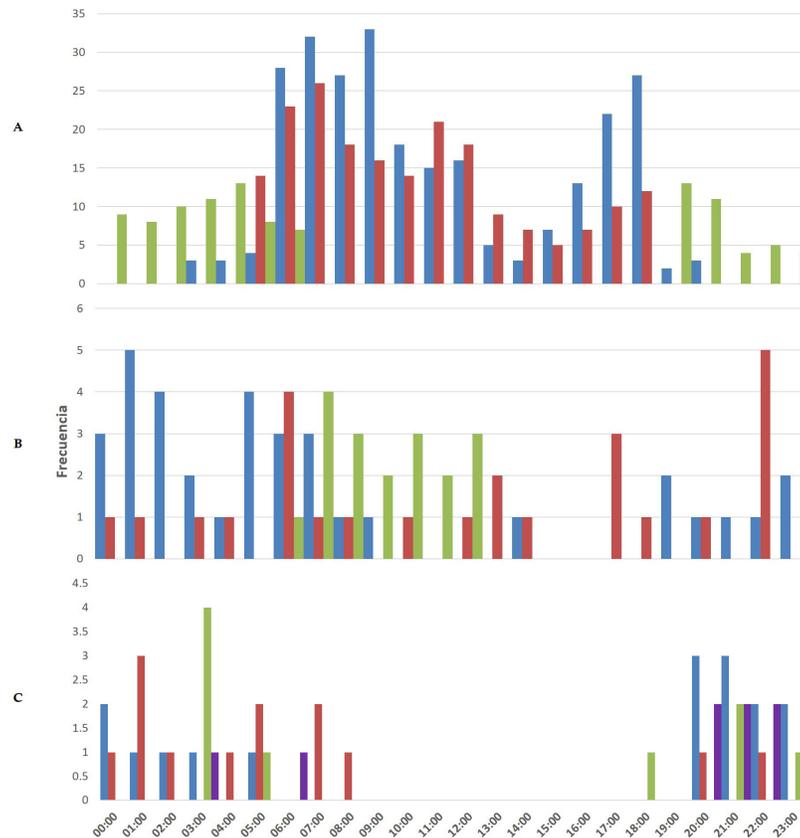
Figura 2. Índices de abundancia relativa (IAR) de las especies de mamíferos de talla mediana y grande registradas en petenes de la costa noroeste de la Península de Yucatán. En azul se muestra el IAR total para ambas temporadas, en rojo el IAR para la temporada de lluvias y en verde para la temporada de seca.

Tabla 1. TFI: Total de fotografías independientes; IARt: Índice de abundancia relativa total. NOM-059: Clasificación del estado de conservación de acuerdo a la norma mexicana, P = en peligro, A = amenazada y Pr = protección especial. UICN: Estado de conservación de acuerdo a la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, EN = en peligro, VU = vulnerable y NT = casi amenazado. Llva = Lluvias.

Especie	TFI	IARt	TFI Llva	IAR Llva	TFI seca	IAR seca	NOM-059	UICN
Orden Didelphiomorpha								
Familia Didelphidae								
<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	16	13.64	3	2.14	13	6.90		
<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	9	7.67	9	6.43				
<i>Marmosa</i> sp.	2	1.71			2	1.06		
Orden Cingulata								
Familia Dasypodidae								
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	8	6.82	2	1.43	6	3.18		
Orden Primates								
Familia Atelidae								
<i>Ateles geoffroyi</i> Kuhl, 1820	1	0.85			1	0.53	P	EN
Orden Rodentia								
Familia Sciuridae								
<i>Sciurus deppei</i> Peters, 1863	2	1.71	1	0.71	1	0.53		
Familia Dasyproctidae								
<i>Dasyprocta punctata</i> Gray, 1842	200	170.50	153	109.29	47	24.95		
Familia Cuniculidae								
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1776)	103	87.81	48	34.29	55	24.19		
Orden Carnivora								
Familia Felidae								
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	13	11.08	4	2.86	9	4.78	P	
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	3	2.56	2	1.43	1	0.53	P	NT
Familia Canidae								
<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)	3	2.56	3	2.14				
Familia Mephitidae								
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	1	0.85			1	0.53	Pr	
Familia Procyonidae								
<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1776)	261	222.51	162	115.71	99	52.55		
<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)	35	29.84	16	11.43	19	10.08		
Orden Artioctactyla								
Familia Tayassuidae								
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	18	15.35	16	11.43	2	1.06		
Familia Cervidae								
<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	25	21.31	18	12.86	7	3.72		

Crepuscular/Diurna. Por su parte, el restante 30 % no mostró tendencia hacia algún patrón u horario en particular, es decir fueron activas tanto de día como de noche (Diurno/Nocturno/Crepuscular; Tabla 2; Fig. 3).

*Estado de conservación.* 25 % de las especies registradas se encuentran en alguna categoría de riesgo, de acuerdo a la NOM-059 (SEMARNAT 2010). 12.5 %, dentro de alguna categoría de riesgo en el entorno internacional, de acuerdo con las listas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, Red List 2014; Tabla 1).



**Figura 3.** Patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes más abundantes en los petenes de la Península de Yucatán. A: en azul *Nasua narica* ( $n = 261$ ), en rojo *Dasyprocta punctata* ( $n = 200$ ), en verde *Cuniculus paca* ( $n = 103$ ); B: en azul *Procyon lotor* ( $n = 35$ ), en rojo *Odocoileus virginianus* ( $n = 25$ ), en verde *Pecari tajacu* ( $n = 18$ ); C: en azul *Didelphis marsupialis* ( $n = 16$ ), en rojo *Leopardus pardalis* ( $n = 13$ ), en verde *Philander opossum* ( $n = 9$ ), en púrpura: *Dasybus novemcinctus* ( $n = 8$ ).

## Discusión

*Diversidad de especies.* El presente trabajo registró 16 especies de mamíferos medianos y grandes, equivalente a 50 % y 61.5 % de los registrados en la eco-región Petenes-Celestún-Palmar (EPCP) y la Reserva Estatal Dzilam (RED). Tomando en cuenta que en la EPCP se han documentado 43 especies de mamíferos, de las cuales 32 son terrestres de talla mediana y grande (CONANP 2002; CONANP 2006; Acosta-Lugo *et al.* 2010), mientras que la RED presenta 26 especies de mamíferos medianos y grandes de las 57 especies registradas (Sosa-Escalante 1994; Hernández-Betancourt *et al.* 1996). Sin embargo, los programas de manejo de las ANP que conforman la EPCP y la RED enlistan especies que podrían no estar presentes o que actualmente no se tiene conocimiento de su ocurrencia en la costa noroeste de la península de Yucatán. Tal es el caso del mono aullador de manto (*Alouatta palliata*), el tapir (*Tapirus bairdii*) y el hormiguero pigmeo (*Cyclopes didactylus*). De no confirmarse su presencia, el porcentaje de especies que hacen uso de los petenes incrementaría.

Si bien es cierto que el método de fototrampeo es idóneo para el estudio de especies difíciles de observar, debido a su conducta elusiva y baja abundancia (Chávez *et al.* 2013), es posible que en este estudio no se hayan registrado especies como el cacomixtle (*Bassariscus sumichrasti*), la martucha (*Potos flavus*) y el viejo de monte (*Eira*

Tabla 2. Patrones de actividad de las especies de mamíferos medianos y grandes registrados en petenes de la costa noroeste de la Península de Yucatán, México. NRI: Número de registros independientes; Horario = H; Picos de actividad = PiA; Patrón de actividad = PaA.

Especie	NRI	H	PiA	PaA
Orden Didelphimorpha				
Familia Didelphidae				
<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	16	18:00-5:00	20:00-0:00	N
<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	9	17:00-5:00	3:00	C/N
<i>Marmosa</i> sp.	2	2:00-5:00	2:00-5:00	N
Orden Cingulata				
Familia Dasypodidae				
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	8	20:00-5:00	20:00-22:00	N
Orden Primates				
Familia Atelidae				
<i>Ateles geoffroyi</i> Kuhl, 1820	1	10:00	10:00	D
Orden Rodentia				
Familia Sciuridae				
<i>Sciurus deppei</i> Peters, 1863	2	7:00-17:00	7:00 h; 16:00-17:00	C/D
Familia Dasyproctidae				
<i>Dasyprocta punctata</i> Gray, 1842	200	5:00-18:00	6:00-12:00	C/D
Familia Cuniculidae				
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1776)	103	19:00-6:00	19:00-20:00; 0:00-4:00	C/N
Orden Carnivora				
Familia Felidae				
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	13	20:00-8:00	0:00-05:00; 7:00-08:00	C/N
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	3	20:00-1:00	20:00-1:00	N
Familia Canidae				
<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)	3	9:00-15:00	13:00-15:00	D
Familia Mephitidae				
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	1	3:00-4:00	3:00-4:00	N
Familia Procyonidae				
<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1776)	261	3:00-20:00	6:00-12:00; 15:00-18:00	D/N/C
<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)	35	19:00-9:00	22:00-2:00; 5:00-7:00	D/N/C
Orden Artioctactyla				
Familia Tayassuidae				
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	18	6:00-12:00	7:00-12:00	C/D
Familia Cervidae				
<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	25	0:00-18:00	6:00-22:00	D/N/C

*barbara*), debido a sus hábitos arborícolas. Las tres especies mencionadas podrían estar frecuentando los petenes en búsqueda de alimento, debido a que dichas islas de vegetación proveen una diversidad de árboles como zapote (*Manilkara zapota*), anona (*Annona glabra*) y ficus (*Ficus* spp.), entre otros. En época de fructificación podrían proveer de alimento a estas especies, entre otras que, a pesar de ser carnívoras basan una parte de su dieta en el consumo de frutos (Kays 1999; Navas-Vargas *et al.* 2012; Soley 2012).

El ensamblaje de mamíferos terrestres de talla mediana y grande registrado en este estudio abarca una cantidad considerable de especies que habitan también en la selva subcaducifolia (Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2012). Asimismo, hay una alta diversidad comparada con cafetales y selvas medianas de las cañadas de la Selva Lacandona en Chiapas, donde solamente se registraron 12 especies de mamíferos medianos y grandes (Cruz-Lara *et al.* 2004). Sin embargo, algunas especies comunes en esos hábitats, como el jaguar (*Panthera onca*), el coyote (*Canis latrans*) y el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*), no fueron detectadas en nuestro estudio. En cuanto al coyote, es conocido que ha expandido su distribución a áreas tropicales de México y Centroamérica, siendo una especie que hace uso de áreas abiertas para localizar a sus presas (Young 1951; Hidalgo-Mihart *et al.* 2006). Por su parte, el pecarí de labios blancos tiene requerimientos de espacio muy grandes (más de 100 km<sup>2</sup> por grupo para Campeche; Reyna-Hurtado *et al.* 2009). Por ello, es probable que el área cubierta por los petenes sea insuficiente para esta especie. Debido a lo anterior, ambas especies pueden no estar usando alguno de estos tipos de hábitat. No obstante, es bien conocida la plasticidad del jaguar para emplear diversos tipos de hábitat. Tal es el caso de los registros de la especie en los marismas del estado de Nayarit (Rodrigo Núñez, Comm. pers. 2014). Por lo anterior, no se descarta su presencia en el hábitat de petenes.

Otra posibilidad que no se descarta es que estas tres especies vivan en abundancias relativas muy bajas y para detectarlas sea necesario un muestreo mucho mayor que el presente.

*Abundancia relativa.* El tejón (*N. narica*), el sereque (*D. punctata*) y el tepezcuintle (*C. paca*) fueron las especies que registraron la mayor abundancia en la zona. Por lo tanto, su presencia en los petenes puede estar influida por la disponibilidad de alimento (*Manilkara zapota*, *Metopium brownei*, *Annona glabra* y *Ficus* sp.), por la elevada humedad y por lo intrincado de la vegetación. Lo anterior concuerda con lo mencionado por Lira-Torres y Briones-Salas (2012). Asimismo, distintos estudios indican que estas especies son muy comunes en los bosques tropicales de México (Faller-Menéndez *et al.* 2005; Alfaro-Espinosa *et al.* 2006; Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2012), así como en Brasil (Norris *et al.* 2012) y Ecuador (Zapata-Ríos *et al.* 2002). Probablemente dominan en estos bosques debido a su adaptabilidad o plasticidad de hábitos alimentarios (Pérez-Irineo y Moreno-Santos 2012).

Los carnívoros presentan una elevada riqueza y abundancia en los petenes. Se registraron seis especies. Entre ellas, destaca la presencia de félidos que se encuentran en protección en el ámbito nacional (NOM-059; SEMARNAT 2010), como el ocelote (*L. pardalis*) y el margay (*L. wiedii*). La presencia de carnívoros como los félidos podría estar ligada a la elevada abundancia de presas, como los marsupiales y roedores (Konecny 1989), grupos bien representados durante el muestreo (marsupiales: *Didelphis marsupialis*, *Philander opossum* y *Marmosa* sp.; roedores: *C. paca*, *Dasyprocta punctata* y *S. deppei*).

El único primate registrado para este tipo de hábitat fue el mono araña (*Ateles geoffroyi*), especie poco común de observar en la zona, de acuerdo con los comentarios de los pobladores. Se lograron dos registros en el presente estudio: el primero, un registro visual en la REEP correspondiente a una hembra con su cría (el dato no fue usado para analizar la abundancia), el segundo, en la RED, correspondiente a una fotocaptura de un ejemplar en el suelo del bosque. La observación de primates en el suelo normalmente indica una alteración en el hábitat, principalmente debido a la

fragmentación, que hace que éstos bajen al suelo para desplazarse a otros fragmentos a fin de alimentarse (Pozo-Montuy y Serio-Silva 2006). Dichos desplazamientos aumentan las probabilidades de que sean atacados por perros, coyotes, o que contraigan enfermedades de otros animales silvestres o domésticos (Gilbert 1994; Stoner 1996; Santa-Cruz *et al.* 2000). Este riesgo inminente puede ocasionar su desaparición y, por lo tanto, es de prioridad implementar estudios sobre el efecto de la fragmentación y monitoreo para la conservación de sus poblaciones en la costa norte de la Península.

En cuanto a la abundancia estacional, no hubo variaciones, debido a que *N. narica*, *D. punctata* y *C. paca* fueron las especies más abundantes en ambas temporadas, y concuerdan con lo obtenido por Lira-Torres y Briones-Salas (2012), quienes indican que *C. paca* y *D. mexicana*, a pesar de ser especies solitarias son también las más abundantes en los bosques tropicales. Respecto de *N. narica*, su abundancia relativa posiblemente se relaciona con que sea una especie gregaria que forma grupos numerosos (Valenzuela 2005b). No obstante, en la temporada de secas se registró la presencia de *C. semistriatus*, *Marmosa* spp. y *Ateles geoffroyi*, especies que no fueron registradas en la temporada de lluvias. Lo anterior podría deberse a que muchas especies tienden a incrementar sus áreas de actividad en búsqueda de alimento durante la época seca (Reyna-Hurtado *et al.* 2009).

*Patrones de Actividad.* El presente estudio registró que *N. narica*, *P. lotor* y *O. virginianus* tienen un patrón de actividad Diurno/Nocturno/Crepuscular, mientras que *D. punctata* y *P. tajacu* tuvieron un patrón Crepuscular/Diurno y que *P. opossum*, *C. paca* y *L. pardalis* mostraron un patrón Crepuscular/Nocturno. Por su parte, *D. marsupialis* y *Dasybus novemcinctus* solo fueron registrados en la noche. Van Schaik y Griffiths (1996) mencionan que el tamaño corporal de las especies se relaciona con el patrón de actividad de cada una de ellas, de manera que aquellas con peso mayor a 10 kg forrajean más tiempo a causa de sus requerimientos energéticos. Por lo tanto, deberían ser especies activas las 24 h. Por el contrario, aquellas especies con peso menor a 10 kg deben ser nocturnas, debido a que se evaden de los depredadores. Sin embargo, algunos estudios (Monroy-Vilchis *et al.* 2011; Lira-Torres y Briones-Salas 2012), incluido el presente, contradicen esta afirmación, pues si bien especies de talla grande como *O. virginianus* fueron activas durante las 24 h, también se registraron especies con peso menor a 10 kg activas durante todo el día. Tal es el caso de *N. narica* y *P. lotor*. En consecuencia, es probable que existan factores externos (temperatura, humedad, disponibilidad de recursos, sexo, edad, estatus reproductivo, baja abundancia de depredadores etc.) que estén influyendo sobre el patrón de actividad de cada especie (Monroy-Vilchis *et al.* 2011; Valenzuela 2005).

Los dos felinos registrados (*L. pardalis* y *L. wiedii*) tuvieron un patrón de actividad nocturno. En *L. pardalis* se observó un pico de actividad entre las 01:00 y 05:00 h, en cambio, *L. wiedii*, aunque con solo tres registros independientes, se mostró más activo entre las 20:00 y 01:00 h. Asimismo, las especies *P. opossum* y *C. paca* presentaron actividad durante la fase crepuscular-nocturna, con picos de actividad entre 21:00 y las 04:00 h. Lo anterior concuerda con otros estudios realizados con estas especies (Monroy-Vilchis *et al.* 2011). La coincidencia entre los patrones de actividad de las especies mencionadas podría indicar que la actividad de dichos felinos está influida por la presencia de sus presas (Cassia Bianchi *et al.* 2011).

La zorrilla gris (*Urocyon cinereoargenteus*) fue registrada en tres ocasiones. Mostró una actividad entre las 09:00 y 15:00 h, contrastante a lo encontrado por Reid (1997),

quien describe a la especie como de hábitos principalmente nocturnos; sin embargo, semejante a lo observado por Reyna-Hurtado (datos sin publicar) en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, donde las zorritas grises son muy activas a la hora de mayor calor. La aparente incongruencia puede deberse al pequeño número de fotocapturas, o bien a la influencia estacional ligada a la disponibilidad de recursos alimentarios, tal como lo indican González *et al.* (1992).

Por otra parte, especies como *Pecari tajacu* y *Dasyprocta punctata* registraron un patrón de actividad crepuscular-diurno, de acuerdo con lo reportado en otras partes de México y Sudamérica (Emmons y Feer 1990; Tobler *et al.* 2009; Lira-Torres y Briones-Salas 2012). *Ateles geoffroyi* y *C. semistriatus* fueron registrados una sola vez. No obstante, las tendencias observadas indican que se trata de especies de hábitos diurnos y nocturnos, respectivamente, tal como lo indica Reid (1997).

*Implicación para la conservación de los mamíferos en petenes.* Este es el primer estudio realizado en México donde se registran los mamíferos medianos y grandes con ocurrencia en las comunidades vegetales conocidas como petenes. A pesar de ser un hábitat raramente estudiado, su buen estado de conservación y difícil acceso ha dado como resultado que el número de mamíferos medianos y grandes que se asocian a éste sea diverso. Con la información obtenida sobre su abundancia y patrones de actividad, se podrán delinear estrategias para su conservación, así como para el mantenimiento de estos hábitats tan diversos y poco estudiados en México.

A pesar de que el estudio se realizó en áreas protegidas, se observó la presencia de cazadores en el área, lo que implica un aprovechamiento de la fauna. En un estudio paralelo, se registraron las principales especies, de las cuales se extrae la mayor biomasa para consumo local en las comunidades adyacentes a las ANP (Reyna-Hurtado *et al.* 2013). Entre las especies más buscadas por los pobladores en los petenes, se encuentran el tejón, el sereque y tepezcuintle, también registradas en el presente estudio. La cacería de subsistencia está permitida para los campesinos con la finalidad de que obtengan la proteína animal que requieren (Naranjo *et al.* 2004). Sin embargo, esta cacería no se encuentra regulada por ninguna dependencia. Es fundamental la realización de una evaluación del estado de conservación de las especies con mayor aprovechamiento por las comunidades, con la finalidad de estimar tasas de extracción adecuadas para así asegurar la permanencia de las especies a largo plazo (Lira-Torres *et al.* 2012).

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dirección de la Reserva de la Biosfera Los Petenes (Campeche), en especial a C. Romero y L. Sosa, por otorgar los permisos para acceder a la reserva, así como a la Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (SEDUMA; Yucatán), en especial a E. Batllori y L. Méndez, por permitirnos acceder a las Reservas Estatales El Palmar, y Dzilam. A G. Hernández, J. y B. Campos, por su asistencia en campo; al proyecto "Conservación de poblaciones de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en áreas protegidas", apoyado por el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) de la CONANP, también a R. Manríquez, P. Oropeza y E. Rendón por su amabilidad y responsabilidad en la Conservación de la Biodiversidad Mexicana; A J. Cú, T. Chi y a dos revisores anónimos, por las sugerencias a este manuscrito; por ultimo, al Colegio de la Frontera Sur, por el apoyo logístico.

## Literatura citada

- ACOSTA-LUGO, E., D. ALONZO-PARRA, M. ANDRADE-HERNÁNDEZ, D. CASTILLO-TZAB, J. CHABLÉ-SANTOS, R. DURÁN, C. ESPADAS-MANRIQUE, I. FERNÁNDEZ-STOHAZLOVA, J. FRAGA, E. GALICIA, J. A. GONZÁLEZ-ITURBE, J. HERRERA-SILVEIRA, J. SOSA-ESCALANTE, G. J. VILLALOBOS-ZAPATA, Y F. TUN-DZUL.** 2010. Plan de Conservación de la Eco-región Petenes-Celestún-Palmar. Universidad Autónoma de Campeche. Pronatura Península de Yucatán A. C. Mérida, México.
- ACOSTA-LUGO, E., D. ALONZO-PARRA, M. ANDRADE-HERNÁNDEZ, D. CASTILLO-TZAB, J. CHABLÉ-SANTOS, R. DURÁN, C. ESPADAS-MANRIQUE, I. FERNÁNDEZ-STOHAZLOVA, J. FRAGA, E. GALICIA, J. A. GONZÁLEZ-ITURBE, J. HERRERA-SILVEIRA, J. SOSA-ESCALANTE, G. J. VILLALOBOS-ZAPATA, Y F. TUN-DZUL.** 2010b. Caracterización de la eco-región Petenes-Celestún-Palmar. Pp. 33-48 en Plan de Conservación de la Eco-región Petenes-Celestún-Palmar (Acosta-Lugo, E., D. Alonzo-Parra, M. Andrade-Hernández, D. Castillo-Tzab, J. Chablé-Santos, R. Durán, C. Espadas-Manrique, I. Fernández-Stohanzlova, J. Fraga, E. Galicia, J. A. González-Iturbe, J. Herrera-Silveira, J. Sosa-Escalante, G. J. Villalobos-Zapata, y F. Tun-Dzul, eds.). Universidad Autónoma de Campeche y Pronatura Península de Yucatán A. C. Mérida, México.
- AGUILAR C., E. MARTÍNEZ, Y L. ARRIAGA.** 2000. Deforestación y Fragmentación de Ecosistemas: Qué tan grave es el problema en México. *Biodiversitas* 30:7-11.
- ALFARO-ESPINOSA, A. M., J. L. GARCÍA-GARCÍA, Y A. SANTOS-MORENO.** 2006. Mamíferos de los municipios Santiago Jocotepec y Ayotzintepec, Chinantla Baja, Oaxaca. *Naturaleza y Desarrollo* 4:19-23.
- BARRERA, A.** 1982. Los petenes del noroeste de Campeche. Su exploración ecológica en perspectiva. *Biótica* 7:163-169.
- CASSIA BIANCHI, R., A. ROSA, A. GATTI, Y S. MENDES.** 2011. Diet of Margay, *Leopardus wiedii* and Jaguarundi, *Puma yagouaroundi* (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. *Zoología* 28:127-132.
- CHABLÉ-SANTOS, J. B.** 2009. Composición y distribución de la avifauna de la Reserva Estatal El Palmar, Yucatán, México. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de Los Garza, México.
- CHÁVEZ, C., A DE LA TORRE, H. BÁRCENAS, R. A. MEDELLÍN, H. ZARZA, Y G. CEBALLOS (EDS.).** 2013. Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso, 1era edición. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- CONANP.** 2002. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Ría Celestún, México. Mérida, México.
- CONANP.** 2006. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Los Petenes, México. Campeche, México.
- CRUZ-LARA, L., C. LORENZO, L. SOTO, E. NARANJO, Y N. RAMÍREZ.** 2004. Diversidad de Mamíferos en Cafetales y Selva mediana de las cañadas de la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 20:63-81.
- DURÁN, R., F. TUN., C. ESPADAS, Y J. GONZÁLEZ-ITURBE.** 2010. Vegetación y flora de la ecorregión húmedales los Petenes-Celestún-El Palmar. Pp. 67-77 en Plan de Conservación de la Eco-región Petenes-Celestún-Palmar (Acosta-Lugo, E., D. Alonzo-Parra, M. Andrade-Hernández, D. Castillo-Tzab, J. Chablé-Santos, R. Durán, C. Espadas-Manrique, I. Fernández-Stohanzlova, J. Fraga, E. Galicia, J. A. González-Iturbe, J. Herrera-Silveira, J. Sosa-Escalante, G. J. Villalobos-Zapata, y F. Tun-Dzul, eds.). Universidad Autónoma de Campeche y Pronatura Península de Yucatán A. C. Mérida, México.

- EMMONS, L., Y F. FEER.** 1990. Neotropical Rainforest Mammals. A Field Guide. Chicago, EE. UU.
- FALLER-MENÉNDEZ, J. K., T. URQUIZA-HAAS, C. CHÁVEZ, S. JOHNSON, Y G. CEBALLOS.** 2005. Registro de Mamíferos en la Reserva Privada El Zapotal, en el Noroeste de la Península de Yucatán. *Revista Mexicana de Mastozoología* 9:128-140.
- GARCÍA, E.** 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climatológica de Köopen adaptada para la República Mexicana. Instituto de Geografía. Ciudad de México, México.
- GILBERT, K.** 1994. Parasitic Infetion in Red Howling Monkeys in Forest Fragments. *Neotropical Primates* 2:10-12.
- GONZÁLEZ, G., V. SÁNCHEZ, L. ÍÑIGUEZ, E. SANTANA, Y T. FULLER.** 1992. Patrones de actividad de coyote (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el tlacuache (*Didelphis virginiana*) en la Sierra de Manantlán, Jalisco. *Anales del Instituto Biología Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoológica* 63:293-299.
- HERNÁNDEZ-PÉREZ, E., M. A. MARTÍNEZ-MORALES, A. TOBÓN-SAMPEDRO, G. PINILLA-BUITRAGO, M. SANVICENTE LÓPEZ, Y R. REYNA-HURTADO.** 2014. Registros Notables que Amplían la Distribución Conocida de dos Especies de Crácidos (Aves: Galliformes) en la Península de Yucatán, México. *Ornitología Neotropical* 25:291–301.
- HERNÁNDEZ-BETANCOURT, S., V. SÁNCHEZ-CORDERO, J. SOSA-ESCALANTE, Y A. SEGOVIA.** 1996. Lista anotada de los mamíferos terrestre de la Reserva de Dzilam, Yucatán, México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- HIDALGO-MIHART, M. G., L. CANTÚ-SALAZAR, C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ, P. G. MARTÍNEZ-GUTIÉRREZ, E. C. FERNÁNDEZ, Y A. LÓPEZ-GONZÁLEZ.** 2006. Coyote habitat use in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Wildlife Management* 70:216-221.
- HIDALGO-MIHART, M. G., Y F. CONTRERAS-MORENO.** 2012. Registro de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en la región de la Laguna de Términos, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:868-871.
- HIDALGO-MIHART, M. G., F. CONTRERAS-MORENO, Y L. A. PÉREZ-SOLANO.** 2012. Registros de zopilote rey (*Sarcoramphus papa*) en el área de Laguna de Términos, Campeche, México. *Huitzil* 13:151-155.
- KAYS, R.** 1999. Food preferences of Kinkajous (*Potos flavus*): a frugivorous carnivore. *Journal of Mammalogy* 80:589–599.
- KIRKPATRICK, M., Y P. JARNE.** 2000. The effect of bottleneck on inbreeding depression and the genetic load. *American Naturalist* 155:154-167.
- KONECNY, M. J.** 1989. Movement Patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. Pp. 243-264 en *Advances in Neotropical Mammology* (Redford, K. H., y J. F. Eisenberg, eds.). Sandhill Crane. Gainesville, EE. UU.
- LAURANCE, W. F. L., Y E. YENSEN.** 1991. Predicting impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55:77-92.
- LEÓN, P., Y S. MONTIEL.** 2006. Fenología Reproductiva de *Dermanura phaeotis* Miller y *Artibeus intermedius* Allen (Chiroptera: Phyllostomidae) en Petenes del Noroeste de la Península de Yucatán. *Universidad y Ciencia: Trópico Húmedo* 22:95-99.
- LIRA-TORRES, I., C. GALINDO-LEAL, Y M. BRIONES-SALAS.** 2012. Mamíferos de la Selva Zoque, México: riqueza, uso y conservación. *Biología Tropical* 60:781-797.
- LIRA-TORRES, I., Y M. BRIONES-SALAS.** 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28:566-585.

- MEDELLÍN, R., D. AZUARA, L. MAFFEI, H. ZARZA, H. BÁRCENAS, E. CRUZ, R. LEGARIA, I. LIRA, G. RAMOS-FERNÁNDEZ, Y S. ÁVILA.** 2006. Censos y Monitoreo. Pp. 25-35 en *El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo* (Chávez, C., y G. Ceballos, eds.). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, Alianza WWF, Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MONROY-VILCHIS, O., M. ZARCO-GONZÁLEZ, C. RODRÍGUEZ-SOTO, L. SORIA-DÍAZ, Y V. URIOS.** 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México. *Biología Tropical* 59:373-383.
- 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.
- NARANJO, E. J., J. E. BOLAÑOS, M. M. GUERRA, Y R. E. BODMER.** 2004. Hunting sustainability of ungulate populations in the Lacandon Forest, Mexico. Pp. 324-343 en *People in nature: wildlife conservation in South and Central America* (Silvius, K. M., R. E. Bodmer, y J. M. V. Fragoso, eds.). Columbia University. Nueva York, EE. UU.
- NAVAS-VARGAS, V., J. D. TEJERO, Y C. CHÁVEZ.** 2012. Hábitos alimentarios del cacomixtle *Bassaricus astutus* (Carnivora: Procyonidae) en un matorral xerófilo de Hidalgo, México. *Anales del Instituto Biología Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoológica* 70:51-63.
- NORRIS, D., J. F. MOREIRA-RAMÍREZ, C. ZACCHI, Y M. GALETTI.** 2012. A survey of mid and large bodied mammals in Núcleo Caraguatatuba, Serra do Mar State Park, Brazil. *Biota Neotropical* 12:127-133.
- Noss, R. F.** 1994. Some principles of conservation biology, as they apply to environmental law. *Chicago-Kent Law Review* 69:893-902.
- OAK HAMMOCK MARSH.** 2012. List of Mammals. Disponible en: <http://www.oakhammockmarsh.ca/assets/2014/12/mammals.pdf> (Consultado el 13 de marzo del 2015).
- PÉREZ-IRINEO, G., Y A. SANTOS-MORENO.** 2012. Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noroeste de Oaxaca, México. *Revista de Biodiversidad* 83:104-109.
- POZO-MONTUY, G., Y J. C. SERIO-SILVA.** 2006. Comportamiento alimentario de Monos Aulladores negros (*Alouatta pigra* Lawrence, Cebidae) en hábitat fragmentado en Balancán, Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 22:53-66.
- REID, F. A.** 1997. *A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico*. Oxford University. Nueva York, EEUU.
- REYNA-HURTADO, R., E. ROJAS-FLORES, Y G. W. TANNER.** 2009. Home range and hábitat preferences of White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90:1199–1209.
- REYNA-HURTADO, R., E. NARANJO, G. CASTILLO, M. HIDALGO, M. SANVICENTE, E. HERNÁNDEZ-PÉREZ, Y P. RAMÍREZ-BARAJAS.** 2013. Conservación de poblaciones de pecaríes labios blancos en áreas naturales protegidas. Informe Final. Programa de Recuperación de Especies en Riesgo, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Ciudad de México, México.
- RICO-GRAY, V.** 1982. Estudio de la vegetación de la zona costera inundable del noroeste del estado de Campeche, México. *Los Petenes. Biótica* 7:171-190.
- SANTA-CRUZ, A., J. BORDA, E. PATIÑO, L. GÓMEZ, Y G. ZUNINO.** 2000. Habitat Fragments and Parasitism in Howler Monkeys (*Alouatta caraya*). *Neotropical Primates* 8:146-148.
- SEDUMA.** 2006. Programa de Manejo de la Reserva Estatal de Dzilam, México. Mérida, México.
- SEMARNAT.** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental de especies nativas de flora y fauna silvestres-de México. Lista de Especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México, México.

- SOLEY, F.** 2012. Notes on the flexibility of foraging behaviour in Tayras *Eira barbara*. *Small Carnivore Conservation* 46:33-35.
- SOSA-ESCALANTE, J.** 1994. Mamíferos silvestres de la Reserva de Dzilam, Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, México.
- STONER, K.** 1996. Prevalence and Intensity of Intestinal Parasites in Mantled Howling Monkeys (*Alouatta palliata*) in Northeastern Costa Rica: Implication for Conservation Biology. *Conservation Biology* 10:539-546.
- TILMAN, D., R. M. MAY, C. L. LEHMAN, Y M. A. NOWAK.** 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, Y G. POWELL.** 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in South-Eastern Peru. *Tropical Ecology* 25:261-270.
- TREJO-TORRES, J. C., R. DURÁN, Y I. OLMSTED.** 1993. Manglares de la Península de Yucatán. Pp. 660-672 en *Biodiversidad Marina y Costera de México* (Salazar-Vallejo S., y N. E. González, eds.). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad-CIQRO. Ciudad de México, México.
- TUN-DZUL, F., J. TREJO, Y R. DURÁN.** 2006. Los Petenes. Disponible en: [http://www.seduma.yucatan.gob.mx/biodiversidad-yucatan/03Parte2/Capitulo3/01Comunidades\\_terrestres/06Petenes.pdf](http://www.seduma.yucatan.gob.mx/biodiversidad-yucatan/03Parte2/Capitulo3/01Comunidades_terrestres/06Petenes.pdf) (Consultado el 13 de abril del 2015).
- VALENZUELA, D.** 2005. Mapache. Pp. 415-417 en *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Fondo de Cultura Económica y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- VALENZUELA, D.** 2005b. Tejón, Coatí. *Nasua narica* (Linnaeus, 1766). Pp. 411-413 en *Los Mamíferos Silvestres de México* (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Fondo de Cultura Económica y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- VAN SCHAİK, C. P., Y M. GRIFFITHS.** 1996. Activity Periods of Indonesian Rain Forest Mammals. *Biotropica* 28:105-112.
- VINCE, S.W., S. R. HUMPHREY, Y R.W. SIMONS.** 1989. The Ecology of hydric hammocks: a community profile. U. S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 85:7-26.
- YOUNG, S. P.** 1951. Part 1, Its history, life habits, economic status and control. Pp. 1-226 en *The clever coyote* (Young, S. P., y H. H. T. Jackson, eds.). Wildlife Management Institute. Washington EE. UU.
- ZAPATA-RÍOS, G., E. ARAGUILLIN, Y J. P. JORGENSON.** 2002. Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la cordillera del Kutukú, Amazonia ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical* 13:227-238.

*Summited: April 18, 2015*

*Review: June 2, 2015*

*Accepted: September 4, 2015*

*Associated editor: Sergio Solari*



Potential distribution of the Central American tapir  
in the Yucatán peninsula

# Distribución potencial del tapir centroamericano en la península de Yucatán

Natalia Carrillo<sup>1\*</sup>, Holger Weissenberger<sup>2</sup> y Rafael Reyna-Hurtado<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural, Manejo y Conservación de los Recursos Naturales, El Colegio de la Frontera Sur. Ave. Centenario Km 5.5 Carretera Calderitas, Chetumal 77900. Quintana Roo, México. E mail: ncarrillo@ecosur.edu.mx (NC).

<sup>2</sup> Dirección Académica, Laboratorio de Análisis de Información Geográfica y Estadística, El Colegio de La Frontera Sur. Ave. Centenario Km 5.5 Carretera Calderitas, Chetumal 77900. Quintana Roo, México. E mail: holgerweissen@ecosur.mx (HW).

<sup>3</sup> Ecología para la Conservación de la Fauna Silvestre, Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur. Av. Rancho Polígono 2A, Parque Industrial, Lerma, Campeche 24500, México. Email: rreyna@ecosur.mx (RRH).

\* Autor de correspondencia

**Introduction:** The habitat is used differentially by different species, depending on their feeding and breeding habits, space requirements and tolerance to areas with lower quality conditions. The way we understand the requirements for each species and individual will be different according to the spatial scale of habitat being studied, therefore habitat selection must be analyzed at different spatial scales. In a wide scale (biogeographic) the establishments of a species are mainly influenced by types of climate, vegetation and altitude. At a local scale (*i. e.* in a 10 km<sup>2</sup> patch) the variables that influence the presence of the species could be food availability, predation risk and competition. Knowing the spatial distribution of an organism at regional and biogeographic scales and the factors that influence them, will allow to propose conservation areas targeted for a species or population, since its geographic variation allows us to identify areas with higher value for ecological conservation. The aim of this study was to evaluate the potential distribution of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Yucatan peninsula, México and determine the climatic variables that influence such distribution.

**Methods:** We performed a species distribution modeling approach using a Maximum Entropy analysis (Maxent; Phillips *et al.* 2006) that use environmental variables to predict the potential distribution of an organism in a given geographic area given presence records. To obtain the tapir occurrence records a search was performed on academic and governmental information sources (Appendix I). Only data obtained in the Yucatan peninsula over the past 10 years were selected. For the model generation we used the bio-climatic variables obtained from WorldClim, which provides global climate layers with information derived from monthly values of temperature and precipitation.

**Results:** According to the influence of climate variables, the tapirs in the Yucatan peninsula occur in places with high rainfall and when the temperatures are not high (Figure 3). The answer to these variables confirms the need for this mammal to inhabit areas where sufficient water is ensured for his maintenance. Additionally, potential distribution areas were identified where studies are required to confirm the presence of the species and the possibility to integrate them into conservation plans.

**Discussion and conclusions:** The potential distribution model suggests areas where tapirs can be distributed but there are no presence records and where records are only for sightings, as is the central part of the state of Campeche, close to forests of the Biosphere Reserve of Sian Ka'an, and the coastal strip Majahual-Xcalak and around Lake Bacalar in the state of Quintana Roo. Studies on these sites are recommended to check for the presences of tapirs. The potential distribution model is a useful tool to propose conservation and management plans in areas that do not have any protection, and to know the climate variables suitable for the distribution of the species that may be applicable at the time of proposing biological corridors. It is also important to be aware of change in land use in areas where yet the tapir is distributed to carry out management plans and conservation of these areas.

**Key words:** connectivity; land change use; natural protected area; potential distribution.

**Introducción:** El hábitat es usado de forma diferente por distintas especies, dependiendo de su alimentación, hábitos reproductivos, requerimientos de espacio y tolerancia a áreas con condiciones de menor calidad. La forma en que entendemos los requerimientos de cada especie e individuo será diferente de acuerdo con la escala espacial del hábitat que se estudie; por lo tanto, la selección de hábitat debe ser analizada a diferentes escalas espaciales. A una escala amplia (biogeográfica), el establecimiento de una especie se verá influido por los tipos de clima, vegetación y altitud. A una escala local (*i. e.* en un parche 10 km<sup>2</sup>), las variables que influyen sobre la presencia de las especies pueden ser la disponibilidad de alimento, el riesgo de depredación y la competencia. Conocer la distribución espacial de un organismo a escalas regionales y biogeográficas, así como los factores que influyen sobre ésta, resulta de gran utilidad para proponer áreas de conservación enfocadas en una especie o población, ya que su variación geográfica nos permite señalar las áreas con mayor valor ecológico para su conservación. El objetivo de este estudio fue evaluar la distribución potencial del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en la península de Yucatán, y determinar las variables climáticas que influyen en dicha distribución.

**Métodos:** Para ello, se desarrolló un modelo de distribución de especies utilizando el análisis de Máxima Entropía (Maxent; Phillips *et al.* 2006) que usa variables ambientales para predecir la distribución de un organismo en un área geográfica dada con base en los registros de presencia de la especie. Para obtener los registros de tapir, se buscaron datos de presencia en diferentes fuentes de información, tanto académicas como gubernamentales (Apéndice I). Únicamente se seleccionaron los datos obtenidos en la península de Yucatán durante los últimos 10 años. En cuanto a la parte climática, se utilizaron las variables bioclimáticas obtenidas de WorldClim, las cuales proporcionan capas con información climática global derivadas de valores de temperatura y precipitación mensuales.

**Resultados:** De acuerdo con la influencia de las variables climáticas, la mayor probabilidad de encontrar tapires en la península de Yucatán se da en lugares donde llueve mucho y las temperaturas no son muy altas (Figura 3). La respuesta a dichas variables confirma la necesidad de este mamífero de habitar en zonas donde se asegure una cantidad suficiente de agua para sobrevivir. Adicionalmente, se identifican zonas de distribución potencial por las características climáticas idóneas en las que el tapir puede distribuirse. Sin embargo, se requieren estudios para descartar o confirmar la presencia de la especie y contemplar la posibilidad de integrar estas zonas a planes de conservación, como áreas donde los registros correspondan únicamente a avistamientos y atropellamientos, y donde el modelo confirme una fuerte probabilidad de presencia de tapires.

**Discusión y conclusiones:** El modelado de distribución potencial de las especies es una herramienta útil para proponer planes de conservación y manejo en zonas que aún no cuentan con algún nivel de protección. Ejemplos de lo anterior son la parte central del estado de Campeche, los bosques cercanos a la Reserva de la Biosfera de Sian Kaan y la franja costera Majahual-Xcalak, así como los alrededores de la laguna de Bacalar, en el estado de Quintana Roo. Conocer las variables climáticas aptas para la distribución de la especie puede ser de gran utilidad en el momento de proponer corredores biológicos. Asimismo, es importante conocer el cambio de uso de suelo en las áreas donde aún se distribuye el tapir, a fin de llevar a cabo planes de manejo y conservación de estas zonas.

**Palabras clave:** área natural protegida; cambio de uso de suelo; conectividad; distribución potencial.

## Introducción

La extensión y resolución espacial y temporal de un estudio pueden afectar nuestra forma de observar los fenómenos en un sistema y las inferencias que se extraen de ellos (López de Casenave *et al.* 2007). La importancia de la escala radica en que cada proceso ecológico ocurre a escalas espaciales y temporales muy diferentes (Levin 1992; Turner *et al.* 2001). Los patrones de distribución de los organismos suceden en respuesta a las variaciones físicas del ambiente; por ejemplo, en hábitats terrestres, estos patrones son determinados por el clima, los tipos de suelo y la fisiología del animal (Brown y Lomolino 1998). La selección de hábitat, por lo tanto, debe ser analizada a diferentes escalas espaciales, ya que la forma en que entendemos los requerimientos de cada especie e individuo será diferente de acuerdo con la escala espacial que se estudie (Saab 1999; Goulart *et al.* 2009; Chavez 2010). A una escala amplia (biogeográfica), el establecimiento de una especie se verá influido principalmente por los tipos de clima, vegetación y altitud, entre otros factores. A una escala local (*i. e.* en un parche de 10 km<sup>2</sup>), las variables que influyan pueden ser la disponibilidad de alimento, el riesgo de depredación y las interacciones competitivas (Pedlar *et al.* 1997; Pérez-Solano 2011).

Es fundamental, entonces, conocer cuáles son los requerimientos ambientales, biológicos y ecológicos de los organismos, y a qué escala ocurren para así interpretar cómo reaccionan a los

cambios ambientales y a la reducción de los ambientes naturales, en particular, las especies en peligro de extinción. Lo anterior nos permitirá conocer mejor el hábitat al que se encuentran asociadas dichas especies y así desarrollar estrategias de manejo y conservación (Foerster y Vaughn 2002; Hernández *et al.* 2006; de Villa Meza 2006; Goulart *et al.* 2009).

En el ámbito global, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza considera al tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en peligro de extinción (UICN 2013; Castellanos *et al.* 2008). En México, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales lo considera también en peligro de extinción, así como especie prioritaria de conservación (NOM-059-SEMARNAT-2010). Es el mamífero terrestre más grande del neotrópico, una de las cuatro especies que conforman la familia Tapiridae y una de las tres que se encuentran en el continente americano (Tobler 2006; Mendoza y Carbajal 2011). Su distribución geográfica incluye el área comprendida desde el sureste de México hasta el norte de Colombia (Reid 1997; Lawton 2000; Kappelle y Brown 2001; Naranjo 2002). Sin embargo, en los últimos 30 años, las poblaciones de tapir Centroamericano se han reducido en 50% en toda su área de distribución (Castellanos *et al.* 2008). En México, su distribución actual abarca solamente alrededor de 45 % de lo que era su distribución histórica (Nolasco *et al.* 2007). Dicha reducción en las poblaciones se debe principalmente a la deforestación y a la fragmentación de su hábitat, a la cacería y a las muertes producidas en encuentros incidentales con humanos (Robinson y Redford 1994; Naranjo 2009).

El sureste del país constituye una región crítica para conservar el tapir centroamericano, en virtud de la extensión de hábitats adecuados (selvas y humedales) que aún mantiene, así como del tamaño de las poblaciones que concentra: según estimaciones, cerca de 50 % del total de la población global (Naranjo 2009; Mendoza y Carbajal 2011). Si bien existe consenso en cuanto al papel crítico que desempeñan las grandes reservas del sureste del país (Montes Azules, La Sepultura, El Triunfo, Sian Ka'an y Calakmul), los estudios, en su mayoría, se han llevado a cabo en las áreas naturales protegidas del estado de Chiapas. Existe muy poca información sobre la importancia de las reservas en la península de Yucatán; tampoco se han tomado en cuenta los grandes parches de hábitat conservado que todavía permanecen sin protección, ni los ejidos con ampliaciones forestales para mantener las poblaciones de esta especie (Mendoza y Carbajal 2011).

Esta investigación tuvo como objetivo evaluar la distribución potencial del tapir centroamericano en la península de Yucatán, en el sur de México. Se basa en el modelado de distribución de especies y utiliza un análisis de Máxima Entropía (Maxent; Phillips *et al.* 2006). Fueron identificadas áreas importantes para la especie y su conservación, así como las variables ambientales relevantes que influyen en su distribución a una escala biogeográfica.

## Materiales y métodos

**Área de estudio.** La península de Yucatán cubre un territorio de 138,000 km<sup>2</sup> (CRUPY 2007) y está integrada por los estados mexicanos de Yucatán, Quintana Roo y Campeche. No obstante, estudios geofísicos de Lugo-Hubp y colaboradores (1992) indican que junto a Belice y el Petén, en Guatemala, se conforma una gran cuenca. La península presenta un gradiente de humedad del noroeste hacia el sureste (Gunn y Adams 1981; Folan *et al.* 1983) con precipitaciones que varían de 600 mm en el norte a 1,400 mm en el sur. En la península hay una temporada de lluvias, principalmente entre junio y octubre, y una temporada de secas con mayor intensidad entre febrero y mayo (Vester *et al.* 2007; Guerra 2010). Uno de los rasgos más peculiares de la península es la ausencia de prominencias morfológicas de importancia, de tal forma que 90 % de su superficie se encuentra a menos de 200 metros de elevación (Kauffer y Villanueva 2011).

**Registros de presencia.** Para aplicar el modelo, se elaboró una base de datos con los registros georreferenciados de tapir centroamericano en la península de Yucatán durante los últimos 10

años (Apéndice II). A fin de obtener estos registros, se buscaron datos de la presencia del tapir; para ello, fueron consultadas las siguientes fuentes:

1) Literatura especializada y literatura gris (tesis y publicaciones en talleres o congresos) en los que se reporta a la especie. Se extrajeron bases de datos de diversas investigaciones publicadas y no publicadas que han trabajado con el tapir centroamericano en la región. Estas últimas fueron solicitadas y proporcionadas por los investigadores y estudiantes que las elaboraron.

2) Investigadores y personas especializadas en el tema y en la región, a quienes se les solicitó datos de registros individuales de tapir aún no publicados. En su mayoría, fueron datos de avistamientos y atropellamientos que poseen los investigadores y los pobladores, pero que no se han registrado en ninguna publicación ni trabajo científico. No hay planes a corto plazo para publicarlos.

3) Direcciones de áreas naturales protegidas en la península de Yucatán, a las que se les solicitó datos de avistamientos y rastros de tapir. Cabe mencionar la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, el parque natural Xcalak, el área de protección de flora y fauna Balam Ka'ax y el área de protección de flora y fauna Yum Balam, en Quintana Roo. Particularmente, en las reservas de Yucatán no hubo posibilidad de contactar direcciones ni se encontraron personas enteradas de registros confiables de tapir en la región. Tampoco se obtuvo conocimiento de registros o avistamientos en la reserva de los Petenes, en Campeche.

4) Colecciones científicas en la base de datos de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y en la colección de El Colegio de la Frontera Sur, unidad Chetumal.

*Información climática.* Como variables ambientales, se utilizó 11 capas bioclimáticas disponibles en WorldClim (Hijmans *et al.* 2005). Se seleccionaron estas variables (Tabla 1) por tener un mayor aporte en la generación del modelo de acuerdo con la ejecución, en repetidas ocasiones, del modelo con la aplicación de todas las variables ambientales disponibles (19 variables) y su posterior discriminación y selección (Phillips *et al.* 2006). Las variables bioclimáticas son derivadas de valores de temperatura y precipitación mensuales, con objeto de generar variables con mayor aplicación biológica. Dichas variables pueden presentarse como tendencias anuales (e. g. media de temperatura y precipitación anual), estacionales (e. g. rango anual de temperatura y precipitación), y factores ambientales limitantes o extremos (e. g. temperatura o precipitación del mes más frío o más cálido). Se trabajó en todas las variables a una resolución de pixel de 1 km<sup>2</sup>.

Con la finalidad de estimar cuáles son las variables más importantes en el modelo, se realizó un análisis de Jackknife, que crea un conjunto de modelos en los cuales excluye una variable en

Tabla 1. Capas climáticas utilizadas para elaborar el modelo de distribución potencial del tapir centroamericano en la península de Yucatán, México. Fueron ordenadas de acuerdo con el aporte en la generación del modelo.

Clave	Descripción de la variable
<b>Bio 13</b>	Precipitación del mes más lluvioso (mm)
<b>Bio 2</b>	Media del intervalo diario (media del mes (max-temp-min temp))
<b>Bio 8</b>	Temperatura media del trimestre más lluvioso (°C)
<b>Bio 19</b>	Precipitación del trimestre más frío (mm)
<b>Bio 15</b>	Coefficiente de variación de las precipitaciones estacionales
<b>Bio 9</b>	Temperatura media del trimestre más seco (°C)
<b>Bio 6</b>	Temperatura mínima del mes más frío (°C)
<b>Bio 11</b>	Temperatura media del trimestre más húmedo (°C)
<b>Bio 5</b>	Temperatura máxima del mes más caliente (°C)
<b>Bio 16</b>	Precipitación del trimestre más lluvioso (mm)
<b>Bio 12</b>	Precipitación anual (mm)

cada iteración y crea un modelo con las variables restantes; asimismo, crea un modelo usando cada variable sola, de manera aislada, y para tener un comparativo entre ambos modelos, se crea, adicionalmente, otro modelo con todas las variables juntas.

*Modelado de distribución potencial.* Para modelar la distribución potencial del tapir, se realizó un modelado de distribución de especies con el análisis de Máxima Entropía (Maxent; Phillips *et al.* 2006) y con base en los registros espaciales de presencia de la especie y de las variables ambientales limitadas al área de estudio. Este modelo proporciona conocimiento sobre los requerimientos ambientales de las especies y los factores que influyen en su adaptación al ambiente (e. g. el tipo de clima, la vegetación, la altura o el relieve). De esta manera, se logra inferir qué características del ambiente en un área determinada serán las más idóneas para la sobrevivencia del tapir (Phillips *et al.* 2006). Con el propósito de evaluar la ejecución del modelo, se eligió la opción “porcentaje de prueba al azar”, con la que se separa un porcentaje de datos para crear un modelo paralelo de validación. Para ello, se eligió 75 % de los datos como registros de entrenamiento (eliminados los datos duplicados) y 25 % como datos de evaluación seleccionados al azar. Maxent, además, proporciona la opción de aplicar el mismo modelo en múltiples ocasiones para promediar los resultados; en consecuencia, se realizaron 15 réplicas que aportaron información sobre la cantidad de variabilidad del modelo (Young *et al.* 2011). Maxent elabora un mapa en formato raster con valores de 0 a 1, que representa la probabilidad de encontrar las mejores condiciones para la especie (Young *et al.* 2011). Los valores umbrales de idoneidad se basan en una validación estadística que el modelo realiza por medio de una prueba binomial. En este caso, para conocer todas las posibilidades de distribución de los tapires, se eligió el “umbral mínimo logístico de presencia”.

Para probar el rendimiento del modelo y la capacidad discriminatoria, se utilizó la información de la curva ROC (Receiver Operating Characteristic) y el valor AUC de evaluación (Area Under the Curve). Un valor de AUC cercano a 0.5 indica que la ejecución del modelo no es mejor que el azar, mientras que valores cercanos a 1 indican un mejor desempeño del algoritmo (Phillips *et al.* 2006).

## Resultados

En total, se obtuvo 265 registros de tapir centroamericano para ejecutar el modelo (Apéndice II). Se obtuvo un valor de área bajo la curva (AUC) de 0.939 para los datos de entrenamiento, y 0.913 para los datos de validación. Lo anterior indica buen desempeño y capacidad discriminatoria del modelo. Las principales variables ambientales para predecir la presencia del tapir centroamericano son 1) La temperatura media del trimestre más lluvioso. 2) La precipitación del mes más lluvioso. 3) El intervalo de temperatura media diurna. 4) La temperatura media del trimestre más seco. 5) La precipitación del trimestre más lluvioso. 6) La temperatura mínima del mes más frío. Estas variables contribuyen en casi 89 % para predecir la presencia de la especie (Tabla 2).

De acuerdo con la prueba de Jackknife, al desarrollar un modelo con cada variable de manera aislada, la que contribuye con una mayor ganancia en la generación del modelo por sí sola es la temperatura media del trimestre más lluvioso. Las variables cinco (precipitación del mes más lluvioso) y cuatro (temperatura media del trimestre más seco) resultaron ser irremplazables, ya que al ser eliminadas del modelo contribuyen a que el mayor ajuste del modelo se pierda (Figura 1).

Tabla 2. Estimado de contribución de las variables ambientales para elaborar el modelo de distribución potencial del tapir centroamericano en la Península de Yucatán, México.

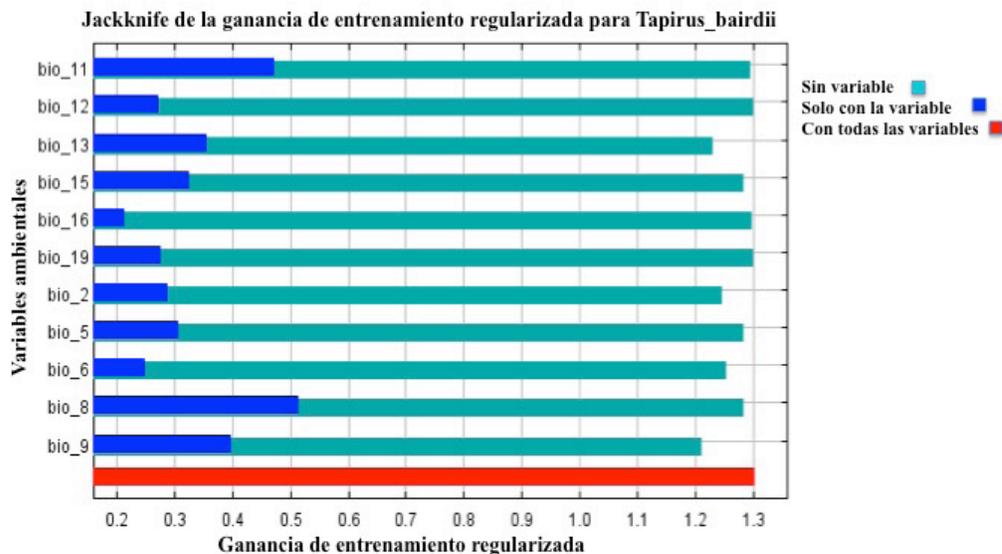
Variable	% de contribución
Temperatura media del trimestre más lluvioso (° C) (bio_8)	23.10%
Precipitación del mes más lluvioso (mm) (bio_13)	18.10%
Media del intervalo diurno (media del mes(max-temp-min temp)) (bio_2)	17.00%
Temperatura media del trimestre más seco (° C) (bio_9)	11.90%
Precipitación del trimestre más lluvioso (mm) (bio_16)	10.70%
Temperatura mínima del mes más frío (° C) (bio_6)	7.70%

*Mapa de distribución potencial.* En este caso, el “umbral mínimo logístico de presencia” indica que las condiciones más adecuadas para verificar la presencia del tapir se encuentran por arriba del umbral 0.37, y las menos adecuadas, por debajo de él (es decir, 0.37 indica las zonas con pocas condiciones idóneas para el tapir; Figura 2). Dos zonas de distribución potencial sugeridas, y donde aún no se cuenta con registros confiables de la especie, son el centro del estado de Campeche (entre los poblados de Yohaltun, Pich y Dzibalchen) y la parte este del estado de Quintana Roo (entre Santa Rosa, Felipe Carrillo Puerto, Petcacab y Limones). La franja costera Majahual-Xcalak es otra área predicha, la cual se delimita como una zona con condiciones adecuadas para la especie.

## Discusión

Los tapires habitan preferentemente en áreas boscosas extensas, con poca perturbación humana y presencia permanente de agua (March y Naranjo 2005). Sin embargo, en la búsqueda de recursos, pueden llegar a utilizar varios tipos de hábitat a través del paisaje (Foerster y Vaughan 2002; Naranjo 2009; Lira-Torres y Briones-Salas 2012; Carrillo *et al.* 20135). En México, el tapir centroamericano se distribuye en bosques tropicales y bosques de montaña, en altitudes que van desde los 0 hasta

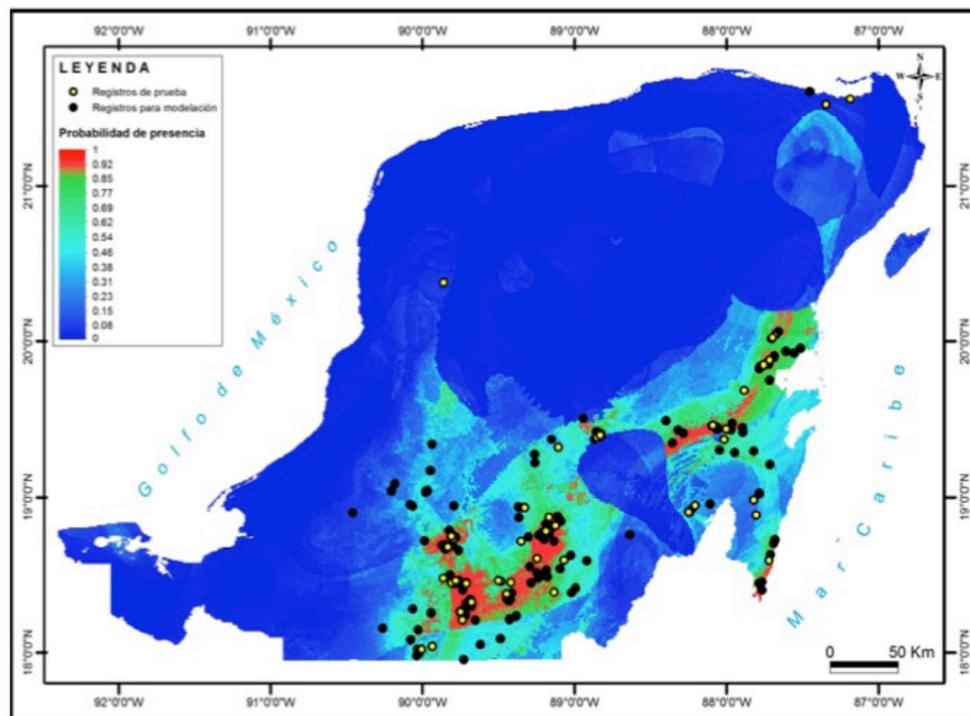
Figura 1. Importancia de cada variable climática en el modelo de distribución potencial, de acuerdo con la prueba de Jackknife. La línea roja representa la ganancia del modelo utilizando todas las variables; las líneas azules muestran la ganancia del modelo utilizando cada variable de manera aislada, y las líneas turquesas representan la ganancia del modelo cuando se excluye cada variable.



los 2,000 m (Naranjo 2009); abarcan gran variedad de climas, desde los costeros y con poca precipitación hasta el bosque nuboso. En Costa Rica, se ha reportado la presencia de tapir centroamericano arriba de los 3,600 m (Naranjo y Vaughan 2000; F. Carbonell, comunicación personal, noviembre 2012). Pese a lo anterior, la acelerada pérdida de hábitat provoca que los tapires se vean relegados a las pocas áreas naturales protegidas; por lo tanto, es importante delimitar sus preferencias climáticas, para, junto con el conocimiento que se ha generado acerca de sus preferencias de hábitat, se pueda inferir con más certeza la gama completa de requerimientos ecológicos en el intento de someter nuevas áreas de distribución potencial a la protección legal.

El presente estudio concuerda con los datos conocidos acerca de los requerimientos ambientales de los tapires. Es posible inferir que la influencia de la variable “precipitación del mes más lluvioso” en la presencia del tapir puede deberse a que una mayor cantidad de lluvia asegura mayor producción vegetal y mayor disponibilidad de agua. La respuesta a dicha variable confirma, además, la necesidad de este mamífero de habitar en zonas donde se asegure una cantidad suficiente de agua para su mantenimiento. Las variables “temperatura del trimestre más lluvioso” (julio-octubre: CONAGUA) y “precipitación del mes más lluvioso” (agosto-octubre; CONAGUA; Mardero *et al.* 2012) pueden estar correlacionadas, de manera que la mayor probabilidad de encontrar tapires en la península de Yucatán se da en lugares donde llueva mucho y las temperaturas no son muy altas (Figura 3). Similares resultados encuentra Nolasco (2009), quien realizó un modelo para conocer la distribución actual e histórica del tapir en México y señala que la variable ambiental que obtuvo un mayor porcentaje en la determinación de la presencia del tapir fue la precipitación anual.

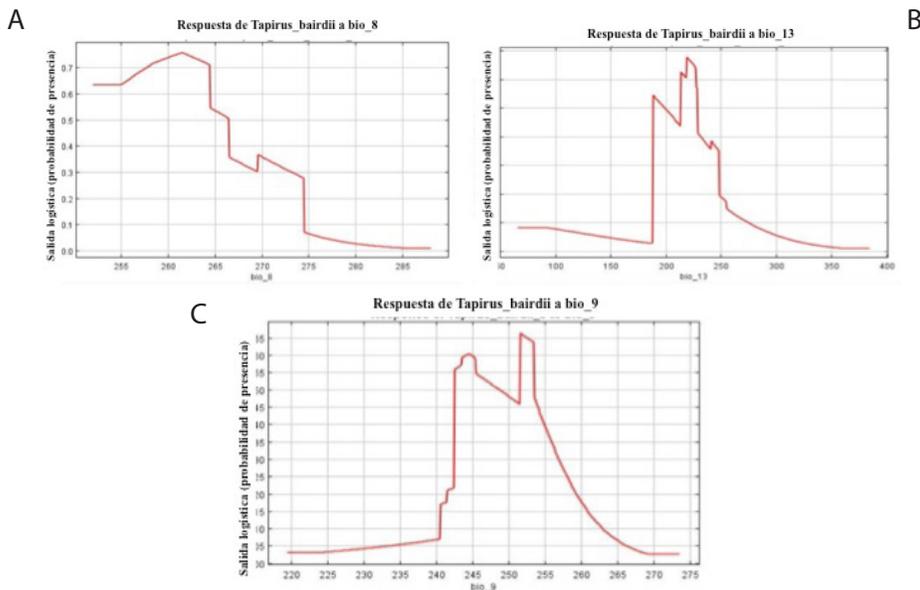
Figura 2. Mapa de distribución potencial de *Tapirus bairdii* en la península de Yucatán. El color rojo representa las áreas con las mejores condiciones para la presencia de la especie; el verde turquesa, las zonas con condiciones medias, y el azul, las zonas de baja o nulas condiciones aptas para la especie. Los puntos negros representan los “datos de entrenamiento” y los amarillos los “datos de validación”.



La variable “temperatura del trimestre más seco del año” indica que el tapir se distribuye en zonas cuya temperatura media se encuentra entre 24 y 27 °C en los meses más secos (febrero-mayo; Mardero 2012; Figura 3). Cuando la temperatura aumenta o disminuye fuera de este intervalo, desciende la probabilidad de presencia del tapir; por ello puede inferirse que esta especie habita preferentemente en zonas donde, en los periodos más secos del año, las temperaturas no sean muy altas. De acuerdo con el mapa de distribución potencial generado en este estudio, el área norte de la península de Yucatán no cuenta con la presencia del tapir, lo cual puede estar relacionado con el efecto del gradiente de humedad presente en la península, que indica un aumento en la precipitación y una disminución de la temperatura que va del norte al sur (Gunn y Adams 1981; Folan *et al.* 1983). Lo anterior sugiere que los tapires no se distribuyen en zonas más calientes y con escasa precipitación.

Algunas zonas de distribución potencial sugeridas (centro del estado de Campeche y la parte este del estado de Quintana Roo) indican sitios donde se propone llevar a cabo estudios para verificar la presencia y, en tal caso, la abundancia de tapires. Estos resultados coinciden con los de Nolasco (2009), quien priorizó cuatro áreas de distribución en el país, entre ellas la Reserva de la Biosfera de Calakmul y áreas adyacentes, así como la Reserva de la Biosfera de Sian Ka’an y áreas adyacentes. La franja costera Majahual-Xcalak es otra área predicha, la cual se delimita como una zona con condiciones adecuadas para la especie. Aunque en esta región sí se cuenta con registros de la especie, éstos corresponden solamente a datos sobre animales atropellados o avistamientos realizados por pobladores e investigadores (J. Gómez, comunicación personal 2013). En el mapa de distribución potencial (Figura 2), es posible ubicar zonas con características climáticas aptas para los tapires. Es el caso de la franja al sureste de la ciudad de Chetumal y del cauce del Río Hondo en la frontera con Belice. En esta región, se han avistado tapires, específicamente en la Laguna Milagros, ubicada en el poblado de Huay Pix, a 10 minutos de la ciudad de Chetumal (J. Pérez Flores, comunicación personal, marzo 2013).

Figura 3. Curvas de respuesta de *Tapirus bairdii* a las variables climáticas predichas por el Modelo de Máxima Entropía en la península de Yucatán. Los datos de temperatura están en unidades de °C x 10 (Hijmans, 2006). A) Probabilidad de presencia de *T. bairdii*, de acuerdo con la temperatura media del trimestre más lluvioso. B) Probabilidad de presencia de *T. bairdii*, de acuerdo con la precipitación del mes más lluvioso. C) Probabilidad de presencia de *T. bairdii* de acuerdo con la temperatura del trimestre más seco.



Por otra parte, Vaca *et al.* (2012) indican que la deforestación en el sureste de México se ha acelerado entre 1999 y 2006. El mapa de distribución potencial muestra áreas aptas para la presencia del tapir; sin embargo, hay que tomar en cuenta la desaparición de selvas para dar paso a zonas de cultivo, lo que afectará sin dudas la presencia de la especie en esas áreas. Es importante conocer el cambio de uso de suelo en las áreas donde aún se distribuye el tapir para llevar a cabo planes de manejo y conservación de esas zonas. Según la carta de vegetación elaborada por Instituto Nacional de Estadística y Geografía (1999), la mayor parte de la península de Yucatán es apta para contar con la presencia de tapir, debido a los bosques tropicales en buen estado de conservación. No obstante, conociendo la influencia de variables climáticas en la presencia de tapir, puede hacerse una delimitación más certera de áreas con probabilidad de presencia.

Si el modelo generado por Maxent en esta investigación, que contempla solo variables climáticas, se complementa y afina con información de uso de suelo y variables de vegetación, puede resultar una herramienta sumamente útil para proponer nuevos sitios de investigación sobre la especie. Igualmente al conocer el estado en el que se encuentran los parches y remanentes de bosque es posible delimitar la presencia de corredores naturales. Si los resultados generados por Maxent son verificados en campo es posible generar programas de manejo y protección de nuevas áreas de distribución de esta especie en peligro de extinción.

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada (núm. 393532) al primer autor de este artículo para llevar a cabo sus estudios de maestría, así como por la beca otorgada "Becas mixtas 2012" para realizar una estancia de estudio en el extranjero. A todas las personas que colaboraron con datos de registros de tapir para esta investigación. A B. Scmook, S. Calmé, G. O'Farril y E. Nickel, por sus revisiones y comentarios. A Jasso y N. Arias por la ayuda prestada en campo. Este proyecto fue financiado por el Fondo Sectorial CONACYT-SEMARNAT (clave SEMARNAT-2008-C01-108348).

## Literatura citada

- BROWN, J. H., y M. V. LOMOLINO.** 1998. Distribution of single species. Pp. 61-93 en Biogeography (Brown, J. H., y M. V. Lomolino, eds.). Segunda edición, Sinauer Associates Incorporation. Massachusetts, EE. UU.
- CARRILLO, N., R. REYNA-HURTADO, y B. SCHMOOK.** 2015. Abundancia relativa y selección de hábitat de *Tapirus bairdii* en las reservas de Calakmul y Balam kú, Campeche, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 86:202-207.
- CASTELLANOS, A., C. FOERSTER, D. J. LIZCANO, E. NARANJO, E. CRUZ-ALDAN, I. LIRA-TORRES, R. SAMUDIO, S. MATOLA, J. SCHIPPER, y J. GONZALEZ-MAYA.** 2008. *Tapirus bairdii* en IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2012.2. Consultado en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org), el 15 de abril 2013.
- CENTRO REGIONAL UNIVERSITARIO PENÍNSULA DE YUCATÁN (CRUPY).** 2007. Universidad Autónoma de Chapingo, Mérida, Yucatán, México. Consultado en: <http://www.crupy-uach.org.mx> el 8 de septiembre 2015.
- CHÁVEZ, C.** 2010. Ecología y conservación del jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*) en la región de Calakmul y sus implicaciones para la conservación de la Península de Yucatán. Tesis de doctoral. Universidad de Granada. Granada, España.

- DE VILLA MEZA, A.** 2006. Áreas prioritarias para la Conservación de los Carnívoros de Oaxaca. Tesis de Maestría, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México..
- FOERSTER, C., Y C. VAUGHAN.** 2002. Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's tapir in Costa Rica. Programa Regional en Manejo de Vida Silvestre para Mesoamérica y el Caribe. *Biotropica* 34:423-437.
- FOLAN, W. J., J. GUNN, J. EATON, Y R. PATCH.** 1983. Paleoclimatological Patterning in Southern Mesoamerica. *Journal of Field Archaeology* 10:453-468.
- GUERRA, R. M.** 2010. Conocimiento integral del tapir (*Tapirus bairdii*) con métodos estandarizados de monitoreo biológico en parte de la Selva Maya (México). Informe final. Proyecto realizado para "Memorandum de Entendimiento para la Cooperación en Materia de Conservación de Áreas Protegidas".
- GOULART, F. V., N. C. CÁCERES, M. E. GRAIPEL, M. A. TORTATO, I. R. GHIZONI, JR., Y L. G. R. OLIVEIRA-SANTOS.** 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74:182-190.
- GUNN, J., Y R. E. ADAMS.** 1981. Climatic change, culture and civilization in North America. *World Archaeology* 13:85-100.
- HERNÁNDEZ, P. A., C. H. GRAHAM, L. L. MASTER, Y 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, Y A. JARVIS.** 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978. Consultado en: <http://www.worldclim.org/> el 12 de enero 2013.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA (INEGI).** 1999. Cartas de uso de suelo y vegetación. Consultado en: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/usuarios/> el 25 de marzo 2013
- KAPPELLE, M., Y A. D. BROWN.** 2001. Bosques nublados del Neotrópico. Instituto Nacional de Biodiversidad de Costa Rica. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- KAUFFER, M., Y C. L. VILLANUEVA.** 2011. Retos de la gestión de una cuenca construida: la península de Yucatán en México. *Aqua-lac* 3:81-91.
- LEVIN, S. A.** 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73:1943-1976.
- LAWTON, R. O.** 2000. Baird's tapir. Pp. 2342-2343 en *Monteverde: ecology and conservation of a tropical cloud forest* (Nadkarni, N. M., y N. T. Wheelwright, eds.). Oxford University Press. New York, EE. UU.
- LIRA-TORRES, I., Y M. BRIONES-SALAS.** 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas. Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28:566-585.
- LOPEZ DE CASENAVE, J., L. MARONE, F. JAKSIC, Y P. CAMUS.** 2007. Escalas. Pp. 193-213 en *Ecología de Comunidades* (Jaksic, F., y L. Marone, eds.). Segunda edición ampliada. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago de Chile, Chile.
- LUGO-HUBP, J., J. ACEVES QUESADA, Y R. ESPINOSA-PEREÑA.** 1992. Rasgos geomorfológicos mayores de la Península de Yucatán. *Instituto de Geología* 10:143- 150.
- MENDOZA RAMÍREZ, E., Y J. P. CARBAJAL BORGES.** 2011. Avances y perspectivas para la conservación del tapir centroamericano en México. *Biodiversitas* 99:12-16.
- MARCH, I. J. Y E. NARANJO.** 2005. Orden Perissodactyla. Pp. 495-497. En *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). CONABIO. Fondo de Cultura Económica. México.

- Mardero, S., E. Nickl, B. Schmook, L. Schneider, J. Rogan, Z. Christman y D. Lawrence.** 2011. Sequias en el sur de la Península de Yucatán: análisis de la variabilidad anual y estacional de la precipitación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.* México. 78:19-33.
- NARANJO, E.** 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. Tesis postdoctoral, Universidad de Florida. Gainesville, EE. UU.
- NARANJO, E.** 2009. Ecology and Conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:140-158.
- NARANJO, E. J., y C. VAUGHAN.** 2000. Ampliación del ámbito altitudinal del tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*). *Revista de Biología Tropical* 48:724.
- NOLASCO, A. L., I. LIRA, y G. CEBALLOS.** 2007. Ampliación en el área de distribución histórica del tapir (*Tapirus bairdii*) en el Pacífico mexicano. *Revista Mexicana de Mastozoología* 11:91-94.
- NOLASCO, A.** 2009. Distribución actual y estado de conservación del tapir centroamericano *Tapirus bairdii* Gill, 1985 (Perissodactyla: Tapiridae) en México. Tesis de licenciatura, Facultad de ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- PEDLAR, J. H., L. FAHRIG, y H. G. MERRIAM.** 1997. Raccoon habitat use at two spatial scales. *The Journal of Wildlife Management* 61:102-112.
- PÉREZ-SOLANO, L. A.** 2011. Caracterización del hábitat del venado temazate rojo a dos escalas espaciales en la región montañosa de Oaxaca, México. Tesis de Maestría, Instituto de Ecología. Xalapa, México.
- PHILLIPS, S., R. ANDERSON, y R. SCHAPIRE.** 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling* 190:231-259
- REID, F. A.** 1997. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford University Press. New York, EE.UU.
- ROBINSON, J., y K. REDFORD.** 1994. Measuring the sustainability of hunting in tropical forests. *Oryx* 28:249-256.
- SAAB, V.** 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forest: a hierarchical analysis. *Ecological applications* 9:135-151.
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres- categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 30 de diciembre de 2010:1-56.
- TOBLER, M. W., E. J. NARANJO, y I. LIRA-TORRES.** 2006. Habitat preference, feeding habits and conservation of Baird's tapir in Neotropical montane oak forests. Pp. 347-361 en *Ecology and conservation of Neotropical montane oak forests* (Kappelle, M. eds). Springer-Verlag. Munich, Germany.
- TURNER, M., R. H. GARDNER, y R. V. O'NEILL.** 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer-Verlag. New York, EE. UU.
- UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA, LISTA ROJA DE ESPECIES AMENAZADAS.** 2013. Consultado en: <http://www.iucnredlist.org> el 01/04/2013
- VACA, R. A., J. G. DUNCAN, L. CAYUELA, J. HEWSON, y M. STEININGER.** 2012. Evidence of Incipient Forest Transition in Southern Mexico. *PLoS ONE* 7: e42309.
- VESTER, H., D. LAWRENCE, J. EASTMANT, R. TURNER, S. CALMÉ, R. DICKSON, C. POZO, y F. SANGERMANO.** 2007. Land change in the southern Yucatan and Calakmul Biosphere Reserve: effects on habitat and biodiversity. *The Ecological Society of America* 174:989-1003.

**YOUNG, N., L. CARTER, Y P. EVANGELISTA.** 2011. A MaxEnt Model v3.3.3e Tutorial (ArcGIS v10). Creado en: The Natural Resource Ecology Laboratory at Colorado State University and the National Institute of Invasive Species Science. Colorado State University. Denver, EE. UU.

*Summited: April 27, 2015*

*Review: May 12, 2015*

*Accepted: September 9, 2015*

*Associated editor: Sergio Solari*

## Apéndice I

Fuentes de registros de tapir centroamericano en la península de Yucatán para generar el mapa de distribución potencial.

Colección Mastozoológica de El Colegio de la Frontera Sur, unidad Chetumal, Quintana Roo, México. Datos proporcionados por el curador, Biólogo Enrique Escobedo Cabrera.

Datos proporcionados por la dirección de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Cancún, Benito Juárez, Quintana Roo, México, mediante el oficio núm. F00.9.DRBSK-080/13.

Datos proporcionados por Jorge Gómez Poot. 2013. Subdirección Parque Natural Arrecifes de Xcalak, Quintana Roo, México.

- Base de datos recopilada para la investigación: Zúñiga-Fuentes, H. 2008. Distribución y conocimiento ecológico local del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en el estado de Campeche. Tesis de licenciatura. El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, México.

Base de datos recopilada para la investigación: Nolasco, L. 2009. Distribución actual y estado de conservación del tapir centroamericano *Tapirus bairdii*, Gill, 1865 (perissodactyla: tapiridae) en México. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México

Base de datos recopilada para la investigación: Mendoza, E., T. L. Fuller, H. A. Thomassen, W. Buerman, D. Ramírez-Mejía y T. B. Smith. 2013. A preliminary assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor for protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in southern Mexico. Integrative Zoology 8:34-46.

Datos obtenidos en la investigación: Pérez-Cortez, S., y E. S. Matus-Pérez. 2010. El tapir *Tapirus bairdii* en la región sureste del Área de Protección de Flora y Fauna Bala'an Ka'ax, Quintana Roo. *Therya* 1:137-144.

Datos obtenidos en la investigación: Serrano, I. 2013. Foto trapeo de mamíferos y aves asociados a las aguadas de la región sur de Calakmul, Campeche, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, México.

Datos obtenidos en la investigación: Ramírez-Barajas P. J., N. Torrescano-Valle, M. Sanvicente López, A. Tuz Novelo, y M. Tuz Novelo. 2010. Evaluación del impacto del huracán Dean sobre la fauna y su hábitat en el complejo Sian Ka'an y ejidos de influencia, Quintana Roo, México. Servicios y Beneficios Ambientales SEYBA SC de RL- COMPACT. Global Environment Facility. Programa de pequeñas donaciones PPD-PNUD. Informe Final.

Datos obtenidos en la investigación: Pérez-Cortez S., P. Enríquez, D. Sima-Panti, R. Reyna-Hurtado, y E. Naranjo. 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii* en la selva de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 753-761.

Datos obtenidos en la investigación: Naranjo, E. J., S. A. Amador, F. Falconi, y R. Reyna. 2013. Conocimiento integral del tapir (*Tapirus bairdii*) y el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. Informe técnico final del proyecto HK014. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.

Datos obtenidos en la investigación: Naranjo, E. J., S. A. Amador, F. Falconi, y R. Reyna. 2015. Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6:227-249.

Datos obtenidos en la investigación: O'Farrill G. 2010. The ecological causes and consequences of the movement of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*). Tesis de doctorado. McGill University, Montreal, Quebec, Canada.

Datos obtenidos en la investigación: Carrillo-Reyna, N., R. Reyna-Hurtado, y B. Schmook. 2015. Abundancia relativa y selección de hábitat de *Tapirus bairdii* en las reservas de Calakmul y Balam Kú, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:202-207.

Datos proporcionados por M .C. Mauro San Vicente. El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México.

Datos proporcionados por el veterinario zootecnista Jonathan Pérez Flores. El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México.

## Apéndice II

Localidad	Longitud	Latitud	Referencia
Nadzcan, Campeche	-89.894580°	18.549320°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.745480°	18.158550°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.779830°	18.314980°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.820070°	18.124870°	Zuñiga 2008
Balam Kú, Campeche	-89.893840°	18.549420°	Zuñiga 2008
Balam Kú, Campeche	-89.891020°	18.550170°	Zuñiga 2008
Balam Kú, Campeche	-89.894450°	18.549310°	Zuñiga 2008
Balam Kú, Campeche	-89.858730°	18.309840°	Zuñiga 2008
Nadzcan-Balam Kú	-89.894540°	18.549480°	Zuñiga 2008
Hopelchen, Campeche	-89.327990°	19.081610°	Zuñiga 2008
Xbonil, Campeche	-89.550300°	18.321800°	Zuñiga 2008
20 de noviembre, Campeche	-89.202400°	18.252600°	Zuñiga 2008
20 de noviembre, Campeche	-89.161930°	18.404800°	Zuñiga 2008
22 de noviembre, Campeche	-89.093400°	18.491700°	Zuñiga 2008
Balam Kin, Campeche	-90.035889°	18.902833°	Zuñiga 2008
Balam Kin, Campeche	-90.047500°	18.895944°	Zuñiga 2008
Balam Kú, Campeche	-89.846411°	18.607503°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.885833°	18.346833°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.859389°	18.809678°	Zuñiga 2008
Zoh Laguna, Campeche	-89.417806°	18.583472°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.552250°	17.951111°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.451583°	18.099611°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.498917°	18.193389°	Zuñiga 2008
20 de noviembre, Campeche	-89.252778°	18.396472°	Zuñiga 2008
20 de noviembre, Campeche	-89.305942°	18.343917°	Zuñiga 2008
Nuevo Becal, Campeche	-89.159000°	18.709861°	Zuñiga 2008
Hopelchen, Campeche	-89.436528°	18.803472°	Zuñiga 2008
Hopelchen, Campeche	-89.424806°	18.799833°	Zuñiga 2008
Xmaben, Campeche	-89.173306°	19.185083°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.856830°	18.316100°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.745480°	18.158550°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.779830°	18.314980°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.816780°	18.125740°	Zuñiga 2008
Balam Kú, Campeche	-89.893840°	18.549420°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.485710°	18.314870°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.566270°	18.327140°	Zuñiga 2008

Localidad	Longitud	Latitud	Referencia
Calakmul, Campeche	-89.566730°	18.328270°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.566560°	18.327920°	Zuñiga 2008
Balam Kin, Campeche	-90.014889°	19.031503°	Zuñiga 2008
Balam Kin, Campeche	-90.014744°	19.031511°	Zuñiga 2008
Balam Kin, Campeche	-90.014994°	19.031894°	Zuñiga 2008
Balam Kin, Campeche	-90.015333°	19.032644°	Zuñiga 2008
Chilambalam, Campeche	-90.252139°	18.948611°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.816639°	18.123496°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.741044°	18.180601°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.330193°	19.139376°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.899641°	18.544296°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.858246°	18.602813°	Zuñiga 2008
20 de noviembre, Campeche	-89.312594°	18.471294°	Zuñiga 2008
20 de noviembre, Campeche	-89.359778°	18.420024°	Zuñiga 2008
20 de noviembre, Campeche	-89.353279°	18.313372°	Zuñiga 2008
20 de noviembre, Campeche	-89.312982°	18.380740°	Zuñiga 2008
Nuevo Becal, Campeche	-89.266261°	18.594180°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.885850°	18.365580°	Zuñiga 2008
Nuevo Becal, Campeche	-89.180444°	18.741407°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.686626°	17.914600°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.494940°	18.076933°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.487338°	18.206418°	Zuñiga 2008
20 de noviembre, Campeche	-89.243678°	18.351880°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.802654°	18.267127°	Zuñiga 2008
Zoh Laguna, Campeche	-89.369577°	18.611478°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.395404°	18.798928°	Zuñiga 2008
Nuevo Becal, Campeche	-89.236127°	18.691766°	Zuñiga 2008
Nuevo Becal, Campeche	-89.240000°	18.651119°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.827757°	18.328294°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.931145°	18.342668°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.836851°	18.327012°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.876858°	18.312498°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-90.009488°	18.118525°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-90.132377°	18.143718°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-90.071263°	17.883583°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-90.527898°	18.765723°	Zuñiga 2008

Localidad	Longitud	Latitud	Referencia
Calakmul, Campeche	-90.005009°	19.206381°	Zuñiga 2008
Chilambalam, Campeche	-90.271157°	18.903546°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.795331°	18.141152°	Zuñiga 2008
Nuevo Becal, Campeche	-89.202166°	18.582159°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.828998°	18.523833°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-90.053523°	18.583955°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-90.331405°	18.022963°	Zuñiga 2008
Calakmul, Campeche	-89.815957°	18.125149°	Serrano 2013
Calakmul, Campeche	-89.783177°	18.105995°	Serrano 2013
Calakmul, Campeche	-89.746308°	18.185555°	Serrano 2013
Calakmul, Campeche	-89.752617°	18.205277°	Serrano 2013
Calakmul, Campeche	-89.857199°	18.308189°	Serrano 2013
Calakmul, Campeche	-89.857091°	18.307919°	Serrano 2013
Calakmul, Campeche	-89.832361°	18.310239°	Serrano 2013
Calakmul, Campeche	-89.885557°	18.366722°	Serrano 2013
San Antonio Cumpich, Campeche	-89.927250°	20.246080°	Nolasco 2009
Xpujil, Campeche	-89.433330°	18.733610°	Nolasco 2009
Constitucion, Campeche	-90.131670°	18.807220°	Nolasco 2009
Constitución, Campeche	-90.146110°	17.945830°	Nolasco 2009
Calakmul, Campeche	-89.796270°	17.817760°	Nolasco 2009
Balam Kin, Campeche	-90.014950°	19.031560°	Nolasco 2009
Calakmul, Campeche	-89.815556°	18.122500°	Nolasco 2009
Xbonil, Campeche	-90.149722°	18.816667°	Nolasco 2009
Felipe Carrillo Puerto, Quintana Roo	-87.676110°	19.798610°	Nolasco 2009
X-Hazil, Quintana Roo	-87.959720°	19.282220°	Nolasco 2009
Chumpon, Quintana Roo	-87.580560°	19.817780°	Nolasco 2009
Andres Quintana Roo, Quintana Roo	-87.888890°	19.159720°	Nolasco 2009
Chumpón, Quintana Roo	-87.783330°	19.616670°	Nolasco 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.783610°	19.743890°	Nolasco 2009
Uaimyl, Quintana Roo	-87.780000°	19.070000°	Nolasco 2009
Xcalak, Quintana Roo	-87.833330°	18.266670°	Nolasco 2009
Chiquilá, Quintana Roo	-87.253890°	21.420556°	Nolasco 2009
Chiquila, Quintana Roo	-87.520000°	21.470000°	Nolasco 2009
Nuevo Becal, Campeche	-89.301670°	18.622222°	Nolasco 2009
20 de noviembre, Campeche	-89.281940°	18.355833°	Nolasco 2009
Majahual, Quintana Roo	-87.778890°	18.496667°	Nolasco 2009

Localidad	Longitud	Latitud	Referencia
Vigia chico, Quintana Roo	-87.755830°	19.759722°	Nolasco 2009
Caobas, Quintana Roo	-88.984812°	18.457044°	Nolasco 2009
Chiquilá, Quintana roo	-87.412500°	21.385278°	Nolasco 2009
Costa maya, Quintana Roo	-87.849444°	18.887222°	Nolasco 2009
Quintana Roo	-90.103000°	17.884900°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-89.217300°	19.236800°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-89.783100°	18.104300°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-90.096200°	18.010600°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.787400°	19.720500°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.822900°	19.713900°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.744700°	19.907200°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.740500°	19.911500°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.735700°	19.916400°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.724300°	19.927600°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.622100°	19.786600°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.750700°	19.901000°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.765100°	19.886600°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.770200°	19.881600°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.770500°	19.880600°	Mendoza 2013
Quintana Roo	-87.770900°	19.880700°	Mendoza 2013
Campeche	-89.193900°	18.681700°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.815500°	18.129900°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.280700°	18.636100°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.177600°	18.738700°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.234500°	18.628900°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.478400°	18.247500°	O'Farrill 2010*
Campeche	89.513400°	18.240100°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.514500°	18.206900°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.209900°	18.674900°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.280100°	18.638000°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.256300°	18.692600°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.252500°	18.691500°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.233700°	18.736700°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.249700°	18.689600°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.254900°	18.646600°	O'Farrill 2010*
Campeche	-89.752600°	18.205300°	Perez-Cortez 2011*

Localidad	Longitud	Latitud	Referencia
Campeche	-89.719600°	18.074000°	Perez-Cortez 2011*
Campeche	-90.107600°	17.843300°	Perez-Cortez 2011*
Campeche	-90.096700°	18.013400°	Perez-Cortez 2011*
Campeche	-89.857100°	18.307900°	Perez-Cortez 2011*
Campeche	-89.778100°	18.308300°	Perez-Cortez 2011*
Campeche	-90.002100°	17.903100°	Perez-Cortez 2011*
Campeche	-90.090800°	17.855400°	Perez-Cortez 2011*
Calakmul, Campeche	-88.464416°	19.358202°	San Vicente 2005-2012
Calakmul, Campeche	-89.804522°	18.088189°	San Vicente 2005-2012
Nuevo Becal, Campeche	-89.210407°	18.670156°	San Vicente 2005-2012
Nuevo Becal, Campeche	-89.208271°	18.674218°	San Vicente 2005-2012
Calakmul, Campeche	-89.804147°	18.075913°	San Vicente 2005-2012
Conhuas, Campeche	-89.917052°	18.530716°	San Vicente 2005-2012
Bacalar, Quintana Roo	-88.114515°	19.165249°	San Vicente 2005-2012
Bacalar, Quintana Roo	-88.422131°	19.213101°	San Vicente 2005-2012
Bacalar, Quintana Roo	-88.316265°	18.767890°	San Vicente 2005-2012
Caobas, Quintana Roo	-89.137315°	18.460737°	San Vicente 2005-2012
Bacalar, Quintana Roo	-88.175624°	18.822727°	San Vicente 2005-2012
Bacalar, Quintana Roo	-87.852627°	18.307949°	Perez-Flores 2012
Bacalar, Quintana Roo	-87.788927°	18.459485°	Perez-Flores 2012
Balan Ka'ax, Quintana Roo	-88.936277°	19.236352°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balan Ka'ax, Quintana Roo	-88.932078°	19.240028°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balan Ka'ax, Quintana Roo	-88.932387°	19.241244°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balan Ka'ax, Quintana Roo	-88.917598°	19.250261°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balan Ka'ax, Quintana Roo	-88.892038°	19.259913°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balan Ka'ax, Quintana Roo	-88.888270°	19.259853°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.890618°	19.268040°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.890746°	19.265916°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.889531°	19.262803°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.892113°	19.259840°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.898166°	19.264240°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.902571°	19.279172°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.914051°	19.283072°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.923418°	19.286018°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.890587°	19.268637°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.124612°	19.306356°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010

Localidad	Longitud	Latitud	Referencia
Balam K'aax	-88.125327°	19.300975°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.131885°	19.303726°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.132194°	19.318327°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.148129°	19.323947°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.147853°	19.323949°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.157211°	19.326934°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.889487°	19.267284°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.917035°	19.282851°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.132214°	19.318408°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.892303°	19.259838°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.890679°	19.268320°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.164103°	19.324397°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam K'aax	-88.893703°	19.260005°	Perez-Cortez y Matus-Perez 2010
Balam Kin, Campeche	-89.889722°	18.651583°	Amador 2013
Caobas, Quintana Roo	-89.059678°	18.276944°	Amador 2013
Caobas, Quintana Roo	-89.087383°	18.246944°	Amador 2013
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-88.068986°	19.304586°	Amador 2013
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-88.035539°	19.298583°	Amador 2013
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.753152°	19.768344°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.742040°	19.909953°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.743448°	19.908573°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.749505°	19.902521°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.742582°	19.909426°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.744789°	19.907248°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.792331°	19.728885°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.794684°	19.731956°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.792407°	19.728804°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.789160°	19.722384°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.747945°	19.904009°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.742420°	19.909418°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.790442°	19.725008°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.790869°	19.726488°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.789006°	19.722249°	Dirección RBSK 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.789236°	19.722402°	Dirección RBSK, 2010
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.746444°	19.905687°	Dirección RBSK, 2010
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.792870°	19.729777°	Dirección RBSK, 2010

Localidad	Longitud	Latitud	Referencia
Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo	-87.851127°	19.691567°	Dirección RBSK, 2012
Xcalak, Quintana Roo	-87.758509°	18.568116°	Gomez Poot 2005
Xcalak, Quintana Roo	-87.747832°	18.592936°	Gomez Poot 2005
Xcalak, Quintana Roo	-87.887148°	18.848369°	Gomez Poot 2005
Xcalak, Quintana Roo	-87.871370°	18.749233°	Gomez Poot 2005
Xcalak, Quintana Roo	-87.835089°	18.319297°	Gomez Poot 2005
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.865460°	18.328164°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.843863°	18.326844°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.866658°	18.307920°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.871389°	18.318314°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.872284°	18.619411°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.870189°	18.331410°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.792415°	18.133528°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.792435°	18.134205°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.792987°	18.135082°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.848785°	18.327213°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.879900°	18.610545°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.865100°	18.598718°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.872774°	18.618130°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.876460°	18.614887°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.869412°	18.552008°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.938666°	18.556287°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.889455°	18.553255°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.887855°	18.554372°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.794702°	18.123571°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.768369°	18.185786°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.778974°	18.180738°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.862672°	18.307547°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.866658°	18.307920°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.872557°	18.323994°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.867077°	18.552757°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.869882°	18.621391°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.923296°	18.561258°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.868733°	18.309508°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.886102°	18.365189°	Carrillo 2012
Calakmul-Balam Kú, Campeche	-89.744383°	18.186563°	Carrillo 2012

Localidad	Longitud	Latitud	Referencia
Bacalar, Quintana Roo	-88.295484°	18.791657°	Perez-Flores 2013
Bacalar, Quintana Roo	-88.275095°	18.812053°	Perez-Flores 2013
Conhuas, Campeche	-89.5329°	18.21388°	ECOSUR 2012
Conhuas, Campeche	-89.5458°	18.3220°	ECOSUR 2012
Nuevo Becal, Campeche	-89.1752°	18.3647°	ECOSUR 2012

**Trends and pattern of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in mayan villages, Campeche, Mexico**

# Patrones y tendencias de uso del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en comunidades mayas, Campeche, México

Oscar Gustavo Retana-Guiascón<sup>1\*</sup>, Lucia Guadalupe Martínez-Pech<sup>1</sup>, Graciela Niño-Gómez<sup>1</sup>, Eloy Victoria-Chan<sup>1</sup>,  
Ángeles Cruz-Mass<sup>1</sup> y Alejandro Uc-Piña<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Estudios en Desarrollo Sustentable y Aprovechamiento de la Vida Silvestre, Universidad Autónoma de Campeche. Avenida Agustín Melgar s/n. San Francisco de Campeche 24039. Campeche, México. E-mail: retana1967@yahoo.com.mx, ogretana@uacam.mx (OGRG), lumarp\_86@hotmail.com (LGMP), tazmania2408@gmail.com (GNG), fucionax@hotmail.com (EVC), angeles282@hotmail.com (ACM), alexopulus12@hotmail.com (AUP).

\*Corresponding author

**Introduction:** For some indigenous societies of Mexico, white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) has played and still plays a decisive role in terms of its cultural and practical significance. In this sense, the objective of this study was to obtain information concerning the diverse ways that Mayan populations of Campeche State using the white-tailed deer with the aim of detecting patterns and trends of use on this species.

**Methods:** Fieldwork (2009-2012) was carried out in four rural communities, Nunkiní and Sahcabchén located in the northern portion of Campeche, and Pich and Chencoh located in the central part of the state. Interviews ( $n = 160$ ) were performed to record the uses and values people assign to the wildlife in each community. Using the relative importance index (IIRE) and the similarity index (IS), a comparison was made between communities regarding white-tailed deer values and uses.

**Results:** In the four Mayan communities, uses of white-tailed deer (*O. virginianus*) can be classified in eight categories: 1) food, 2) medical, 3) furrier, 4) tool, 5) ornamental, 6) trade, 7) pets, and 8) mythical. The use of deer as food showed an  $IS > 0.8$  in four communities. Skin trade was recorded differently with Pitch having a higher value of importance with respect to the communities of Chencoh, Sahcabchen and Nunkiní, where IS held in a range from 0.4 to 0.6. The most significant differences were obtained for skin trade showing a similar index between Sahcabchen and Nunkini ( $IS > 0.6$ ) while lacking commercial value in Chencoh and Pich ( $IS < 0.1$ ).

**Discussion and conclusions:** The recognized patterns of use of white-tailed deer recognized are related to the historical characteristics of utilization and management of natural resources of the Mayan communities, where agriculture is the predominant economical activity and hunting is an opportunistic and occasional practice for subsistence. This pattern of use has remained relatively stable and the practices and categories of use are similar among Mayan populations despite the distance between them (~100 km). However, communities in Northern Campeche (Nunkiní and Sahcabchen) showed a growing tendency to trade the skin with respect to communities of Central Campeche (Chencóh and Pich) where the traditional pattern of use remained essentially for food, ornamental and household use of skin, with a tendency towards implementing hunting in legally established wildlife management units (UMA).

**Key words:** cervidae; indigenous knowledge; multiple use; subsistence hunting; Yucatan peninsula.

**Introducción:** Para varios grupos indígenas de México el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), ha jugado y aun juega un papel determinante en términos de su importancia cultural y material. En este sentido, el objetivo de este estudio fue obtener información relativa a las formas de utilización del venado por poblaciones mayas del estado de Campeche, con el propósito de establecer un patrón de tendencias de uso de esta especie.

**Metodología:** Durante 2009 a 2012 se trabajó con cuatro comunidades Mayas; Nunkini y Sahcabchen (ubicadas al norte del estado de Campeche), Pich y Chencoh (localizadas en el centro de la entidad). A partir de entrevistas

estructuradas ( $n = 160$ ) se registró el valor de uso del venado en cada comunidad. Mediante el Índice de Importancia Relativa (IIRE) y el Índice de Similitud (IS), se realizó una correlación entre las comunidades respecto a las formas y valor de uso del venado.

**Resultados:** En las cuatro comunidades, el uso del venado cola blanca se clasifica en ocho categorías: 1) alimento, 2) medicina, 3) peletero, 4) herramienta, 5) ornamento, 6) comercio, 7) mascota y 8) mítico. El uso alimentario del venado mostro un  $IS > 0.8$  en las cuatro comunidades, en tanto el uso peletero registro diferencias ya que en Pich tuvo un alto valor de importancia con respecto a las comunidades de Chencoh, Sahacabchen y Nunkini en donde el IS se mantuvo en un rango de 0.4 a 0.6. Las diferencias más significativas se obtuvieron para el uso comercial de la piel mostrando una tendencia similiar entre Sahacabchen y Nunkini ( $IS = > 0.6$ ), en tanto para Chencoh y Pich dicha categoría de uso es nula ( $IS = 0.0$ ).

**Discusión y conclusiones:** El patrón de uso reconocido para el venado cola blanca está relacionado a las características históricas de aprovechamiento y manejo de recursos de las comunidades mayas en donde la agricultura ha sido la actividad económica predominante y la cacería una práctica ocasional y oportunista para subsistencia. Este patrón de uso se ha mantenido relativamente estable, pues aun entre poblaciones mayas alejadas 100 kilómetros las formas de aprovechamiento de *O. virginianus* son similares, tanto en términos de las categorías de uso como en el valor que tiene el venado a nivel intra e inter-comunitario. No obstante, en Nunkini y Sahcabchen se registra una tendencia en los últimos 10 años a comercializar la piel del venado en contraste con Pich y Chencoh, en donde se mantiene el patrón de uso tradicional esencialmente como alimento, ornato y piel para uso doméstico y donde existe una tendencia hacia el aprovechamiento cinegético bajo el sistema de unidades de manejo de vida silvestre (UMA).

**Palabras clave:** cervidae; conocimiento indígena; cacería de subsistencia; *Odocoileus virginianus*; península de Yucatán; uso múltiple.

## Introducción

A finales del Pleistoceno, hace aproximadamente 35 mil años, el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) se distribuía desde Sonora hasta la Península de Yucatán, como lo confirman los registros de restos óseos encontrados en el Lago de Chapala, Jalisco, el cerro de Tlapacoya, Estado de México, cueva de Loltún, Yucatán, y Villaflores, Chiapas (Álvarez y Polaco 1983; Lorenzo y Mirambell 1999; Arroyo y Polaco 2003; Montellano y Carbot 2009; Gómez y Carbot 2012). Durante la transición del Pleistoceno tardío al Holoceno (de los 23 a los 9 mil años), se desencadenaron una serie de cambios climáticos que repercutieron, en parte, en la extinción de la megafauna, así como en una nueva estructura de la vegetación y composición faunística (Grayson 1989). Por lo cual, los grupos de cazadores-recolectores se readaptaron a un nuevo modo de vida y de obtención de recursos. La caza se volvió más diversificada a través de un nomadismo cíclico que les permitió aprovechar estacionalmente la variedad de recursos. El venado es una de las especies faunísticas más importantes como alimento, materia prima y medio de expresión cultural. Este hecho se muestra en las pinturas rupestres localizadas en el conjunto de barrancas y cuevas en la sierra de Lerdo, Durango y San Francisco de la Sierra, Baja California Sur (Casado 2015). Los grabados más antiguos en México de los distintos mamíferos, como los de venados, se realizaron hace 7,500 años (Casado 2015).

El ambiente más estable a lo largo del ciclo anual, permitió a los grupos humanos comenzar a seleccionar y utilizar plantas y animales, hecho que conduciría paulatinamente a la agricultura (hace 7,000 a 4,500 años). El desarrollo de la agricultura permitió incrementar la densidad de la población humana, lo que además propicio el inicio de las primeras comunidades sedentarias. Este cambio en los patrones de actividad de los humanos marco el parteaguas para el desarrollo de las sociedades mesoamericanas. La fauna silvestre no perdería valor, por el contrario,

sería un elemento esencial de su cultura (Retana 2006). En el México prehispánico, el venado cola blanca (*O. virginianus*) fue un recurso esencial y su piel se empleó para la escritura de los códices, así como la elaboración de diversos productos como huaraches, morrales y cestos (Galindo y Weber 1998). Es una de las especies animales con alta presencia en los aspectos cosmogónicos, formando parte del calendario ritual o tonalpohualli con el nominativo "Mázatl" en náhuatl. Representó al séptimo día, asociado a Tláloc. En los códices mayas y se relaciona con deidades de la lluvia y la fertilidad, como la asociación con *IxChel*, patrona de la cacería y medicina (Montoliu 1977; Chávez 2012).

El venado forma parte de las estrategias de uso múltiple y manejo diversificado de la fauna silvestre que les ha permitido a las comunidades mayas satisfacer gran parte de sus requerimientos materiales y culturales (Toledo et al. 2008; Sarukhán et al. 2009). El objetivo de este estudio fue obtener información relativa a las formas de utilización del venado cola blanca por poblaciones mayas del estado de Campeche, con el propósito de establecer un patrón de uso actual y determinar las tendencias que puedan afectar o favorecer su conservación a nivel local.

## Material y métodos

*Área de estudio.* Se trabajó con cuatro comunidades mayas del estado de Campeche; Nunkini y San Antonio Sahcabchen (se denominará Sahcabchen de aquí en adelante). Ambas comunidades se localizan al norte del estado, en la región conocida culturalmente como Camino Real. Las comunidades Pich y Chencoh están en la zona central del estado que se conoce como región de los Chenes (Figura 1; Gómez 2001). Los principales criterios para la selección de las comunidades fueron: 1) Trabajar con dos comunidades contiguas de la región norte y dos de la región centro. 2) Una distancia geográfica mínima de 100 km entre las comunidades del norte y las del centro. 3) Las comunidades reportaran el aprovechamiento de fauna silvestre como una práctica tradicional para alimentación familiar, zooterapia y materia prima a nivel local.

La comunidad de Nunkini (20° 24' 05" N, -90° 08' 56" O) cuenta con una población total de 5,859 habitantes y una superficie forestal ejidal de 57 mil hectáreas (ha). Su economía se basa principalmente en la agricultura de maíz y el cultivo de hortalizas. La apicultura y la manufactura de diversos materiales de palma de jipi (*Carludovica palmata*) y guano (*Sabal* spp.) son actividades secundarias. La ganadería es básicamente para autoconsumo (INEGI 2011, 2015).

La comunidad de Sahcabchen (20° 18' 30" N, -90° 08' 11" O) tiene una población de 1,858 habitantes y una superficie forestal ejidal de 9 mil ha. Su economía se basa en la agricultura tradicional con semillas criollas para autoconsumo y siembra de hortalizas, así como la apicultura y cría de ganados ovino y bovino. Son actividades secundarias la elaboración de hamacas, sillas y cortinas, actualmente se está retomando el uso tradicional de fibras vegetales de lengua de vaca (*Sansevieria hyacinthoides*) y el chelém (*Agave angustifolia*; INEGI 2011, 2015).

La comunidad de Pich (19° 29' 11" N y -90° 07' 05" O) cuenta con una población de 1,756 habitantes y una superficie forestal ejidal de 58,127 ha. Su principal actividad económica es la agricultura. Son actividades secundarias la apicultura, ganadería y aprovechamiento forestal, contando con una ampliación forestal superior a las 46 mil hectáreas (Figura 1). Algunos pobladores ejercen oficios de asociados a servicios (INEGI 2011, 2015).

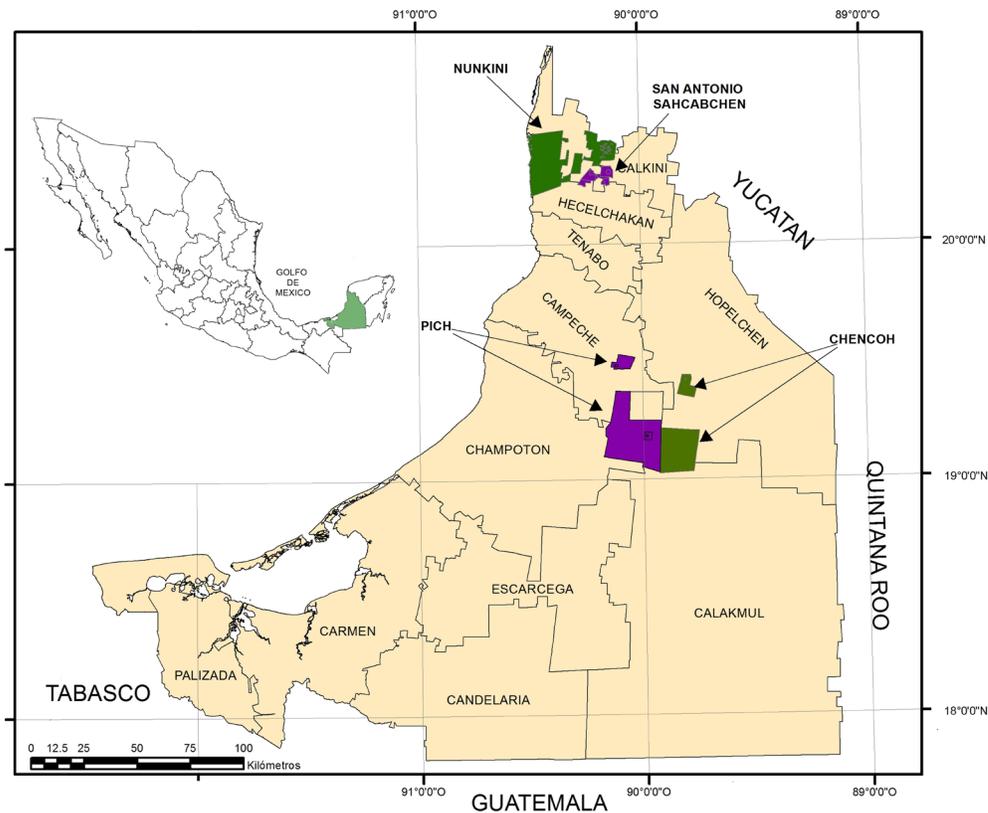


Figura 1. Localización de las comunidades mayas y representación de su superficie ejidal y ampliación forestal de cada una.

La comunidad maya de Chencoh ( $19^{\circ} 25' 24''$  N y  $-89^{\circ} 48' 26''$  O) cuenta con una población total de 477 habitantes y una superficie forestal ejidal de 38,253 ha. Su economía se basa en la agricultura de temporal, maíz y frijol. Son actividades secundarias la apicultura, cría de ovinos, aprovechamiento forestal y trabajos asalariados (INEGI 2011, 2015). Estas dos últimas comunidades durante el periodo de estudio realizaron el aprovechamiento legal de fauna cinegética en sus ampliaciones forestales mediante su registro como Unidad de Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA).

Dada su cercanía a la costa ( $< 35$  km) en la región donde se ubican las comunidades de Nunkini y Sahcabchen, ambas a 10 msnm, existen tres tipos de vegetación; selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia y sabana (Flores y Espejel 1994). En las comunidades de Pich (112 m) y Chencoh (174 m) se registran predominantemente dos tipos de vegetación; la selva mediana subperennifolia y selva baja perennifolia (inundable). Esta última se caracteriza por encontrarse en las zonas bajas con drenaje deficiente, que se inundan en la época de lluvias y permanece así por más de cinco meses por lo que son comunes las asociaciones de palo de tinte (*Haematoxylum campechianum*; Flores y Sánchez 2010). El clima predominante para las cuatro comunidades es el cálido subhúmedo (Aw) con una temperatura media anual de 26 a 27 °C, la temporada de lluvias queda localizada a los meses de mayo a octubre con una precipitación media anual de 1,000 a 1,100 mm (Mendoza y Kú 2010).

En términos de su componente mastofaunístico, Campeche forma parte de la unidad biogeográfica denominada Provincia Biótica Península de Yucatán (Vázquez

y Arita 2010), por lo que su afinidad es principalmente neotropical. Para la entidad se reportan 111 especies de mamíferos terrestres lo que equivale al 22.37 % de representatividad a nivel nacional (Rámirez-Pulido *et al.* 2014). Los artiodáctilos constituyen el 4.5 % del total de especies registradas para el estado (Guzmán *et al.* 2013). En lo que respecta a la Familia Cervidae, en el territorio campechano habitan tres especies; el temazate rojo (*Mazama temama*), el temazate café (*M. pandora*), y el venado cola blanca (*O. virginianus*). De las 14 subespecies reconocidas de venado cola blanca para México, tres se reportan con distribución para Campeche: *O. v. thomasi*, *O. v. yucatanensis* y *O. v. truei*. (Mandujano *et al.* 2010).

*Conocimiento y uso del venado cola blanca.* La información relativa al conocimiento y uso que los pobladores mayas poseen en torno al venado cola blanca, se obtuvo durante 2009 a 2012 por medio de un proyecto sobre valoración de uso de la fauna silvestre en las comunidades Mayas antes señaladas financiado por Fomix Campeche. Se empleó el método de valoración participativa (Chambers 1994), aplicando las técnicas de entrevistas estructuradas y no estructuradas. La entrevista no estructurada (no estandarizada), se realizó para tener el primer acercamiento con los habitantes de cada comunidad, como medio y vínculo de confianza con los pobladores de cada comunidad, a fin de que supieran de qué se trataba el estudio y establecer el horario de visita y personas interesadas en participar. La entrevista estructurada (estandarizada), se condujo posteriormente utilizando un formato preestablecido con preguntas cerradas para registrar la importancia y frecuencia de aquellas especies animales, los productos de éstas que son aprovechadas y el valor de uso. Se aplicaron 40 entrevistas estandarizadas en cada comunidad ( $n = 160$ ), a personas adultas elegidas al azar ( $> 25$  años) y que contaran con más de 20 años de residencia en la zona. Como parte de las personas entrevistadas se incluyeron a los cazadores que aceptaron ser entrevistados, asimismo las entrevistas individuales que terminaron siendo familiares se consideraron como una sola entrevista.

Con el fin de evaluar la importancia comunitaria del venado de acuerdo a las categorías de uso que se registran en cada comunidad, se calculó el Índice de Valor de Importancia Relativa (IIRE):  $nc/N \times 100$ . Donde  $nc$  es el número de informantes que citan a la especie dentro de la categoría de uso y  $N$  el número total de informantes.

Para conocer el grado de semejanza entre las comunidades mayas en relación al uso del venado cola blanca se estimó el índice de similitud (Cosió 2007; Frankfort y León 2009), mediante la siguiente fórmula:  $IS = 1 - (\Delta PR / 100)$ . Donde  $IS$  es el índice de similitud y  $\Delta PR$  es la diferencia de IIRE entre comunidades. Cuando el  $IS$  tiende a 1 hay mayor similitud en cuanto a valor de uso del venado cola blanca entre las comunidades mayas. Los datos obtenidos se capturaron en una matriz en formato MS-Excel y fueron procesados mediante estadística descriptiva, especialmente análisis de frecuencias y porcentajes utilizando el paquete estadístico SPSS versión 12.0 para Windows® (SPSS Inc. 2003).

## Resultados

El venado cola blanca (*O. virginianus*) se aprovecha en ocho categorías de uso que a continuación se detallan.

1. *Alimento.* El venado tiene un alto valor de uso como alimento en las cuatro comunidades mayas estudiadas. Los valores del  $IS$  muestran que es una especie con el mismo valor de importancia y predilección independientemente de la ubicación

geográfica y/o condición socio-ambiental de cada comunidad (Figura 2). El consumo de la carne se realiza de diversas formas; pipian, asado, ceviche, tzik (salpicón) y ché chak (caldo).

2. *Medicina*. Los valores de IS muestran una mayor similitud de uso medicinal entre las comunidades del norte del estado ( $IS \geq 0.6$ ) en contraste con las comunidades del sur ( $IS \leq 0.4$ ). En las comunidades de Nunkini y Sahcabchen se usa la grasa para tratar tres afecciones respiratorias (bronquitis, tos, asma) y una reumática (dolor de huesos). La ceniza que resulta de quemar la cola del venado se usa para tratar el dolor de oídos. En tanto que en las comunidades de Pich y Chencoh, la grasa se usa únicamente para tratar la tos y dolor de huesos.

3. *Peletero*. En cuanto al valor de uso peletero, se documentó que aún se sigue aprovechando la piel del venado para elaborar diversos productos como: sandalias, correas, fajas, sillas, mecedoras, fundas de machete y bolsos. En las comunidades de Nunkini ( $IS = 0.49$ ), Sahcabchen ( $IS = 0.40$ ) y Chencoh ( $IS = 0.42$ ), los valores fueron proporcionalmente similares en cuanto al uso de las pieles de manera doméstica. En la comunidad de Pich ( $IS > 0.9$ ), se observa un alto reconocimiento de la población en torno al valor peletero del venado.

4. *Comercio*. En las comunidades de Nunkini y Sahcabchen se registró comercio de pieles secas a precios que van de los 200 a 500 pesos (13 a 33 USD) por pieza según su tamaño. En Pich y Chencoh el uso comercial solo es a baja escala y localmente, siendo mayor su aprovechamiento comunitario para elaborar diversos productos. En Nunkini y Sahcabchen el comercio de carne de venado tiene un precio de 85 a 100 pesos por kilo (5 a 7 USD), aunque no es una práctica común. El precio depende si es vendida dentro o fuera de las comunidades.

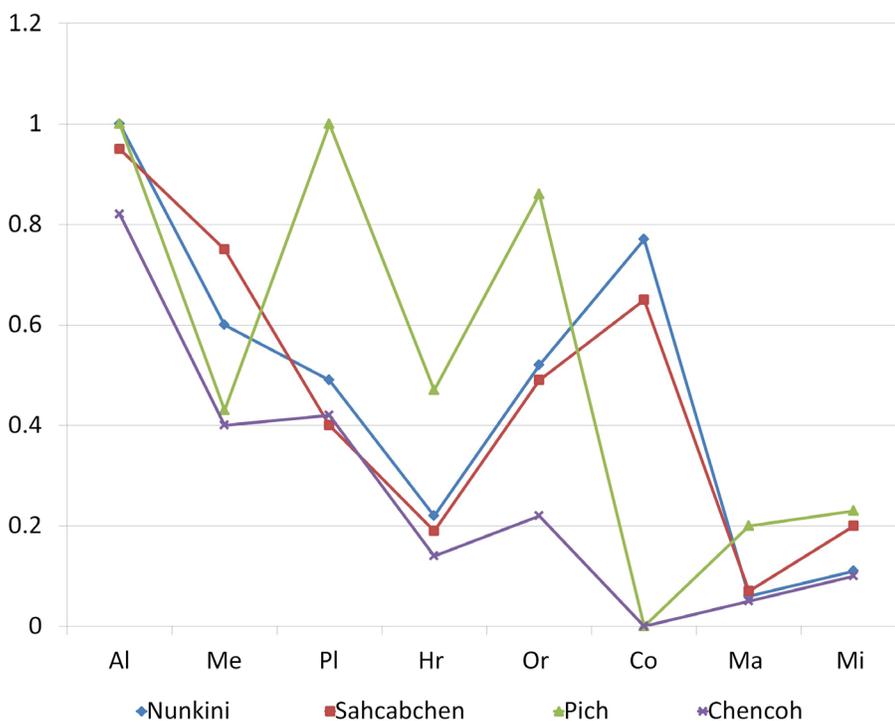


Figura 2. Índice de similitud del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) entre comunidad maya por categoría de uso. Al = alimento, Me = medicina, PI = peletero, Hr = herramienta, Or = ornamento, Co = comercio, Ma = mascota, Mi = Mítico. Pich = verde, Chencoh = morado, Nunkini = azul y Sahcabchen = rojo

5. *Mascota*. En las cuatro comunidades se registró la venta ocasional de cervatillos para criarlos como mascota.

6. *Herramienta*. En las cuatro comunidades se aprovechan las astas como percheros, quitar las hojas (brácteas), desgranar las mazorcas, elaborar mangos para navajas y cuchillos. Las patas se usan para elaborar mangos de cuartas (fuetes), destapadores y llaveros.

7. *Ornamento*. En las comunidades de Nunkini (IS = 0.52) y Sahcabchen (IS = 0.49) el uso ornamental es más frecuente, lo que se relacionó con la mayor actividad comercial que se realiza en estas comunidades.

8. *Mítico*. El venado cola blanca en lengua maya es conocido con el nombre genérico de "Kéej", nombre onomatopéyico en atribución al sonido que produce con la nariz cuando advierte peligro (Chable 2000). En el ámbito mítico en las cuatro comunidades se obtuvo que se usa la pata del venado para golpear nueve veces la rodilla de los niños pequeños para que aprendan a caminar rápido. Asimismo, se documentó que cuando se caza un venado no se debe tirar, regalar o cocinar el hígado junto con las demás vísceras, debido a que esto hará que el arma pierda el aire (potencia de tiro) y no se logrará matar otros animales. Destaca la mención, de que en caso de encontrarse la piedra "tunich" en el estómago del venado es usada como amuleto para tener buena suerte en la caza. Según los valores del IS (< 0.24), se muestra que los aspectos míticos en torno al venado son similares en las comunidades, no obstante estos son del dominio solamente de algunos pobladores (cazadores principalmente).

## Discusión

Los índices de similitud más altos (0.52, 1 – 0) se encuentran en general en la comunidad de Pich y los más bajos en la de Chencoh (0.26, 0.82 – 0), ambas localizadas en la zona central del estado que se conoce como región de los Chenes. Las comunidades del norte Sahcabchen y Nunkini tienen índices muy similares. Esto se debe a que en estas poblaciones mayas se registra la misma tendencia de uso del venado.

En todas las comunidades se obtuvo que el índice por alimentación fue el más alto (0.94, 1 – 0.82), los que implica que la principal motivo por la que se realiza la cacería es por el producto cárnico, quedando los otros siete como secundarios a excepción del peletero en la comunidad de Pich (IS = 1). El valor más bajo (0.095, 0.2 – 0.05) fue para el de mascota, seguido del mítico (0.16, 0.23 – 0.1). Destaca el hecho de que en las cuatro comunidades todos los pobladores entrevistados ubican al venado cola blanca como la especie animal con mayor importancia alimenticia a nivel intra e intercomunitaria, esto se ha mantenido desde tiempos prehispánicos (Götz 2011, 2012, 2014; Masson y Peraza 2008, Montero 2009). Por el contrario, el uso mítico registro un valor muy bajo habiendo sido tan importante en la cosmología maya. El uso que más variación presento fue el de comercio desde IS = 0.77 a IS = 0. Registrando particularmente esta tendencia para las comunidades del norte con un valor de similitud proporcionales, si se considera la diferencia en el tamaño de las comunidades.

*Patrón y tendencias de uso del venado cola blanca*. Nuestros resultados corresponden con otros estudios, como el realizado en la comunidad Maya "El Remate" localizada al norte de Campeche. En "El Remate", el venado se ubica como uno de los recursos

alimenticios con mayor preferencia con respecto a la 35 especies faunísticas que son aprovechadas por los pobladores de esa comunidad (Méndez y Montiel 2007). Sin embargo, pueden existir variaciones en el patrón de uso con respecto a comunidades mayas dedicadas a la pesca, como La Isla, en Campeche, en donde su actividad económica principal se sustenta en el aprovechamiento de especies marinas.

El aprovechamiento del venado en las ocho categorías de uso identificadas entre las comunidades mayas estudiadas, permite reconocer que existe un patrón de uso de este cérvido entre poblaciones mayas. Patrón que posiblemente se fue constituyendo desde la época prehispánica, ya que de acuerdo a las investigaciones arqueozoológicas llevadas a cabo en distintos sitios del área Maya. El venado aparece como una de las especies preferidas en los asentamientos mayas durante el clásico tardío (Emery 2003; Montero 2009). El venado cola blanca fue la especie animal más frecuente encontrada en los basureros asociados con las zonas habitacionales del Petén, al sur de la península, y zona norte de la Península de Yucatán (Götz 2014). Restos de venados subadultos en las muestras arqueofaunísticas correspondientes al periodo postclásico en la antigua ciudad Maya de Mayapán, se ha interpretado como una posible evidencia de manejo de venados en áreas agroforestales controladas (Masson y Peraza 2008).

La tendencia a comercializar la piel de venado en la comunidad Nunkini se debe a la demanda que han generado compradores foráneos, así como a la venta local que se produce cada año debido a la celebración de su carnaval. Las pieles de venado se utilizan como parte de la vestimenta de las personas que participaran en el llamado carnaval de "osos". En las comunidades de Pich y Chencoh, el uso de la piel es más de tipo doméstico, esto coincide con lo reportado para las poblaciones de Tankuché y El Remate ubicadas al norte del estado de Campeche, México, en donde se reporta que la piel se usa para fabricar productos de talabartería como fundas para machetes y forros para monturas (Méndez y Montiel 2007; León y Montiel 2008).

El uso mítico del venado forma parte de las manifestaciones culturales de las comunidades mayas, destacando la búsqueda del "tunich". Se trata de una piedra bezoar (calculo intestinal) que suele encontrarse generalmente en el *reticulum*, que corresponde a una de las cámaras del estómago, la cual es un amuleto muy cotizado por los cazadores (Mandujano y Rico 1991).

El patrón de uso reconocido para el venado cola blanca está relacionado a las características históricas de aprovechamiento y manejo de recursos de las comunidades mayas en donde la agricultura ha sido la actividad económica predominante y la cacería una práctica ocasional y oportunista para subsistencia. En este contexto, el registro de ocho tipos de uso de *O. virginianus* es una medida diagnóstica de la importancia y el aprovechamiento de esta especie entre las poblaciones mayas del estado de Campeche como recurso estratégico a nivel local, materia prima y producto de intercambio o comercio. El patrón de uso se ha mantenido relativamente estable, pues entre poblaciones mayas distanciadas en Campeche a 100 kilómetros y en las cuales no registró que tuvieran contacto, las formas de aprovechamiento de *O. virginianus* son similares, tanto en términos de las categorías de uso como en el valor que tiene el venado a nivel intra e inter-comunitario. No obstante, en las comunidades ubicadas en el norte se registra una variación en cuanto a la tendencia de cazar venados para comercializar su piel. Por lo cual es fundamental evaluar el impacto que está generando esta actividad comercial sobre las poblaciones de venado cola blanca que habitan en la región norte del estado, así como buscar alternativas de permitan

regular y legalizar el aprovechamiento de esta especie animal para favorecer su conservación a nivel local y regional.

## Agradecimientos

Agradecemos a C. Lorenzo, S. Mandujano y R. Reyna-Hurtado sus acertadas observaciones y recomendaciones realizadas a este manuscrito.

## Literatura citada

- ALVAREZ, T., y O. J. POLACO.** 1983. Restos de moluscos y mamíferos cuaternarios procedentes de Loltúm, Yucatán. Cuaderno de Trabajo No. 26. Departamento de Prehistoria, Instituto Nacional de Antropología e Historia. Ciudad de México, México.
- ARROYO, C. J., y O. J. POLACO.** 2003. Caves and the Pleistocene vertebrate paleontology of México. Pp. 273-291 en Ice age cave faunas of North America (Schubert, B.W., J. I. Mead, y R. W. Graham, eds.). Indiana University Press y Denver Museum of Nature and Science. Denver, EE. UU.
- CASADO, L. M.** 2015. El Arte Rupestre en México. *Arqueología Mexicana* 61:1-82.
- CHABLÉ, H. E.** 2000. Máayáh Tán. Cuaderno de enseñanza del idioma. Casa de la Cultura, Hopelchén. Campeche, México.
- CHAMBERS, R.** 1994. The Origins and Practice of Participatory Rural Appraisal. *World Development* 22:953-969.
- CHÁVEZ, G. J.** 2012. Significados del venado-sol en la cosmovisión maya. Un atisbo a la mitología e historia oral mayence. Editorial Académica Española. Madrid, España.
- COSIO, B. A.** 2007. Conocimiento y comparación del uso de la Fauna Silvestre en dos Comunidades Ejidales del Municipio de Hueytamalco, Puebla, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, México.
- EMERY, K. F.** 2003. The noble beast: status and differential access to animals in the Maya world. *World Archaeology* 34:498-515.
- FLORES, J. S., y I. C. ESPEJEL.** 1994. Tipos de vegetación de la península de Yucatán. *Etnoflora Yucatanense*. Fascículo 3. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, México.
- FLORES, J. S., y M. C. SÁNCHEZ.** 2010. Diversidad florística. Pp. 201-2013 en *La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado* (Villalobos, G., y J. Mendoza, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Gobierno del Estado de Campeche - Universidad Autónoma de Campeche - El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Unidad Campeche. Campeche, México.
- FRANKFORT, N. C., y A. LEÓN.** 2009. *Social Statistics for a Diverse Society*. 5th ed. Pine Forge Press. Oxnard, EE. UU.
- GALINDO, C., y M. WEBER.** 1998. El Venado de la Sierra Madre Occidental. *Ecología, Manejo y Conservación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Ediciones Culturales SA DICUSA. Ciudad de México, México.
- GARCÍA, E.** 1981. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. Tercera Edición. Ciudad de México, México.
- GÓMEZ J. J.** 2001. El Estado de Campeche. Pp. 41-52 en *Los Mayas de Campeche frente a la modernización* (Gómez de Silva, J., ed.). Gobierno del Estado de Campeche - 1997-2003. Campeche, México.
- GÓMEZ, P. L., y G. CARBOT.** 2012. Contribución al estudio de los megamamíferos del Pleistoceno Tardío del municipio de Villaflores, Chiapas, México. *Lacandonia* 6:31-41.
- GONZÁLEZ, D.** 1997. Algunas consideraciones sobre la cacería de subsistencia tradicional

- de venado en algunos ejidos mayas integrantes del plan piloto forestal. V Simposio sobre Venados de México. Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- GÖTZ, M. C.** 2011. Una mirada zooarqueológica a los modos alimenticios de los mayas de las Tierras Bajas del norte. Pp. 89-109 en Identidades y cultura material en la región maya (Hernández, H. A., y M. Pool, eds.). Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, México.
- GÖTZ, M. C.** 2012. Critical evaluation of the sustainability of Prehispanic Maya agroecosystems: implications of hunting and animal domestication in the Northern Maya Lowlands. Pp. 477-486 en The Archaeology of Yucatan: New Directions and Data, (Stanton, T., ed.). British Archaeological Reports International Series. Oxford, EE.UU.
- GÖTZ, M. C.** 2014. La alimentación de los Mayas Prehispánicos vista desde la zooarqueología. Anales de Antropología 48:167-199.
- GRAYSON, D. K.** 1989. The chronology of North American late Pleistocene extinctions. Journal of Archeological Science 16:153-165.
- GUZMÁN, S. D., O. G. RETANA, Y J. CÚ.** 2013. Lista de los Mamíferos Terrestres del Estado de Campeche, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 29:105-128.
- INEGI.** 2011. Censo de Población y Vivienda (2010). Panorama sociodemográfico de Campeche. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.
- INEGI.** 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2010). Principales resultados por localidad 2010 (ITER) . Consulta en línea: junio-2015.
- LEÓN, P., Y S. MONTIEL.** 2008. Wild meat use and traditional hunting practices in a rural Mayan community of the Yucatan Peninsula. Human Ecology 36:249-257.
- LORENZO, J. L., Y L. MIRAMBELL.** 1999. The Inhabitants of Mexico During the Upper Pleistocene. Pp. 482-496 en Ice Age People of North America, (Bonnichsen, R., y K. Turnmire, eds.). Oregon State University Press. Corvallis, EE.UU.
- MANDUJANO, S., Y V. RICO.** 1991. Hunting, use, and knowledge of the biology of the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus Hays*) by the maya of central Yucatan, Mexico. Journal of Ethnobiology 11:175-183.
- MANDUJANO, S., C. DELFÍN, Y S. GALLINA.** 2010. Comparison of geographic distribution models of white-tailed deer *Odocoileus virginianus* (Zimmermann, 1780) subspecies in Mexico: biological and management implications. Theria 1:41-68.
- MASSON, M., Y C. PERAZA.** 2008. Animal use at the Postclassic Maya center of Mayapán. Quaternary International 191:170-183.
- MÉNDEZ, C. F., Y S. MONTIEL.** 2007. Diagnóstico preliminar de la Fauna y Flora Silvestre utilizada por la población Maya de dos comunidades costeras de Campeche, México. Universidad y Ciencia 23:127-139.
- MENDOZA, V. J., Y V. M. KÚ.** 2010. Clima. Pp. 16-19 en La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado (G. Villalobos, y J. Mendoza, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Gobierno del Estado de Campeche - Universidad Autónoma de Campeche -El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) Unidad Campeche. Campeche, México.
- MONTELLANO, B. M., Y G. CARBOT.** 2009. Presencia de *Odocoileus* (Artiodactyla, Cervidae) en el Pleistoceno de Chiapas, México. Pp. 291-298 en 60 años de la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología de la UNAM. Aportaciones al Conocimiento y Conservación de los Mamíferos de México (Cervantes, F., Y. Ortelano, y J. Vargas, Eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, Mexico.

- MONTERO, L. C.** 2009. Sacrifice and feasting among the classic maya elite, and the importance of the with-tailed deer: is there a regional pattern? *Journal of Historical and European Studies* 2:53-68.
- MONTIEL, S., L. M. ARIAS, Y F. DICKINSON.** 1999. La cacería tradicional en el norte de Yucatán: una práctica comunitaria. Universidad Autónoma de Chapingo. *Revista de Geografía Agrícola* 29:43-52.
- MONTIEL, O. S., Y L. ARIAS.** 2008. La cacería tradicional en el Mayab contemporáneo: una mirada desde la ecología humana. *Avance y Perspectiva* 1:21-27.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., N. GONZÁLEZ, A. GARDNER Y J. ARROYO.** 2014. List of Recent Land Mammals of Mexico, Special Publications, Museum of Texas Tech University 63:1-69.
- RETANA, O. G.** 2006. Fauna Silvestre de México. Aspectos Históricos de su Gestión y Conservación. Ciencia y Tecnología . Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- SARUKHÁN, J., P. KOLEFF, J. CARABIAS, J. SOBERÓN, R. DIRZO, J. LORENTE-BOUSQUETS, G. HALFFTER. R. GONZÁLEZ, MARCH, A. MOHAR, S. ANTA, Y J. DE LA MAZA.** 2009. Capital natural de México. Síntesis: actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Comisión Nacional para el Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- STATISTICS PACKAGE FOR THE SOCIAL SCIENCES (SPSS).** 2003. Versión 12.0 for Windows. SPSS Inc. Chicago, EE. UU.
- TOLEDO, V., N. BARRERA, E. GARCÍA, Y P. ALARCÓN.** 2008. Uso Múltiple y Biodiversidad entre los Mayas Yucatecos. México. *Interciencia* 33:345-362.
- VÁZQUEZ, D. E., Y H. ARITA.** 2010. The Yucatan peninsula: biogeographical history 65 million years in the making. *Ecography* 33:212-219.

*Summited: July 20, 2015*

*Review: September 2, 2015*

*Accepted: September 25, 2015*

*Associated editor: Rafael Reyna*



**Importance of the volcano rabbit  
(*Romerolagus diazi*) in the coyote  
(*Canis lastrans*) and bobcat (*Lynx rufus*) diets**

# Importancia del conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*) en la dieta del coyote (*Canis lastrans*) y del lince (*Lynx rufus*)

Juan Manuel Uriostegui-Velarde<sup>1</sup>, Zuri Samuel Vera-García<sup>1</sup>, Luis Gerardo Ávila-Torresagatón<sup>1</sup> Areli Rizo-Aguilar<sup>1</sup>,  
Mircea G. Hidalgo-Mihart<sup>2</sup> y José Antonio Guerrero<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Avenida Universidad 1001, Cuernavaca 62210. Morelos, México. E-mail: uvjm@hotmail.com (JMUV) samuel\_vera65@hotmail.com (ZSVG), luis.avila@uaem.mx (LGAT), areli.rizo@uaem.mx (ARA), aguerrero@uaem.mx (JAG)

<sup>2</sup> División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Km 0.5 carretera Villahermosa-Cárdenas, Villahermosa 86039. Tabasco, México. E-mail: mhidalgo@yahoo.com (MHM)

\*Corresponding author

**Introduction:** Predation may have important effects on prey populations, especially when the prey species is considered endangered such as the volcano rabbit (*Romerolagus diazi*). Understanding the importance of the volcano rabbit in the coyote and bobcat diet is important to recognize the possible impact that these predators can have on the populations of this endangered rabbit.

**Methods:** We studied the food habits of the coyote and during three climate seasons in the Chichinautzin Biological Corridor through scat analysis. We obtained the frequency of occurrence and consumed biomass of each identified prey item. Additionally we estimated the relative abundance of some of the potential prey species for these two predators and analyzed the relationship between prey abundance and the use of the prey found on the diet of these two predators.

**Results:** The most common prey species and with the greatest biomass contribution on the diet of coyotes and bobcats were the rabbits of the genus *Sylvilagus* sp., followed by the volcano rabbit. We did not find differences in the frequency of occurrence of prey or in the consumed biomass between the studied seasons, indicating that the diet of both predators remains constant throughout the year. Prey selection analysis showed that both predators selected *Sylvilagus* rabbits, while volcano rabbits are consumed less than their availability in the environment.

**Discussion and conclusions:** Reduced consumption of the volcano rabbit according with their availability on the environment by coyotes and bobcats could be the result of the selection of larger prey and the nocturnal behavior patterns of both predators. Even though we did not find that both predators are selecting volcano rabbits on their diets, our results showed that coyotes and bobcats are important predators for *R. diazi*. It is necessary to determine the potential number of volcano rabbits consumed by both predators in order to understand the impact of these predators on this endangered species.

**Key words:** conservation; endangered species; predation; prey selection; volcano rabbit.

**Introducción:** La depredación puede tener efectos importantes en las poblaciones de las presas, siendo este efecto mayor cuando la presa es una especie en peligro de extinción. Entender la importancia del conejo zacatuche en la dieta del coyote y del lince es importante para conocer el impacto que estos depredadores pueden estar ejerciendo sobre las poblaciones de este conejo catalogado en peligro de extinción.

**Metodología:** Se estudió la dieta del coyote y el lince durante tres temporadas climáticas en el Corredor Biológico Chichinautzin a través del análisis de sus heces fecales. Calculamos la proporción de aparición y el porcentaje de biomasa total consumida de cada presa identificada. Además, se estimó la abundancia relativa de las presas potenciales en el ambiente y se analizó la relación entre las abundancias de depredadores con la presencia de presas que son componentes de sus dietas.

**Resultados:** La presa con mayor frecuencia de ocurrencia y la que mayor biomasa aporta a la dieta de ambos depredadores fue *Sylvilagus* sp., seguida por *Romerolagus diazi*. No se encontraron diferencias significativas en la frecuencia de ocurrencia de las presas, ni para la proporción de biomasa consumida entre las diferentes temporadas analizadas. Este resultado indica que la dieta de ambos depredadores se mantiene constante durante el año. El análisis de selección de presas mostró que ambos depredadores seleccionan a conejos del género *Sylvilagus*, mientras que los zacatuches son consumidos en menor proporción que su disponibilidad en el ambiente.

**Discusión y conclusiones:** El menor consumo de zacatuches por el coyote y el lince de acuerdo a su disponibilidad en el ambiente podría ser el resultado de la selección de presas de mayor tamaño y a los patrones de comportamiento mayormente nocturnos de ambos depredadores. A pesar de que no se encontró selección hacia los zacatuches por parte de coyotes y lince, los resultados mostraron que los coyotes y lince son depredadores importantes de *R. diazi*. Es necesario determinar a través de estudios específicos el número potencial de zacatuches consumidos por los depredadores y su impacto en las poblaciones de la especie.

**Palabras clave:** conservación; depredación; especie amenazada; selección de presas; zacatuche.

## Introducción

La depredación puede tener efectos serios en las poblaciones de las presas (Nilsson 2001; Vucetich *et al.* 2005; Gervasi *et al.* 2012). En ambientes estables, las interacciones depredador-presa se mantienen constantes (Begon *et al.* 1996). Sin embargo, cuando un ecosistema sufre modificaciones en un periodo de tiempo corto, pueden ocurrir cambios en el tipo y la abundancia de los depredadores, lo que puede afectar a las especies presa de manera directa con su muerte o bien con cambios en dicha interacción (Sih *et al.* 1998; Gervasi *et al.* 2013). En consecuencia, puede ocurrir que las especies presa adopten nuevas estrategias que le permitan reducir el riesgo de depredación (Shapira *et al.* 2008), o bien que ocurra un aumento en la tasa de depredación, lo que resultará en una drástica reducción de los tamaños poblacionales de las presas (Estes *et al.* 1998; Vucetich *et al.* 2005; Festa-Bianchet *et al.* 2006).

Este efecto es particularmente importante cuando la presa es una especie en peligro de extinción (Drewien *et al.* 1985; Crawford *et al.* 2010). Los casos mejor documentados en este sentido han sido los depredadores introducidos, los cuales han causado la extinción de especies presa, particularmente en islas (Hanna y Cardillo 2014). Este efecto también se ha documentado con depredadores nativos, los cuales han sido favorecidos debido a cambios en el ambiente producidos por el hombre, de tal forma que el impacto sobre las presas ha sido mayor al esperado en un ambiente no modificando, colocando en riesgo de extinción a la especie presa (Crawford *et al.* 2010; Ripple *et al.* 2013).

El conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*) es una especie endémica de las montañas centrales del Eje Volcánico Transversal. Sus poblaciones se concentran en cuatro áreas núcleo y 12 periféricas, ubicadas en los Volcanes Pelado, Tláloc, Popocatepetl e Iztaccíhuatl, en altitudes por arriba de los 2,800 m (Velázquez *et al.* 1996; Rizo-Aguilar *et al.* 2015). Es una especie especialista de hábitat porque su sobrevivencia depende de la presencia de pastizales amacollados de los géneros *Mulhenbergia*, *Festuca* y *Jarava* (Velázquez 1994). Es una especie abundante en las zonas donde esos pastizales tienen un cobertura densa y mayor altura, prácticamente está ausente fuera de estas zonas (Rizo-Aguilar *et al.* 2015). El hábitat del zacatuche ha disminuido drásticamente como resultado de actividades humanas como la agricultura, el pastoreo y extracción de tierra para jardinería (Portales *et al.* 1997; Velázquez *et al.* 2011), además de que se ha documentado que enfrenta amenazas importantes derivadas del cambio climático

(Anderson *et al.* 2009). Debido a estos factores, el conejo zacatuche está considerado en peligro de extinción en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010), así como por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (AMCELA *et al.* 2008).

El zacatuche es depredado naturalmente por coyotes, lince y comadrejas, reptiles como las serpientes de cascabel y aves rapaces (Cervantes y Martínez-Vázquez 1996). Se ha encontrado que en aquellas zonas donde el hábitat es adecuado para el zacatuche, es posible encontrar poblaciones abundantes de este lagomorfo, de tal forma que en el caso particular de la dieta de lince y coyotes. El zacatuche es una de las primeras presas más consumida por estos depredadores en la zona del Ajusco, con importancia comparable a la de otros conejos de mayor tamaño como *Sylvilagus floridanus* y *S. cunicularius* (Romero 1993; Aranda *et al.* 1995, 2002), mientras que en la zona del Iztaccíhuatl-Popocatepetl es la cuarta más consumida (Martínez-García *et al.* 2014). Además, se ha mencionado que los perros ferales pueden ser importantes depredadores de la especie (Portales *et al.* 1997).

En una especie con distribución limitada y sujeta a grandes presiones antropogénicas como *R. diazi*, el efecto de la depredación natural podría ser importante y considerarse como una amenaza más a su supervivencia. El entender la importancia del conejo zacatuche en la dieta del coyote y del lince nos permitirá conocer el efecto potencial que ambos depredadores potencialmente podrían ejercer sobre las poblaciones de este lagomorfo. Si existiera una selección del zacatuche sobre la disponibilidad de los mismos en el ambiente indicaría que los depredadores los prefieren sobre otras fuentes de alimento. Es así que para entender el efecto de los lince y coyotes podrían tener sobre el zacatuche analizamos los hábitos alimentarios de estos depredadores durante tres temporadas climáticas de un ciclo anual y comparamos los resultados con la abundancia relativa de presas potenciales en el ambiente.

## Materiales y métodos

**Área de estudio.** El estudio se llevó a cabo dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Corredor Biológico Chichinautzin (COBIOCH) ubicada al norte del estado de Morelos. Específicamente trabajamos en los alrededores del Cerro San Ignacio, en la zona Centro-Norte de la Fracción I del COBIOCH (Figura 1). En el área hay distintas asociaciones vegetales las cuales consisten de bosque de pino-encino, bosque de pino, bosque de *Abies* y zacatonales subalpinos (Velázquez y Cleef 1993). La altitud esta entre los 2,900 y 3,200 m; el clima predominante es templado semifrío y una temperatura media anual de entre 5 y 12 °C (Contreras-MacBeath *et al.* 2004). En el área se presentan tres temporadas climáticas derivadas de la presencia de heladas y lluvias (seca fría, seca cálida y lluviosa).

**Colecta de heces fecales y análisis de la dieta.** La dieta del coyote y lince se estudió por medio del análisis de sus heces fecales (Klare *et al.* 2011). Entre junio de 2008 y mayo de 2009 se recorrieron mensualmente a pie aproximadamente 20 km de caminos y brechas en el área de estudio en búsqueda de heces fecales de estos depredadores. Un mes antes del inicio de esta búsqueda, el área se recorrió y se eliminaron todas las heces fecales, de tal forma que las heces fecales colectadas solo correspondían al mes en curso. Las heces fecales fueron identificadas en campo basándose en la forma, tamaño, color y olor, pero sobre todo la presencia de huellas asociadas (Aranda

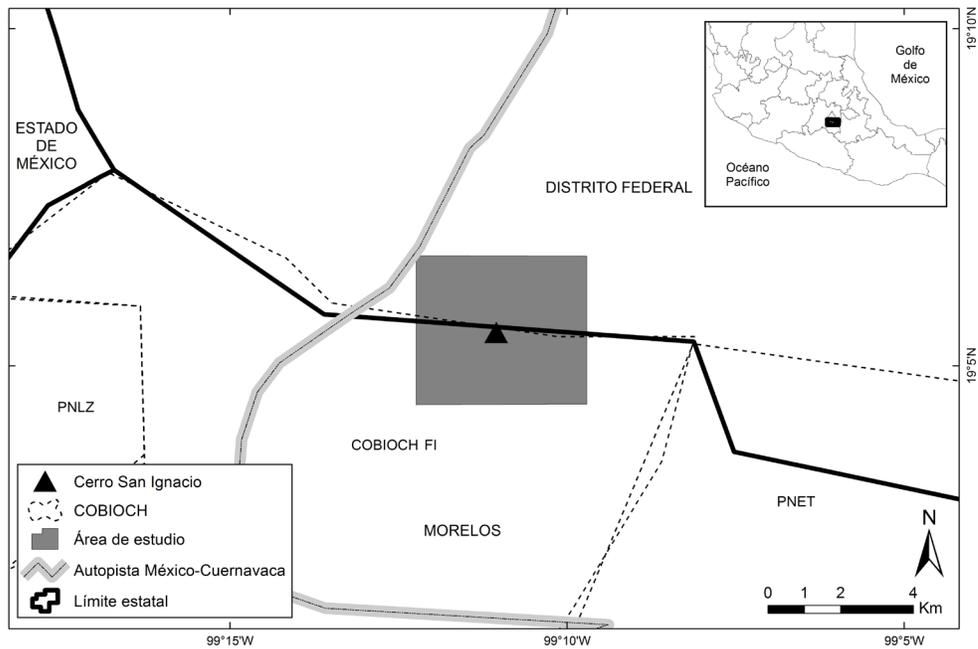


Figura 1. Esquema del área de estudio dentro de las Áreas Naturales Protegidas que conforman el COBIOCH. PNLZ Parque Nacional Lagunas de Zempoala, PNET Parque Nacional El Tepozteco, COBIOCH FI y FII, Fracciones I y II del Corredor Biológico Chichinautzin.

2000). Las heces fecales halladas en un avanzado estado de desintegración y aquellas que no pudieron ser identificadas por sus características o por la ausencia de huellas asociadas no fueron recolectadas. Posterior a la recolección en campo, las heces fecales fueron transportadas en bolsas de plástico y procesadas en el laboratorio siguiendo la metodología estándar (Klare *et al.* 2011).

La identificación de las presas fue realizada al separar los diferentes componentes de las heces fecales (pelos de mamíferos, restos de artrópodos, plumas y materia vegetal). Para el análisis de la dieta sólo se consideraron los pelos de mamíferos debido a que representaban más del 95 % de la dieta de ambos depredadores y porque el análisis de selectividad se enfocó a este grupo de presas. De cada hez fecal se seleccionaron 15 pelos, los cuales fueron identificados por medio de un análisis microscópico de sus patrones medulares tomando como referencia claves y guías de identificación (Monroy-Vilchis y Rubio-Rodríguez 2003). Se realizó también una comparación con pelos obtenidos de especies capturadas en campo y de ejemplares de la Colección de Mamíferos del Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CMC) de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Los pelos fueron identificados hasta el nivel taxonómico de especie cuando fue posible y asignados a una presa en particular.

Para la caracterización y el análisis de la dieta las heces fecales se agruparon en tres temporadas del año que correspondieron a la época de lluvias (junio a septiembre), seca fría (octubre a enero) y seca cálida (febrero a mayo). Se estimó la frecuencia de ocurrencia (FO) para cada una de estas temporadas de los distintos componentes identificados de la dieta (Ackerman *et al.* 1984) y el porcentaje de biomasa total consumida (BTC; Klare *et al.* 2011). En el caso del coyote, la estimación de la biomasa consumida se hizo usando el modelo de regresión lineal ( $y = 0.439 + 0.008x$ ) desarrollado para el lobo (*Canis lupus*) por Weaver (1993). En el lince se utilizó el modelo de regresión ( $y = 15.06 + 1.330x$ ) propuesto por Rühle *et al.* (2007) para

el lince euroasiático (*Lynx lynx*). En ambas ecuaciones lineales,  $y$  representa la masa (en g) de la presa en cada hez fecal colectada, y  $x$  representa la masa corporal (en g) de las presas (Weaver 1993). El peso de las especies presa se obtuvo a partir de las capturas realizadas en campo, calculando el promedio para cada una (*Peromyscus* sp.,  $n = 6$ ; *Neotomodon alstoni*,  $n = 105$ ; *Reithrodontomys* sp.,  $n = 18$ ; *Sigmodon* sp.,  $n = 6$  y *Sorex* sp.,  $n = 3$ ). Para aquellas especies presa que no se capturaron en campo, el peso consignado se tomó de las descripciones de las especies en la obra de Ceballos y Oliva (2005). Una vez estimados los valores de FO y el porcentaje de BTC, se llevó a cabo una prueba de independencia de  $G$  agrupando los datos para los lagomorfos y para los roedores y soricomorfos para analizar si existían diferencias en estos parámetros de la dieta del lince y del coyote entre las tres temporadas (Sokal y Rohlf 1980) empleando el programa Statistica 8 (Statsoft 2007).

*Disponibilidad de las presas.* Para analizar la importancia del conejo zacatuche y de otras presas potenciales en la dieta del coyote y del lince se estimó la abundancia relativa de lagomorfos, roedores y soricomorfos como una medida de su disponibilidad en el ambiente (Litvaitis et al. 1996). La disponibilidad de presas se limitó a la estimación de la abundancia relativa de estos tres grupos de mamíferos debido a que todos los trabajos realizados en la región sobre la dieta del coyote y del lince muestran que son las presas de mayor consumo para estos depredadores (Romero 1993; Aranda et al. 1995; Aranda et al. 2002; Martínez-García et al. 2014).

*Disponibilidad de lagomorfos.* Se seleccionaron cuatro sitios de muestreo (de aproximadamente cuatro hectáreas cada uno) distribuidos en el área de estudio y tratando de incluir los distintos hábitats naturales. En cada sitio se colocó una gradilla de 25 parcelas de 1 m<sup>2</sup> distribuidas en cinco líneas paralelas de cinco parcelas cada una. Cada línea estaba separada por 25 m, mientras que las parcelas en las líneas estaban ubicadas cada 10 m. El centro de las parcelas se marcó con una estaca de madera. Para los lagomorfos se utilizó el método de conteo de heces fecales como una medida de su abundancia relativa (Palomares 2001). Los excrementos del zacatuche son fácilmente distinguibles de las especies de *Sylvilagus* por su forma discoidal, hinchadas en la parte central y con un tamaño de 5 a 9 mm (Cervantes y Martínez-Vázquez 1996). Para cada muestreo, las parcelas eran limpiadas eliminando todas las heces fecales y aproximadamente un mes después se recolectaban y contaban todas las heces fecales encontradas dentro de cada parcela. Con los datos de conteos de heces fecales se calcularon índices de abundancia relativa de lagomorfos (IAR-L) para cada temporada climática. Para los lagomorfos se dividió el número de heces fecales colectadas en todos los cuadrantes entre el número total de cuadrantes, obteniendo así el número de heces fecales por metro cuadrado (heces fecales/m<sup>2</sup>).

*Disponibilidad de roedores y soricomorfos.* Se realizaron capturas de roedores y soricomorfos dos noches consecutivas para cada una de las temporadas climáticas estudiadas, colocando una trampa Sherman en cada una de las 250 parcelas utilizadas para estimar la abundancia de los lagomorfos. Los individuos capturados se identificaron a nivel de especie o género usando guías regionales de mamíferos (Ceballos y Galindo-Leal 1984) y así como las descripciones y claves de Hall (1981). Una vez identificados los roedores y soricomorfos, los individuos capturados fueron liberados en el mismo sitio donde se capturaron. Con los datos de capturas de roedores y soricomorfos se calcularon los índices de abundancia relativa de roedores y soricomorfos (IAR-RS) para cada temporada, dividiendo el número de capturas de cada especie entre el número de trampas empleadas para cada temporada muestreada.

*Análisis de selección de presas.* Para analizar si el conejo zacatuche es consumido como presa en la dieta del coyote y del lince de manera más o menos frecuente de lo esperado debido a su disponibilidad, se utilizó el método propuesto por Neu *et al.* (1974) y Byers *et al.* (1984), el cual combina una comparación inicial de  $\chi^2$  seguida del cálculo de los intervalos de confianza de Bonferroni (Litvaitis *et al.* 1996). La prueba de  $\chi^2$  se usa para determinar si existe una diferencia significativa entre el uso esperado que sería representado por la disponibilidad de las presas en el área (en nuestro estudio, la abundancia relativa de cada especie presa) y el uso observado, medido por el aporte de la biomasa de las especies presas en la dieta de ambos depredadores. Se utilizó el porcentaje de biomasa consumida para no sobrestimar la importancia de las presas pequeñas en la dieta de ambos carnívoros (Klare *et al.* 2011). Los análisis de  $\chi^2$  y la estimación de los intervalos de confianza se realizaron de manera independiente para los lagomorfos y para los roedores y soricomorfos debido a que utilizamos dos métodos diferentes para estimar la abundancia relativa de ambos grupos. Los intervalos de confianza de Bonferroni se usan cuando la prueba de  $\chi^2$  muestra que hay diferencia entre el uso esperado y el observado, con la finalidad de determinar qué presas están siendo seleccionadas (cuando el uso observado está por arriba del intervalo calculado y se presenta con signo positivo), evitadas (cuando el uso observado está por abajo del intervalo calculado y se presenta con signo negativo) o usadas de acuerdo a su disponibilidad en el ambiente (cuando el uso observado cae dentro del intervalo estimado y no presenta signo positivo ni negativo; Byers *et al.* 1984). Este método se usó anteriormente para evaluar la selección de distintos tipos de hábitat por el zacatuche (Velázquez y Heil 1996).

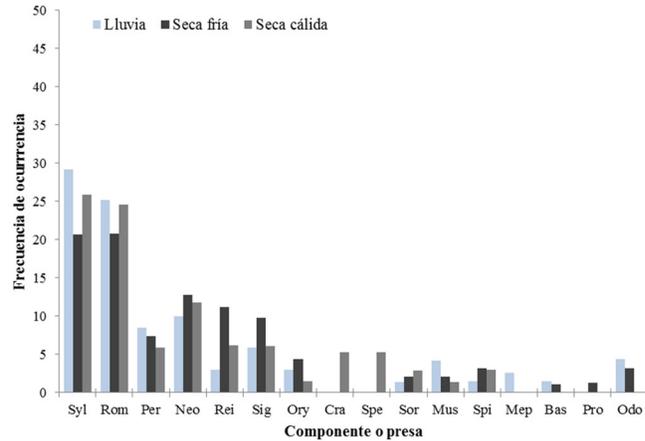
## Resultados

*Composición de la dieta.* Se analizaron 119 heces fecales de coyote (lluvia = 39; seca fría = 44; seca cálida = 36) y 88 de lince (lluvia = 20; seca fría = 30; seca cálida = 38). Del conjunto de heces fecales para el análisis anual se lograron identificar un total de 16 presas diferentes para la dieta del coyote y 14 para el lince (Tabla 1). Los análisis de los patrones medulares del pelo no permitieron distinguir entre las dos especies de *Sylvilagus* (*S. floridanus* y *S. cunicularius*) presentes en la zona de estudio, por lo que se consideraron en conjunto para los análisis posteriores.

Los mamíferos constituyeron la mayor parte en frecuencia de ocurrencia de la dieta de coyotes (FO = 93.21 %) y lince (FO = 81.40 %). La presa con mayor frecuencia de ocurrencia fue *Sylvilagus* sp., en el lince (33.03 %) y en el coyote (25.21 %), seguida por *Romerolagus diazi* (27.52 %, 23.50 %). *Neotomodon alstoni* fue la tercera presa (10.09 %, 11.54 %). El resto de las presas fueron encontradas en frecuencias menores. La presa que aportó mayor BTC a la dieta de ambos depredadores fue *Sylvilagus* sp., con 54.58 % de biomasa aportada a la dieta del coyote y 34.66 % de biomasa a la del lince. El zacatuche fue la segunda presa más importante en la aportación de biomasa, con 27.18 % en el lince y 23.72 % en el coyote. El resto de las presas fueron poco consumidas por ambos depredadores, con valores de FO < 3 % y aportando cada una < 4% a la biomasa de la dieta.

*Efecto de la temporada en la dieta.* Los datos de la dieta agrupados por temporada mostraron que el lince consumió en mayor proporción a *Sylvilagus* sp. en las temporadas de lluvia y seca fría, mientras que para la temporada seca cálida consumió a *R. diazi* (Figura 2). El coyote, por su parte, consumió en mayor proporción a *Sylvilagus*

## a) Coyote



## b) Lince

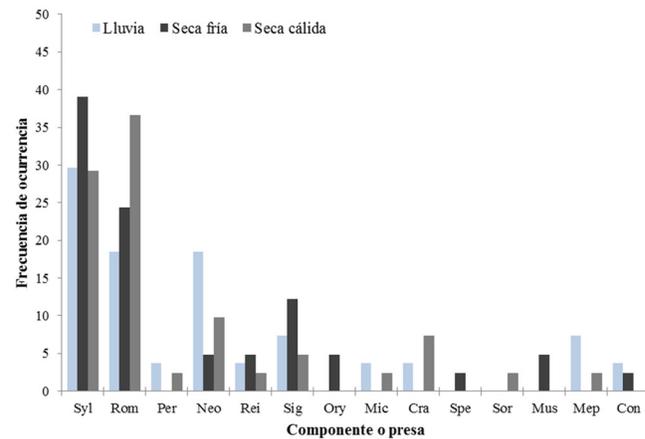


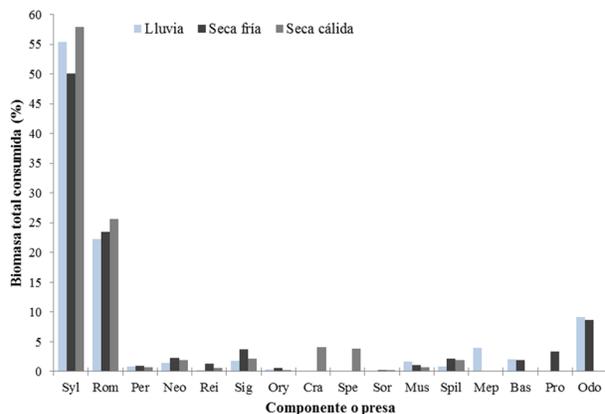
Figura 2. Gráfica de los valores de frecuencia de ocurrencia (FO) de las presas que componen la dieta del coyote y del lince durante las temporadas de lluvia, seca fría y seca cálida. *Sylvilagus* sp. (Syl), *Romerolagus diazi* (Rom), *Peromyscus* sp. (Per), *Neotomodon alstoni* (Neo), *Reithrodontomys* sp. (Rei), *Sigmodon* sp. (Sig), *Oryzomys couesi* (Ory), *Microtus mexicanus* (Mic), *Cratogeomys* sp. (Cra), *Spermophilus* sp. (Spe), *Sorex* sp. (Sor), *Mustela frenata* (Mus), *Spilogale putorius* (Spi), *Mephitis macroura* (Mep), *Conepatus leuconotus* (Con), *Bassariscus astutus* (Bas), *Procyon lotor* (Pro), *Odocoileus virginianus* (Odo).

sp. durante las temporadas seca fría y seca cálida, mientras que en la de lluvias ambos conejos fueron consumidos en altas proporciones.

La biomasa consumida tuvo un patrón muy similar a la FO, encontrando que *Sylvilagus* sp. fue la presa que mayor aportó a la dieta en las tres temporadas para ambos depredadores (Figura 3). Pese a estas variaciones en la dieta, la prueba de  $G$  no mostró diferencias significativas en la FO de las presas entre las temporadas (coyote:  $G = 62.52$ ,  $g. l. = 46$ ,  $P > 0.05$ ; lince:  $G = 83.04$ ,  $g. l. = 36$ ,  $P > 0.05$ ), ni para la BTC entre las temporadas (coyote:  $G = 55.12$ ,  $g. l. = 32$ ,  $P > 0.05$ ; lince:  $G = 87.86$ ,  $g. l. = 26$ ,  $P > 0.05$ ).

**Abundancia relativa de presas.** El conteo de heces fecales para los lagomorfos indicó que en el área de estudio la especie con mayor abundancia relativa en las tres temporadas es *Romerolagus diazi* con un IAR = 10.49 heces fecales/m<sup>2</sup> para la temporada de lluvia, 24.38 heces fecales/m<sup>2</sup> para la seca fría y 16.59 heces fecales/m<sup>2</sup> para la seca cálida (Tabla 2). En el caso de los roedores y soricomorfos, *Neotomodon*

a) Coyote



b) Lince

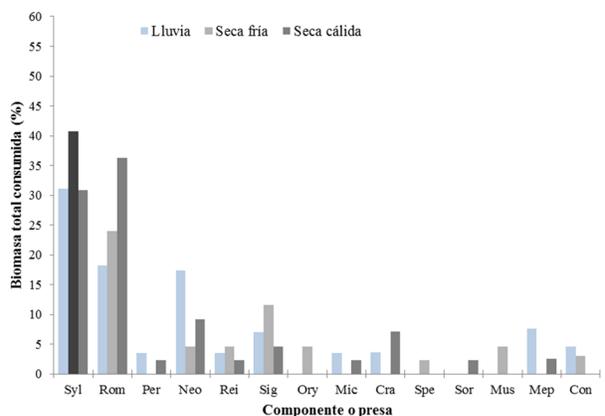


Figura 3. Gráfica de los valores de porcentaje de biomasa total consumida (BTC) en la dieta del coyote y del lince durante las temporadas de lluvia, seca fría y seca cálida. *Sylvilagus* sp. (Syl), *Romerolagus diazi* (Rom), *Peromyscus* sp. (Per), *Neotomodon alstoni* (Neo), *Reithrodontomys* sp. (Rei), *Sigmodon* sp. (Sig), *Oryzomys couesi* (Ory), *Microtus mexicanus* (Mic), *Cratogeomys* sp. (Cra), *Spermophilus* sp. (Spe), *Sorex* sp. (Sor), *Mustela frenata* (Mus), *Spilogale putorius* (Spi), *Mephitis macroura* (Mep), *Conepatus leuconotus* (Con), *Bassariscus astutus* (Bas), *Procyon lotor* (Pro), *Odocoileus virginianus* (Odo).

*alstoni* fue la especie más abundante en las tres temporadas, encontrando un IAR-RS = 0.268 en lluvia, 0.127 en seca fría y 0.230 en seca cálida. No se capturó en las trampas ningún individuo de *Microtus mexicanus*, *Oryzomys couesi* ni de *Sigmodon* sp.

**Análisis de selección de presas.** Debido a que los análisis por temporada mostraron que la composición de la dieta en ambos depredadores no varía de manera significativa a largo del año, los análisis de selección se realizaron considerando los datos anuales para la dieta y la abundancia relativa de presas. La prueba de  $\chi^2$  mostró una diferencia significativa entre la abundancia relativa de las especies presas con respecto a la biomasa consumida de éstas, tanto en la dieta del coyote (lagomorfos:  $\chi^2 = 456.8$ ,  $P < 0.05$ ; roedores:  $\chi^2 = 1065.2$ ,  $P < 0.05$ ) y del lince (lagomorfos:  $\chi^2 = 304.1$ ,  $P < 0.05$ ; roedores:  $\chi^2 = 940.6$ ,  $P < 0.05$ ). Los intervalos de confianza de Bonferroni demostraron que ambas especies seleccionan a *Sylvilagus* sp., mientras que *R. diazi* no es seleccionado por ninguno. De los roedores y soricomorfos, ambos depredadores seleccionan a *Sigmodon* sp. (Tabla 3).

Tabla 1. Frecuencia de ocurrencia (FO) y porcentaje de biomasa total consumida (BTC) de cada especie presa para el análisis anual de la dieta del coyote (*Canis latrans*) y lince (*Lynx rufus*).

Especie presa	<i>Canis latrans</i> (n = 119)		<i>Lynx rufus</i> (n = 88)	
	FO (%)	BTC (%)	FO (%)	BTC (%)
<i>Sylvilagus</i> sp.	25.21	54.58	33.03	34.66
<i>Romerolagus diazi</i>	23.50	23.72	27.52	27.18
<i>Peromyscus</i> sp.	7.27	0.87	1.83	1.72
<i>Neotomodon alstoni</i>	11.54	1.87	10.09	9.51
<i>Reithrodontomys</i> sp.	6.84	0.69	3.67	3.44
<i>Sigmodon</i> sp.	7.27	2.47	8.26	7.86
<i>Oryzomys cuoesi</i>	2.99	0.39	1.83	1.73
<i>Microtus mexicanus</i>	-	-	1.83	1.73
<i>Cratogeomys</i> sp.	1.71	1.28	3.67	3.57
<i>Spermophilus</i> sp.	1.71	1.20	0.92	0.89
<i>Sorex</i> sp.	2.14	0.20	0.92	0.86
<i>Mustela frenata</i>	2.56	1.14	1.83	1.76
<i>Spilogale</i> sp.	2.56	1.56	-	-
<i>Mephitis macroura</i>	0.85	1.50	2.75	2.83
<i>Conepatus leuconotus</i>	-	-	1.83	2.27
<i>Bassariscus astutus</i>	0.85	1.36	-	-
<i>Procyon lotor</i>	0.43	1.03	-	-
<i>Odocoileus virginianus</i>	2.56	6.13	-	-

## Discusión

Este es el primer estudio que aporta información sobre la selección de presas por dos de los principales carnívoros medianos de las regiones templadas del centro de México, pues los estudios anteriores únicamente se habían enfocado en la caracterización de su dieta (Romero 1993; Aranda *et al.* 1995; Martínez-García *et al.* 2014). La información sobre la selección de presas se generó con el propósito de conocer si el conejo zacatuche es consumido en función de su disponibilidad en el ambiente o si es seleccionado como presa por uno o ambos depredadores. De ser este caso, el consumo selectivo de zacatuche podría representar una presión más sobre este lagomorfo catalogado en peligro de extinción, debido a que la depredación selectiva puede provocar una disminución de las poblaciones de las presas (Vucetich *et al.* 2005; Gervasi *et al.* 2012; Ripple *et al.* 2013).

Nuestro estudio de la dieta del coyote y el lince en el COBIOCH mostró que los lagomorfos (*Sylvilagus* sp. y *R. diazi*) son las presas más utilizadas por ambas especies en términos tanto de la FO y como de por la BTC. Estos resultados son similares a estudios previos en los que únicamente se describió la dieta de estos depredadores realizados en la región del Ajusco y el Volcán Pelado en la Ciudad de México (Romero 1993; Aranda *et al.* 1995; Aranda *et al.* 2002). Sin embargo, en el caso del volcán Izta-Popo se encontró que aunque los lagomorfos del género *Sylvilagus* fueron las presas más importantes, el zacatuche se posicionó como la cuarta presa en importancia para el lince y la quinta para el coyote (Martínez-García *et al.* 2014).

Tabla 2. Índices de abundancia relativa de las principales presas (lagomorfos, roedores y soricomorfos) del coyote (*Canis latrans*) y el lince (*Lynx rufus*).

Especie	IAR		
	Lluvias	Secas fría	Secas cálida
<i>Sylvilagus</i> sp.	1.23	2.46	1.33
<i>Romerolagus diazi</i>	10.49	24.38	16.59
<i>Peromyscus</i> sp.	0.026	0.007	0.005
<i>Neotomodon alstoni</i>	0.268	0.127	0.23
<i>Reithrodontomys</i> sp.	0.021	0.027	0.055
<i>Sigmodon</i> sp.	0	0	0.01
<i>Sorex</i> sp.	0	0.013	0.005

La tercera presa de mayor consumo por ambos depredadores en este estudio fue el roedor *N. alstoni*, aunque sus valores de FO y BTC alcanzaron menos de la mitad de las obtenidas para los lagomorfos. Este resultado es distinto a los reportados anteriormente, donde *N. alstoni* resultó una presa de mucho menor importancia para la dieta del coyote y el lince (Romero 1993; Aranda *et al.* 1995; Aranda *et al.* 2002). Lince y coyotes comúnmente se alimentan de venado cola blanca *Odocoileus virginianus* (*e. g.* Andelt *et al.* 1987; McLean *et al.* 2005). Sin embargo, en México el venado cola blanca no ha sido reportado como una presa principal de coyotes y lince (Servín y Huxley 1993; Aranda *et al.* 1995; Hidalgo-Mihart *et al.* 2001; Martínez-García *et al.* 2014), coincidiendo con lo encontrado en este trabajo. Es posible que en el caso particular de la región del COBICH, el bajo consumo de venado cola blanca sea reflejo de que la especie se encuentra en bajas densidades en el área (Flores-Armillas *et al.* 2011), lo que disminuye la posibilidad de encuentro con la especie y por tanto la importancia dentro de la dieta de coyotes y lince.

El análisis de selección de presas indicó que la composición de la dieta del lince y del coyote no está relacionada con la abundancia relativa de éstas, es decir, ambos depredadores no están consumiendo las presas en función de su disponibilidad en el ambiente como se esperaría para depredadores generalistas (Hanski *et al.* 1991; Lambin *et al.* 2000; Dell'Arte *et al.* 2007). En el caso de los conejos, *Sylvilagus* sp. fue la especie seleccionada y *R. diazi* evitada, mientras que en el caso de los ratones *Sigmodon* sp. y *Peromyscus* sp. fueron seleccionadas y *N. alstoni* evitada. Es importante recordar que los análisis de uso-disponibilidad se realizaron por separado para lagomorfos y roedores, por lo que es difícil la comparación de selección de presas entre ambos grupos de mamíferos. Sin embargo, el hecho de que los lagomorfos aportan el 78.3 % de la BTC para el coyote y el 61.84 % para el lince, comparado con el 8.77 % de roedores para el coyote y el 30.45 % para el lince, muestra la mayor importancia que los lagomorfos tienen para ambos depredadores en el área de estudio y por lo tanto los resultados de uso disponibilidad.

El consumo de zacatuche en menor proporción a su disponibilidad en el ambiente y la selección de *Sylvilagus* sp. puede explicarse por dos razones. Las especies del género *Sylvilagus* sp. son de mayor tamaño y peso que el zacatuche, por lo tanto pareciera que la selección está dada por su tamaño y peso, y no por su disponibilidad en el ambiente. Esta selección de presas de mayor tamaño ha sido reportada en estudios sobre la dieta

Tabla 3. Resultados obtenidos por medio de los intervalos de Bonferroni comparados con el uso esperado. Se muestra qué presas están siendo seleccionadas, evitadas o usadas de acuerdo a su disponibilidad en el ambiente para la dieta del coyote (*Canis latrans*) y del lince (*Lynx rufus*). Uso esperado = UE, uso observado = UO, límite inferior = LI, límite superior = LS, SE donde selección = (+) y evitado (-)

Especie	Coyote					Lince				
	UE	UO	Intervalos		SE	UE	UO	Intervalos		SE
			LI	LS				LI	LS	
<i>Sylvilagus</i> sp.	0.089	0.518	0.406	0.629	+	0.088	0.545	0.408	0.682	+
<i>Romerolagus diazi</i>	0.911	0.482	0.371	0.594	-	0.911	0.454	0.317	0.591	-
<i>Neotomodon alstoni</i>	0.781	0.278	0.157	0.410	-	0.787	0.407	0.163	0.65	-
<i>Sigmodon</i> sp.	0.013	0.175	0.071	0.279	+	0.012	0.333	0.099	0.566	+
<i>Reithrodontomys</i> sp.	0.128	0.165	0.064	0.266		0.129	0.148	-0.027	0.324	
<i>Peromyscus</i> sp.	0.047	0.175	0.071	0.279	+	0.047	0.074	-0.055	0.203	
<i>Oryzomys couesi</i>	0.004	0.072	0.001	0.143		0.000	0.065	-0.052	0.181	
<i>Microtus mexicanus</i>						0.000	0.065	-0.052	0.181	
<i>Sorex</i> sp.	0.02	0.052	-0.009	0.112		0.022	0.037	-0.056	0.130	

del cánido Dhole (*Cuon alpinus*) que consume en mayor proporción ungulados de mayor tamaño como el chital (*Axis axis*) en comparación con los de tamaño menor (Andheria et al. 2007; Borah et al. 2009). Caso similar para los felinos se ha descrito la selección de las presas con mayor tamaño como se observó para la especie *Otocolobus manul*, donde las pikas (*Ochotona dauurica*) son consumidas con mayor frecuencia que el resto de las presas de menor tamaño (Ross et al. 2010).

La segunda causa que puede influir en que el zacatuche sea evitado y *Sylvilagus* sp. seleccionado es la diferencia entre los patrones de actividad de estas dos presas y los de sus depredadores (Molinari-Jobin et al. 2004). Los coyotes y los linces son principalmente crepusculares y nocturnos (Holzman et al. 1992; Elizalde-Arellano et al. 2012), y la presión de la cacería puede hacer que concentren su actividad en la noche (Kitchen et al. 2000). La selección hacia las especies de *Sylvilagus* encontrada podría deberse entonces a que su mayor actividad ocurre durante la noche, iniciando poco antes de la puesta del sol y terminando con la salida del sol (Lord 1961; Mech et al. 1966), traslapándose en gran parte con los horarios de mayor actividad del coyote y del lince. En contraparte, el zacatuche concentra sus actividades principalmente durante las horas posteriores al amanecer y por la tarde, antes del anochecer, y difícilmente se les puede encontrar por las noches (Cervantes et al. 1990; Solorio-Damián 2013). Esta sincronía entre las horas pico de actividad del coyote y sus principales presas, los lagomorfos *S. audubonii* y *Lepus californicus*, fue documentada en el desierto Chihuahuense (Arias-Del Razo et al. 2011).

Si bien el coyote y el lince presentaron selección hacia presas de mayor tamaño como los conejos del género *Sylvilagus* sp., nuestro estudio confirma que el zacatuche sí es una presa importante que aporta más del 20 % de biomasa a la dieta de ambos depredadores. Debido a que el zacatuche una especie en peligro de extinción por la pérdida y el deterioro de su hábitat, es necesario determinar a través de estudios específicos el número potencial de zacatuches consumidos por los depredadores y su impacto en las poblaciones de la especie, dado que existe evidencia de una disminución generalizada de las poblaciones de conejos y liebres en el Oeste de

Estados Unidos como consecuencia de la fuerte depredación por coyotes resultado de una expansión poblacional de este depredador (Ripple *et al.* 2013).

## Agradecimientos

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el financiamiento parcial de la investigación a través del Programa de Monitoreo Biológico del zacatuche (*Romerolagus diazi*) en el Área de Protección de Flora y Fauna Corredor Biológico Chichinautzin. A la Dirección del Corredor Biológico Chichinautzin por las facilidades prestadas para realizar los monitoreos en la zona. A la Colección de Mamíferos del Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CMC) por la donación de pelo de ejemplares de roedores para conformar una colección de referencia. A los estudiantes de la Facultad de Ciencias Biológicas de la UAEM que nos apoyaron en el trabajo de campo.

## Literatura citada

- ACKERMAN, B. B., F. LINDZEY, Y T. HEMKERM.** 1984. Cougar food habits in Southern Utah. *Journal of Wildlife Management* 48:47–155.
- ANDELT, W. F., J. G. KIE, F. F. KNOWLTON, Y K. CARDWELL.** 1987. Variation in coyote diets associated with season and successional changes in vegetation. *The Journal of Wildlife Management* 51: 273–277.
- ANDERSON, B. J., H. R. AKÇAKAYA, M. B. ARAÚJO, D. A. FORDHAM, E. MARTINEZ-MEYER, W. THULLER, Y B. W. BROOK.** 2009. Dynamics of range margins for metapopulations under climate change. *Proceedings of the Royal Society B* 276:1415–1420.
- ANDHERIA, A. P., K. U. KARANTH, Y N. S. KUMAR.** 2007. Diet and prey profiles of three sympatric large carnivores in Bandipur Tiger Reserve, India. *Journal of Zoology* 273:69–175.
- ARANDA, M.** 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México.
- ARANDA, M., N. LÓPEZ-RIVERA, Y L. LÓPEZ-DE BUEN.** 1995. Hábitos alimentarios del coyote (*Canis latrans*) en la sierra del Ajusco, México. *Acta Zoológica Mexicana* 65:89–99.
- ARANDA, M., O. ROSAS, J. DE J. RÍOS, Y N. GARCÍA.** 2002. Análisis comparativo de la alimentación del gato montés (*Lynx rufus*) en dos diferentes ambientes de México. *Acta Zoológica Mexicana* 87:99–109
- ARIAS-DEL RAZO, I., L. HERNÁNDEZ, J. W. LAUNDRE, Y O. MYERS.** 2011. Do predator and prey foraging activity patterns match? A study of coyotes (*Canis latrans*) and lagomorphs (*Lepus californicus* and *Sylvilagus audubonii*). *Journal of Arid Environments* 75:112–118.
- ASOCIACIÓN MEXICANA PARA EL ESTUDIO DE LOS LAGOMORFOS (AMCELA), ROMERO MALPICA, F. J., H., RANGEL CORDERO, P. C. DE GRAMMONT, Y A. D. CUARÓN.** 2008. *Romerolagus diazi*. En: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Última consulta 9 Septiembre 2015.
- BEGON, M., J. HARPER, Y C. TOWNSEND.** 1996. Ecology: individuals, populations and communities. 3rd edition. Oxford: Blackwell Science. Malden, EE. UU.
- BORAH, J., K. DEKA, S. DOOKIA, Y R. PRASAD GUPTA.** 2009. Food habits of dholes (*Cuon alpinus*) in Satpura Tiger Reserve, Madhya Pradesh, India. *Mammalia* 73:85–88.
- BYERS, C. R., R. K. STEINHORST, Y P. R. KRAUSMAN.** 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 48:1050–1053.

- CEBALLOS, G., y C. GALINDO-LEAL.** 1984. Mamíferos silvestres de la Cuenca de México. Editorial LIMUSA. Ciudad de México, México.
- CEBALLOS, G., y G. OLIVA.** 2005. Los Mamíferos Silvestres de México. Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F., y J. MARTÍNEZ-VÁZQUEZ.** 1996. Historia natural del conejo zacatuche o teporingo (*Romerolagus diazi*). Pp. 29–40 en Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat (Velázquez, A., F. Romero, y J. López-Paniagua, eds.). Universidad Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F., C. LORENZO, y S. HOFFMAN.** 1990. *Romerolagus diazi*. Mammalian Species 360:1–7.
- CONTRERAS-MAC BEATH, T., V. E. ANZURES, A. F. SOLARES, J. I. MARTÍNEZ, L. J. CONDE, y J. C. BOYAS.** 2004. Conservación. Pp. 89–97 en La Diversidad Biológica en Morelos: Estudio del Estado (Contreras-Mac Beath, T., M. F. Jaramillo, y J. C. Boyas eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Ciudad de México, México.
- CRAWFORD, J. A., R. G. ANTHONY, J. T. FORBES, y G. A. LORTON.** 2010. Survival and causes of mortality for pygmy rabbits (*Brachylagus idahoensis*) in Oregon and Nevada. *Journal of Mammalogy* 91:838–847.
- DELL'ARTE, G. L., T. LAAKSONEN, K. NORRDAHL, y E. KORPIMÄKI.** 2007. Variation in the diet composition of a generalist predator, the red fox, in relation to season and density of main prey. *Acta Oecologica* 31:276–281.
- DREWEN, R. C., S. H. BOUFFARD, D. D. CALL, y R. A. WONACOTT.** 1985. The Whooping Crane cross-fostering experiment: the role of animal damage control. Pp 7–13 en Proceedings of the Second Eastern Wildlife Damage Control Conference (Bromley, P. T., ed.). North Carolina, EE. UU.
- ELIZALDE-ARELLANO, C., J. C. LÓPEZ-VIDAL, L. HERNÁNDEZ, J. W. LAUNDRÉ, F. A. CERVANTES, y M. ALONSO-SPILSBURY.** 2012. Home range size and activity patterns of bobcats (*Lynx rufus*) in the Southern part of their range in the Chihuahuan desert, Mexico. *The American Midland Naturalist* 168:247–264.
- ESTES, J. A., M. T. TINKER, T. M. WILLIAMS, y D. F. DOAK.** 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282:473–476.
- FESTA-BIANCHET, M., T. COULSON, J. M. GAILLARD, J. T. HOGG, y F. PELLETIER.** 2006. Stochastic predation events and population persistence in bighorn sheep. *Proceedings of the Royal Society B* 273:1537–1543.
- FLORES-ARMILLAS, V. H., S. GALLINA, J. R. BARRIOS, V. SÁNCHEZ-CORDERO, y F. J. MONRROY.** 2011. Selección de hábitat por el venado cola blanca *Odocoileus virginianus mexicanus* (Gmelin, 1788) y su densidad poblacional en dos localidades de la región centro del Corredor Biológico Chichinautzin, Morelos, México. *Therya* 2:263–277.
- GERVASI, S., C. GONDHALEKAR, D. H. OLSON, y A. R. BLAUSTEIN.** 2013. Host identity matters in the amphibian-*Batrachochytrium dendrobatidis* system: fine-scale patterns of variation in responses to a multi-host pathogen. *PLoS ONE* 8:e54490.
- GERVASI, V., E. B. NILSEN, H. SAND, M. PANZACCHI, G. R. RAUSET, H. C. PEDERSEN, J. KINDBERG, P. WABAKKEN, B. ZIMMERMANN, J. ODDEN, O. LIBERG, J. E. SWENSON, y J. D. C. LINNELL.** 2012. Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore-ungulate systems in Scandinavia. *Journal of Animal Ecology* 81:443–454.
- HALL, E. R.** 1981. The Mammals of North America. Segunda edición. John Wiley and Sons. New York, EE. UU.

- HANNA, E., y M. CARDILLO.** 2014. Island mammal extinctions are determined by interactive effects of life history, island biogeography and mesopredator suppression. *Global Ecology and Biogeography* 23:395–404.
- HANSKI, I., L. HANSSON, y H. HENTTONEN.** 1991. Specialist predators, generalist predators, and the microtines rodent cycle. *Journal of Animal Ecology* 60:353–367.
- HIDALGO-MIHART, M. G., L. CANTÚ-SALAZAR, C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ, E. MARTÍNEZ-MEYER, y A. GONZÁLEZ-ROMERO.** 2001. Coyote (*Canis latrans*) food habits in a tropical deciduous forest of western Mexico. *The American Midland Naturalist* 146:210–216.
- HOLZMAN, S., M. J. CONROY, y J. PICKERING.** 1992. Home range, movements, and habitat use of coyotes in south-central Georgia. *Journal Wildlife Management* 56:139–146.
- KITCHEN, A. M., E. M. GESE, y E. R. SCHAUSTER.** 2000. Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution. *Canadian Journal of Zoology* 78:853–857.
- KLARE, U., J. F. KAMLER, y D. W. MACDONALD.** 2011. A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diets. *Mammal Review* 41:294–312.
- LAMBIN, X., S. J. PETTY, y J. L. MACKINNON.** 2000. Cyclic dynamics in field vole populations and generalist predation. *Journal of Animal Ecology* 69:106–118.
- LITVAITIS, J. A., K. TITUS, y E. M. ANDERSON.** 1996. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. Pp. 254–274 en *Research and management techniques for wildlife and habitats*. 5th ed. (Bookhout T. A., ed.). Maryland. EE. UU.
- LORD, R. D.** 1961. A population study of the gray fox. *American Midland Naturalist* 66:87–109.
- MARTÍNEZ-GARCÍA, J. A., G. D. MENOZA-MARTÍNEZ, F. X. PLATA, O. C. ROSAS-ROSAS, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, y L. C. BENDER.** 2014. Use of prey by sympatric bobcat (*Lynx rufus*) and coyote (*Canis latrans*) in the Izta-Popo National Park, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 59:167–172.
- MCLEAN, M. L., T. S. MCCAY, y M. J. LOVALLO.** 2005. Influence of age, sex and time of year on diet of the bobcat (*Lynx rufus*) in Pennsylvania. *The American Midland Naturalist* 153:450–453.
- MECH, L. D., J. R. TESTER, y D. W. WARNER.** 1966. Fall daytime resting habits of raccoons as determined by telemetry. *Journal of Mammalogy* 47:450–466.
- MOLINARI-JOBIN, A., P. MOLINARI, A. LOISON, J. M. GAILLARD, y U. BREITENMOSE.** 2004. Life cycle period and activity of prey influence their susceptibility to predators. *Ecography* 27:323–329.
- MONROY-VILCHIS, O., y R. RUBIO-RODRÍGUEZ.** 2003. Guía de identificación de mamíferos terrestres del estado de México, a través del pelo de guardia. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México.
- NEU, C. W., C. R. BYERS, y J. M. PEEK.** 1974. A technique for analysis of utilization availability data. *The Journal of Wildlife Management* 38:541–545.
- NILSSON, P. A.** 2001. Predator behavior and prey density: evaluating density-dependent intraspecific interactions on predator functional responses. *Journal of Animal Ecology* 70:14–19.
- PALOMARES, F.** 2001. Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29:578–585.
- PORTALES, G.L., P. REYES, H. RANGEL, A. VELÁZQUEZ, P. MILLER, S. ELLIS, y A. T. SMITH.** 1997. International Workshop for the Conservation of Endangered Mexican Lagomorphs. IUCN/SSC Lagomorph Specialist Group and IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group. Apple Valley, EE. UU.
- RIPPLE, W. J., A. J. WIRSING, C. C. WILMERS, y M. LETNIC.** 2013. Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. *Biological Conservation* 160:70–79.
- RIZO-AGUILAR, A., J. A. GUERRERO, M. G. HIDALGO-MIHART, y 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.
- ROMERO, R. F.** 1993. Análisis de la alimentación del lince (*Lynx rufus escuinapae*) en el centro de México. Pp. 217–230 en *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. (Medellín, R. A., y G. Ceballos, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.

- ROSS, S., B. MUNKHTSOG, Y S. HARRIS. 2010. Dietary composition, plasticity, and prey selection of Pallas's cats. *Journal of Mammalogy* 91:811–817.
- RÜHE, F., T. BURMESTER, Y M. KSINSIK. 2007. Data for estimating eaten prey masses from Eurasian lynx *Lynx lynx* scats in Central and East Europe. *Acta Theriologica* 52:317–322.
- 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. Segunda Sección.
- SERVÍN, J., Y C. HUXLEY. 1993. Biología del coyote (*Canis latrans*) en la reserva de la biosfera “La Michilia”, Durango. Pp. 197–204 en Avances en el estudio de los mamíferos de México (Medellín, R. A., y G. Ceballos, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A, C. Ciudad de México, México.
- SHAPIRA, I., H. SULTAN, Y U. SHANAS. 2008. Agricultural farming alters predator-prey interactions in nearby natural habitats. *Animal Conservation* 11:1–8.
- SIH, A., G. ENGLUND, Y D. WOOSTER. 1998. Emergent impacts of multiple predators on prey. *Trends in Ecology and Evolution* 13:350–355.
- SOKAL, R. R., Y F. J. ROHLF. 1980. Introducción a la Bioestadística. Ed. Reverte. Barcelona, España.
- SOLORIO-DAMIÁN, M. I. 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.
- STATSOFT. 2007. STATISTICA (Data analysis software system). StatSoft, Inc. Tulsa, EE. UU.
- VELÁZQUEZ, A. 1994. Distribution and population size of *Romerolagus diazi* on El Pelado Volcano, México. *Journal of Mammalogy* 75:743–749.
- VELÁZQUEZ, A., Y A. M. CLEEF. 1993. The plant communities of the volcanoes “Tláloc” and “Pelado”, México. *Phytocoenologia* 22:145–191.
- VELÁZQUEZ, A., Y 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, Y J. LÓPEZ-PANIAGUA. 1996. Amplitud y utilización del hábitat del conejo zacatuche. Pp. 89–101 en Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat (Velázquez, A., F. Romero, y J. López-Paniagua eds.). Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- VELÁZQUEZ, A., A. LARRAZABAL, Y 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.
- VUCETICH, J. A., D. W. SMITH, Y D. R. STAHLER. 2005. Influence of harvest, climate and wolf predation on Yellowstone elk, 1961–2004. *Oikos* 111:259–270.
- WEAVER, J. L. 1993. Refining the equation for interpreting prey occurrence in gray wolf scats. *Journal of Wildlife Management* 57:534–538.

Summited: July 2, 2015

Review: August 24, 2015

Accepted: September 23, 2015

Associated editor: Consuelo Lorenzo



**Taxonomy and distribution of *Vampyriscus brocki* (Peterson 1968; Phyllostomidae: Chiroptera) in Peru and first record from Ucayali**

# Taxonomía y distribución de *Vampyriscus brocki* (Peterson 1968; Phyllostomidae: Chiroptera) en Perú y primer registro para Ucayali

Dennisse Ruelas <sup>1,2,3\*</sup> y Víctor Pacheco <sup>3,4</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Mastozoología, Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional de San Agustín. Av. Daniel Alcides Carrión s/n, Pabellón de Biología 3er. piso, Arequipa. Arequipa, Perú. E-mail: dennisse.ruelas@unmsm.edu.pe (DR).

<sup>2</sup> Programa de Conservación de Murciélagos del Perú.

<sup>3</sup> Departamento de Mastozoología, Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Av. Arenales 1256, Jesús María. Lima 11, Perú. E-mail: vpachecot@unmsm.edu.pe (VP).

<sup>4</sup> Instituto de Investigaciones de Ciencias Biológicas "Antonio Raimondi". Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú.

\* Corresponding author

**Introduction:** The bat genus *Vampyriscus* Thomas, 1990 (Phyllostomidae) comprises *V. bidens*, *V. brocki*, and *V. nymphaea*, all occurring in the Neotropics, but only the first two are in Peru. We review the taxonomy and distribution of *V. brocki* in Peru, provide a new record, and compare with other similar species.

**Methods:** Taxonomy and distribution of *Vampyriscus brocki* were reviewed based on voucher specimens and literature, morphologically compared with similar species, *Vampyressa thyone* and *Vampyriscus bidens*, and statistically analyzed with ANOVA ( $\alpha = 0.05$ ) and PCA.

**Results:** Distribution of *V. brocki* comprises four departments in Peru from 120 to 1,000 m, including the first report presented here for Ucayali. Discrete and discriminating characters between *V. brocki*, *V. bidens* and *Vampyressa thyone* are provided, which is significantly supported by ANOVA ( $\alpha = 0.05$ ), and PCA.

**Discussion:** *Vampyriscus brocki* from Peru are smaller than the specimens from French Guyana, suggesting the existence of interspecific variation. Presence of *V. brocki* is considered rare, migration and specialization for canopy are discussed as possible explanations. A biased sexual ratio in capture is found, with the females more represented than males. The sexual "disproportion" is probably because females fall more in the mist nets to explore more resources in more rainforest layers. The species has not yet been assessed by the IUCN Red List; we suggest it should be considered as Data Deficient.

**Key words:** comparison; differentiation; lowlands; *Vampyressa*; *Vampyriscus*.

**Introducción:** El género de murciélagos *Vampyriscus* Thomas, 1990 (Phyllostomidae) contiene actualmente a *V. bidens*, *V. brocki* y *V. nymphaea*, todas presentes en el Neotrópico, pero sólo las dos primeras en Perú. Presentamos una revisión sobre la taxonomía y distribución de *V. brocki* en Perú, incluyendo un nuevo registro, comparaciones morfológicas y morfométricas.

**Metodología:** Se revisó la taxonomía y distribución de *Vampyriscus brocki* en Perú usando ejemplares de museos y registros de la literatura, se le comparó con *Vampyriscus bidens* y *Vampyressa thyone* por ser muy similares y se analizó la variación interespecífica mediante ANDEVA ( $\alpha = 0.05$ ) y ACP.

**Resultados:** Confirmamos la distribución de *Vampyriscus brocki* para cuatro departamentos amazónicos desde 120 hasta 1,000 m incluyendo el primer registro para el departamento de Ucayali. Se proporcionan caracteres morfológicos y craneales que diferencian a *Vampyriscus brocki* de *Vampyriscus bidens* y *Vampyressa thyone*; las cuales también se diferencian por ANDEVA y ACP.

**Discusión:** Nuestros ejemplares de *Vampyriscus brocki* son más pequeños que los de Guyana Francesa, sugiriéndose la existencia de variación intraespecífica. *Vampyriscus brocki* es considerada una especie rara, y se discute las hipótesis de migración y especialización en dosel como explicación. Se encuentra una inusual desproporción sexual en la frecuencia de capturas en la literatura, siendo las hembras más representadas, y probablemente se deba a que éstas presentarían mayor frecuencia de captura al explorar más recursos y estratos. Ni la IUCN ni la legislación peruana listan a *V. brocki* como amenazada, nosotros sugerimos considerarla como una especie con “Datos Insuficientes”

**Palabras clave:** comparación; diferenciación; tierras bajas; *Vampyressa*; *Vampyriscus*

## Introducción

El “murcielaguito de Brock” *Vampyriscus brocki* (Peterson 1968) fue descrito con base en un único espécimen, una hembra adulta lactante colectada en 1966, en la cabecera de Kuitaro River, a 40 millas E de Dadanawa, Rupununi District, Guyana, con número de campo original 8039 y actualmente preservada en alcohol con el cráneo removido, depositada en el Royal Ontario Museum (ROM 38515). Inicialmente *V. brocki* estaba incluido en *Metavampyressa*, un subgénero de *Vampyressa* que incluía a *V. nymphaea* como tipo; sin embargo, Davis (1975) con base en caracteres dentales y mediciones sostuvo que *Vampyressa brocki* debería pertenecer al subgénero *Vampyriscus* Thomas 1900, y no a *Metavampyressa*, propuesta reforzada por estudios cariotípicos (Baker y Genoways 1972; Gardner 1977). Por otro lado, *Metavampyressa* quedó invalidado por no cumplir con los criterios de disponibilidad de nombre detallados en el Artículo 13 del International Code of Zoological Nomenclature, que indica que nombres publicados después de 1930 deben ir acompañados de una descripción de caracteres que diferencien al taxón, bibliografía de soporte y la propuesta expresa del reemplazo para un nombre disponible (ICZN 1964; Arroyo-Cabrales 2008).

Sin embargo, anteriormente Miller (1907) sugirió elevar al subgénero *Vampyriscus* a género pleno, con *V. bidens* como tipo, pero no fue aceptado oficialmente sino hasta que Porter y Baker (2004) con base en análisis moleculares lo separaron de *Vampyressa* como linaje independiente y lo elevaron a género. En la actualidad, *Vampyriscus* incluye a *V. bidens*, *V. brocki* y *V. nymphaea* (Davis 1975; Gardner 1977; Lim *et al.* 2003; Porter y Baker 2004; Hooper y Baker 2006), considerándose a *V. brocki* como una especie monotípica (Jones y Carter 1976; Koopman 1994; Lim *et al.* 2003; Porter y Baker 2004).

*Vampyriscus brocki* presenta un tamaño pequeño, con una longitud de antebrazo menor a 35.5 mm, con líneas faciales conspicuas y muy marcadas, el dorso de color marrón claro con una línea dorsal tenue y el vientre grisáceo (Eisenberg y Redford 2000; Arroyo-Cabrales 2008). Sin embargo, *V. brocki* es confundido frecuentemente con otras especies como *Vampyriscus nymphaea*, *Vampyriscus bidens* y *Vampyressa thylene*, debido a que son similares en algunas características externas, craneales y dentales (Peterson 1968; Simmons y Voss 1998; Sampaio *et al.* 2008), pero sólo estas dos últimas están distribuidas para Perú y en simpatria con *V. brocki* (Pacheco *et al.* 2009).

Varios autores coinciden en que *Vampyriscus brocki* es una especie de hábitos frugívoros (Charles-Dominique 1986; Sampaio *et al.* 2003; Bernard 2001), pero que ocasionalmente consumiría néctar e insectos (Hice *et al.* 2004). Habita principalmente en bosques primarios (Brosset *et al.* 1996), aunque también se le ha encontrado en bosques secundarios y bosques ribereños (Ascorra *et al.* 1993; Vivar y Arana-Cardó 1994; Simmons y Voss 1998; Hice *et al.* 2004). Arroyo-Cabrales (2008) presentó algunos aspectos resumidos sobre su historia natural, sin embargo, aún se desconocen sus patrones reproductivos, dispersión, distribución, variación intraespecífica, entre otros.

El rango de distribución de *V. brocki* comprende el este y norte de la cuenca del Amazonas, abarcando Colombia, Guyana, Surinam, Guyana Francesa, Perú y el norte de Brasil (Eisenberg y Redford 2000; Simmons 2005; Arroyo-Cabrales 2008). En Perú se presume su presencia en toda la

Selva Baja, pero no existen especímenes colectados que abarquen todo su rango de distribución ni publicaciones que lo sustenten completamente. El primer registro de *Vampyriscus brocki* en Perú, fue en el Centro de Investigaciones Jenaro Herrera en el departamento de Loreto, en un Bosque Húmedo Tropical de terrazas bajas, con base en tres hembras, una estaba preñada y fue liberada, capturadas en temporada seca y húmeda (Ascorra *et al.* 1993). Poco después, Vivar y Arana-Cardó (1994) lo reportaron para la Cordillera del Cóndor en el departamento de Amazonas. Emmons *et al.* (2001) hicieron el primer reporte para el departamento de Cusco, y más recientemente Pachecho y Arias (2001) e Hice *et al.* (2004) lo registran nuevamente para el departamento de Loreto.

En el presente estudio se revisa la taxonomía de *Vampyriscus brocki* en el Perú, con base en una revisión directa de los especímenes de colecciones científicas de Museos y comparaciones con *Vampyressa thyone* y *Vampyriscus bidens*. Con esta información y registros confirmados en la literatura se revisa su distribución en Perú incluyendo el primer registro para el departamento de Ucayali. Finalmente, enfatizamos sobre su estado de conservación y discutimos algunos aspectos sobre la rareza de la presencia de *V. brocki* en las colectas.

## Materiales y métodos

Se compara a *Vampyriscus brocki* a nivel morfológico ( $n = 17$ ) y morfométrico ( $n = 11$ ) con *Vampyressa thyone* ( $n = 13$ ) y *Vampyriscus bidens* ( $n = 15$ ) de las colecciones de Mamíferos del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (MUSM) y del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional de San Agustín (MUSA). Para el análisis morfométrico sólo se consideró a especímenes hembra para evitar el posible sesgo debido al dimorfismo sexual (Davis 1975). Se tomaron 22 medidas: longitud del antebrazo (AB), longitud máxima del cráneo (LMC), longitud basilar (BAL), amplitud mínima postorbital (AMP), ancho máximo de la caja craneal sin incluir el proceso mastoideo o paroccipital (AnC), altura de la caja craneal desde el basioccipital a lo más superior de la caja craneal (DB), longitud del paladar incluyendo incisivos (LP), longitud infraorbital (IOL), ancho mastoideo (MW), ancho cigomático (CW), longitud cóndilo-incisivo (LCI), longitud cóndilo-canina desde el cóndilo occipital hasta el borde anterior de los caninos (LCB), longitud dorsal del rostro (DRL), longitud de la hilera dental maxilar (MTR), distancia mínima interna entre C-C (C-C), ancho máximo del paladar entre M1-M1 (APM1-M1), ancho máximo del paladar entre M2-M2 (APM2-M2), longitud de la hilera dental mandibular (LHDM), alto del ramus (AR), longitud de la rama postdentaria (DCAM), longitud mandibular (LM), longitud incisivo-angular (LIA). Todas las medidas se tomaron con un calibrador digital Mitutoyo (error: 0.01 mm) y los colores se definieron siguiendo a Smithe (1975) bajo luz natural a la sombra. Las medidas del holotipo se tomaron directamente de Peterson (1968).

La variación interespecífica fue evaluada por variable mediante un Análisis de Varianza (ANDEVA), previamente se probó el supuesto de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) y las variables no normales sólo se usaron en la estadística descriptiva. Posteriormente, se normalizó todas las variables transformándolas a logaritmo natural y se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para explorar las principales tendencias de variación entre grupos, y para determinar la significancia de esta variación se realizó un ANDEVA al CP1 por ser la variable que recoge la mayor varianza. Los análisis se realizaron en RStudio v. 0.98.1091 (Verzani 2011). El nivel de significancia de los análisis estadísticos fue de  $\alpha = 0.05$ .

Los datos de distribución en Perú de *V. brocki* se obtuvieron de los especímenes revisados en este estudio y para complementar se usaron datos de bibliografía.

## Resultados

**Nuevo registro.** En este trabajo reportamos por primera vez a *Vampyriscus brocki* para el departamento de Ucayali con base en un espécimen hembra adulta, colectado el 27 de julio del 2013, durante un monitoreo biológico en el Lote 126 correspondiente a la temporada seca, colectado por N. Quispe, con código de colector NQC 07, en la localidad de Parantari, distrito de Iparía en la provincia de Coronel Portillo, departamento de Ucayali (-9° 40' 25" S, -73° 31' 17" O) a 225 m. Se emplearon ocho redes de neblina (12m x 2.5m cada una) durante seis noches consecutivas colocadas en el sotobosque, con un esfuerzo de muestreo de 48 redes hora, las redes permanecieron abiertas desde las 18:00 hasta las 23:00 horas. El espécimen se encuentra preservado con el cráneo removido y el cuerpo en alcohol, depositado en el Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional de San Agustín (MUSA 15716).

**Hábitat.** La unidad de vegetación de la zona de captura corresponde a Bosque Húmedo de terrazas bajas inundables, conformada por terrazas de relieves planos susceptibles a las inundaciones causadas principalmente por el río Sheshea, por lo que su composición florística es relativamente dinámica y representada principalmente por vegetación herbácea y arbustiva con especies pioneras como *Tessaria integrifolia* (Asteraceae) y *Gynerium sagittatum* (Poaceae).

**Morfología.** El espécimen que reportamos presenta medidas (Tabla 1) y características similares a las del holotipo (Peterson 1968) y a 16 ejemplares de *V. brocki* del MUSM. El pelaje del cuerpo es de color marrón claro en el lado dorsal y beige claro en el ventral. El pelo del dorso presenta tres bandas, la basal es oscura, la central es pálida y la terminal es más oscura. El rostro es corto y presenta líneas faciales bien definidas de color blanco que contrastan fuertemente con el color de la cabeza. Los bordes de las orejas y la hoja nasal son amarillentos. Las lancetas laterales y los bordes basales de la hoja nasal son más claras que la nervadura central. Presenta una línea dorsal de pelos blanquecinos, muy tenue y casi imperceptible, el uropatagio es amplio, con el borde en forma de V invertida y escasamente bordeado con pelos cortos y finos casi imperceptibles. Presenta una longitud máxima del cráneo menor de 20 mm, la base de la apertura nasal es horizontal, y la parte superior es ligeramente curvada, la fórmula dental corresponde a I 2/2, C 1/1, PM 2/2 y M 2/2. El I1 es simple, cónico, más alto y ancho que el I2, el PM1 tiene una cúspide alta, ligeramente más alto que ancho, está en contacto con el canino y es de menor tamaño que el PM2, entre el PM1 y el PM2 existe un espacio que los separa ligeramente, el PM2 es aproximadamente igual de alto que el M1. Los molares superiores presentan cúspides altas y puntiagudas. El paladar es casi recto sin concavidad pronunciada. El paladar secundario es ancho y presenta una pequeña prolongación posterior en forma de punta. En la mandíbula presenta dos pares de incisivos inferiores, siendo los internos los más estrechos, los caninos son rectos, ligeramente curvados al interior; pm1 no es caniniforme, y es más ancho que alto, el pm2 es aproximadamente dos veces más alto que el pm1, y los molares inferiores tienen cúspides altas y romas pero más bajas que el pm2. En vista oclusal, la hilera dental inferior tiene forma de U. El proceso coronoides es bajo, el proceso angular es corto y está curvado externamente (Figura 1).

**Comparación.** El análisis morfológico indica que *Vampyriscus brocki* es diferenciable de *Vampyriscus bidens* y *Vampyressa thyone* (Tabla 2). *V. brocki* es más pequeño que *V. bidens*, aunque de tamaño similar a *V. thyone*. El rostro de las tres especies presenta líneas faciales bien definidas de color blanco, pero en *V. brocki* las líneas supraorbitales son ligeramente más marcadas y amplias que en *V. bidens* y *V. thyone*. Los bordes de las orejas y la hoja nasal son más amarillentos en *V. brocki* que en *V. bidens* y *V. thyone*. Las lancetas laterales de la hoja nasal son más amplias en *V. brocki* y *V. bidens* que en *V. thyone*, el ápice de la hoja nasal es alto en *V. brocki* y *V. bidens* pero bajo en *V. thyone*, por otro lado, es delgado en *V. brocki* y *V. thyone* pero más amplio en *V. bidens*. El uropatagio de *V. brocki* y *V. bidens* es amplio con el borde en forma de 'V' invertida y



Figura 1. Vista del cráneo y mandíbula de *Vampyriscus brocki* (MUSA 15716) (Escala: 10 mm).

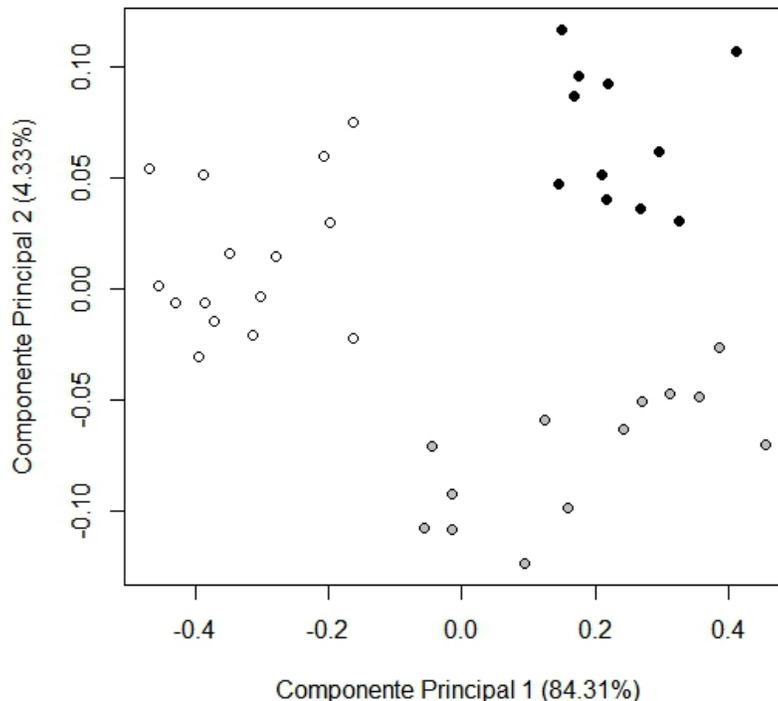
no presenta fleco de pelos en el borde, mientras que en *V. thyone* es estrecho, con borde redondeado y sí presenta un fleco de pelos en el borde de la región central del uropatagio. *Vampyriscus brocki* presenta una línea media dorsal blanquecina muy tenue y casi imperceptible, en *V. bidens* esta línea es muy marcada y en *V. thyone* está ausente.

En el cráneo, la forma de la apertura nasal en *V. brocki* es ancha y el borde basal es "recto", en *V. thyone* es más estrecha y el borde superior tiene una muesca en forma de 'U', y en *V. bidens* es más amplia y tiene forma rectangular; el paladar de *V. brocki* y *V. bidens* tiene una superficie casi recta mientras que en *V. thyone* es ligeramente cóncava. El paladar secundario es ligeramente más ancho en *V. brocki* que en *V. bidens* y *V. thyone*. La prolongación del paladar secundario en *V. bidens* es más larga que en *V. brocki*, y en *V. thyone* está ausente. Los incisivos superiores internos en *V. brocki* son cónicos y se juntan en su extremo distal, mientras que en *V. thyone* son bilobados simétricos y separados y en *V. bidens* son bilobados asimétricos generalmente y están juntos.

La mandíbula de *Vampyriscus brocki* y *Vampyressa thyone* es menos robusta que la de *Vampyriscus bidens*, el proceso coronoides de *V. brocki* es más bajo que de *V. bidens* y *V. thyone*. *Vampyriscus brocki* y *V. thyone* presentan dos pares de incisivos inferiores, mientras que *V. bidens* sólo tiene un par, y la corona del primer premolar inferior tiene un ápice bajo en *V. brocki* y *V. bidens*, mientras que en *V. thyone* es cónico, delgado, puntiagudo, semejante en forma al canino. *Vampyriscus brocki* y *Vampyressa thyone* presentan dos molares inferiores, mientras que *Vampyriscus bidens* presenta tres, este tercer molar es muy delgado y difícilmente perceptible.

En el análisis morfométrico, los resultados del ANDEVA por variable sugieren que existen diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre *Vampyriscus brocki*, *Vampyriscus bidens* y *Vampyressa thyone* para 13 variables: AB ( $F = 61.64$ ), LCM ( $F = 80.08$ ), AnC

Figura 2. Componentes principales 1 y 2 del ACP de las mediciones de *Vampyriscus brocki* (negro), *Vampyriscus bidens* (blanco) y *Vampyressa thyone* (gris). En paréntesis están los porcentajes de variación.



**Tabla 1.** Medidas externas y craneanas (en milímetros) para los especímenes de *Vampyriscus brocki*, donde se incluyen el nuevo registro, el holotipo y los ejemplares de comparación. \* Tomado de las etiquetas.

Medidas	Ucayali (MUSA 15716)	Holotipo (ROM 38515)	MUSM	
			Hembras (n = 10) media ± SD (n) (min-max)	Machos (n = 6) media ± SD (n) (min-max)
Longitud total	47.50	47.00	49.67 ± 3.20 (6)* (45.00 - 55.00)	49.50 ± 3.27 (6)* (45.00 - 55.00)
Longitud de la oreja	14.64	14.00	14.01 ± 0.91 (10)* (12.90 - 16.00)	14.67 ± 1.03 (6)* (13.00 - 16.00)
Longitud de la pata	8.52	7.00	8.50 ± 0.61 (9) (7.57 - 10.00)	8.85 ± 0.55 (6) (8.00 - 9.61)
Longitud de la tibia		11.70	12.64 ± 0.63 (7) (11.98 - 13.86)	12.82 ± 0.11 (4) (12.67 - 12.90)
Alto del trago	6.80	6.00	4.80 ± 0.42 (6)* (4.27 - 5.31)	5.20 ± 0.35 (4)* (4.76 - 5.52)
Longitud del antebrazo	33.12	32.40	31.98 ± 0.65 (10) (30.36 - 32.90)	31.85 ± 0.41 (6) (31.42 - 32.51)
Longitud máxima del cráneo	18.5	17.80	18.24 ± 0.34 (10) (17.61 - 18.76)	18.15 ± 0.30 (6) (17.84 - 18.55)
Longitud basilar	14.16		13.90 ± 0.29 (10) (13.26 - 14.25)	14.03 ± 0.32 (6) (13.69 - 14.55)
Amplitud mínima interorbital	5.01	4.50	4.74 ± 0.18 (10) (4.45 - 5.02)	4.87 ± 0.16 (6) (4.68 - 5.09)
Amplitud mínima postorbital	5.07	4.65	4.99 ± 0.17 (10) (4.68 - 5.2)	4.98 ± 0.16 (6) (4.78 - 5.20)
Ancho del proceso postorbital	5.09	4.70	5.01 ± 0.21 (10) (4.67 - 5.27)	5.05 ± 0.17 (6) (4.87 - 5.25)
Ancho del cráneo	8.48		8.29 ± 0.18 (10) (8.10 - 8.53)	8.31 ± 0.24 (6) (7.96 - 8.70)
Altura del cráneo	7.73		7.26 ± 0.14 (10) (6.99 - 7.44)	7.25 ± 0.24 (6) (6.97 - 7.51)
Longitud del paladar	8.54	8.30	8.48 ± 0.29 (10) (8 - 8.92)	8.48 ± 0.30 (6) (8.07 - 8.99)
Longitud infraorbital	6.57		6.67 ± 0.10 (10) (6.45 - 6.82)	6.51 ± 0.21 (6) (6.24 - 6.83)
Ancho mastoideo	9.28	8.90	8.95 ± 0.26 (10) (8.56 - 9.33)	9.02 ± 0.32 (6) (8.68 - 9.53)
Ancho cigomático	11.14	10.40	10.69 ± 0.32 (10) (10.20 - 11.10)	10.63 ± 0.28 (6) (10.40 - 11.17)
Longitud cóndilo-incisivo	16.21	15.50	16.09 ± 0.24 (10) (15.76 - 16.48)	16.14 ± 0.31 (6) (15.88 - 16.72)
Longitud cóndilo-canino	15.65		15.49 ± 0.22 (10) (15.19 - 15.81)	15.59 ± 0.30 (6) (15.38 - 16.18)
Longitud dorsal del rostro	4.85		4.79 ± 0.16 (10) (4.49 - 4.98)	4.95 ± 0.37 (6) (4.56 - 5.63)
Longitud de la hilera dental maxilar	6.79		6.68 ± 0.15 (10) (6.30 - 6.82)	6.67 ± 0.14 (6) (6.40 - 6.77)

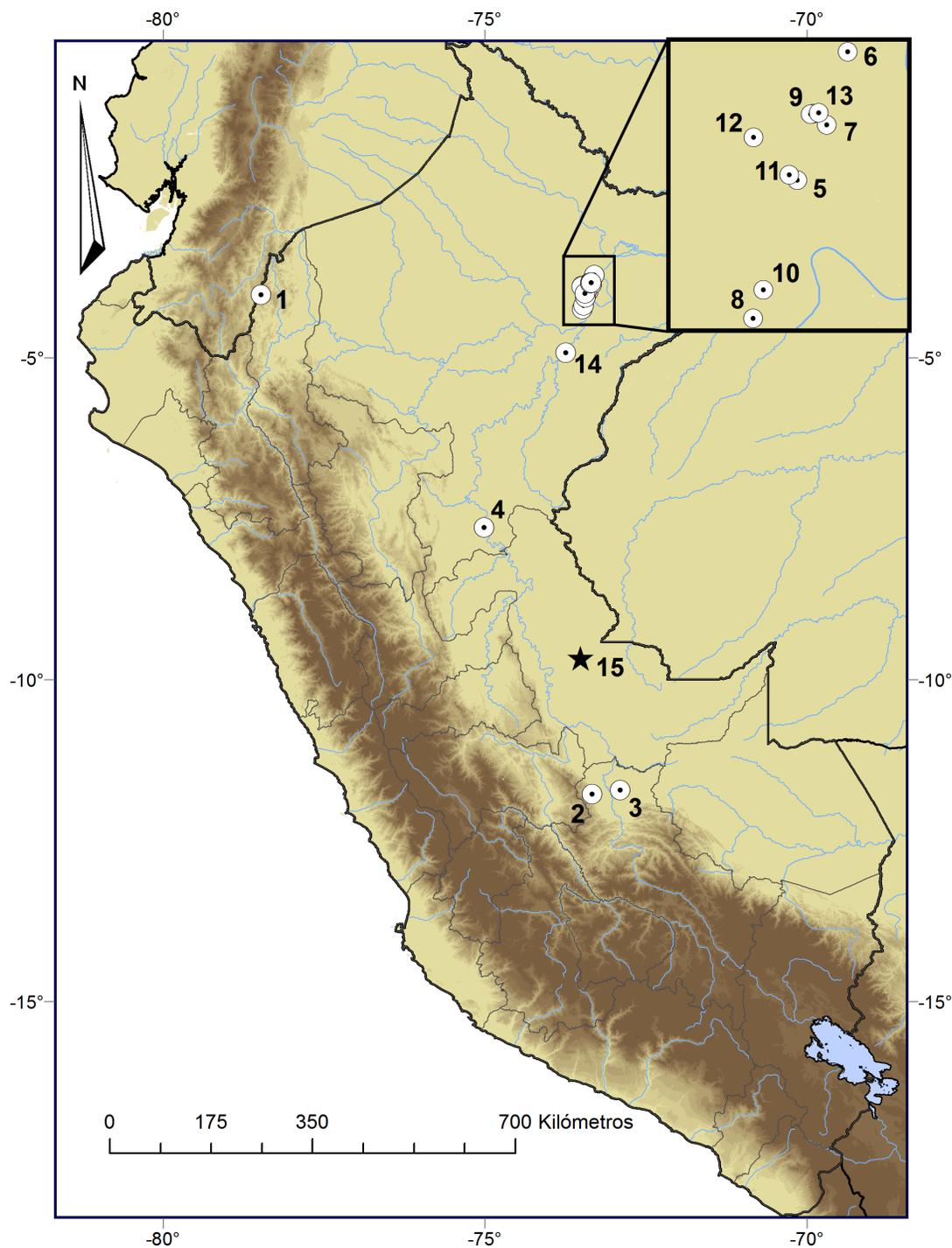
Medidas	Ucayali (MUSA 15716)	Holotipo (ROM 38515)	MUSM	
			Hembras (n = 10) media ± SD (n) (min-max)	Machos (n = 6) media ± SD (n) (min-max)
Distancia mínima interna entre M1-M1	4.37		4.22 ± 0.23 (10) (3.88 - 4.61)	4.05 ± 0.11 (6) (3.92 - 4.2)
Distancia mínima interna entre M2-M2	4.40		4.25 ± 0.24 (10) (3.95 - 4.64)	4.18 ± 0.06 (6) (4.10 - 4.24)
Distancia mínima interna entre C-C	3.31	4.20	4.29 ± 0.13 (10) (4.10 - 4.46)	4.35 ± 0.13 (6) (4.19 - 4.53)
Longitud entre C-M2	5.88	5.90	5.81 ± 0.18 (10) (5.53 - 6.06)	5.81 ± 0.10 (6) (5.64 - 5.90)
Ancho máximo del paladar entre M1-M1	7.45	7.40	7.15 ± 0.28 (10) (6.78 - 7.63)	7.11 ± 0.17 (6) (6.85 - 7.32)
Ancho máximo del paladar entre M2-M2	7.15		6.80 ± 0.16 (10) (6.56 - 6.98)	6.84 ± 0.17 (6) (6.62 - 7.07)
Ancho del foramen magnum	3.96		3.88 ± 0.11 (10) (3.73 - 4.06)	3.90 ± 0.07 (6) (3.81 - 3.99)
Alto de la mandíbula	1.81		1.75 ± 0.07 (10) (1.61 - 1.86)	1.75 ± 0.11 (6) (1.61 - 1.88)
Longitud de la hilera dental mandibular	6.56		6.55 ± 0.10 (10) (6.34 - 6.65)	6.54 ± 0.15 (6) (6.25 - 6.66)
Alto del ramus	3.62	3.60	3.67 ± 0.18 (9) (3.31 - 3.92)	3.59 ± 0.15 (6) (3.39 - 3.85)
Distancia coroniode-angular	4.17		4.03 ± 0.17 (9) (3.71 - 4.22)	3.93 ± 0.16 (6) (3.70 - 4.11)
Longitud de la rama postdentaria	4.64		4.79 ± 0.23 (10) (4.51 - 5.10)	4.75 ± 0.26 (6) (4.48 - 5.20)
Longitud de la mandíbula	11.46	10.50	11.51 ± 0.29 (10) (11.06 - 11.83)	11.43 ± 0.32 (6) (11.26 - 12.07)
Longitud entre c-m2	6.23	6.10	6.20 ± 0.14 (10) (5.90 - 6.39)	6.19 ± 0.12 (6) (6.01 - 6.34)

( $F = 72.74$ ), DB ( $F = 24.36$ ), LP ( $F = 43.67$ ), IOL ( $F = 214.26$ ), LCI ( $F = 94.70$ ), LCB ( $F = 106.18$ ), DRL ( $F = 31.21$ ), MTR ( $F = 93.27$ ), APM2-M2 ( $F = 78.72$ ), CCI ( $F = 35.17$ ) y LHDM ( $F = 62.39$ ). Los resultados del ACP sugieren que existe una clara tendencia de las especies a separarse entre sí (Figura 2), donde los tres primeros componentes explicaron el 91.7% de la variación de la muestra (Tabla 3), la distribución de los individuos a lo largo del Componente Principal 1 (CP1) sugirió el reconocimiento de dos tamaños, uno de mayor tamaño conformado por *V. brocki* y *V. bidens*, y el otro de menor tamaño, conformado por *V. thyone*, y el Componente Principal 2 (CP2) sugirió el reconocimiento de dos formas, una representada por *V. brocki* y *V. thyone*, y la otra por *V. bidens*. Además, el ANDEVA reveló que existen diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre las tres especies, con base en la varianza recogida en el CP1 que es el que explica la mayor variación ( $F = 109.36$ ).

**Distribución.** La distribución confirmada de *Vampyriscus brocki* en Perú está restringida a la ecorregión de Selva Baja abarcando los departamentos de Amazonas (Vivar y Arana-Cardó 1994 [MUSM 338]), Loreto (Ascorra *et al.* 1993 [MUSM 5942,

6979]; Pacheco y Arias 2001; Hice *et al.* 2004 [MUSM 33237, 33330–33333, 33335–33337, 33339, 33341]; MUSM 29953, 29954, 29956), Ucayali (este estudio) y Cusco (Emmons *et al.* 2001; MUSM 36684), con un rango altitudinal que va de 120 a 1,000 m (Figura 3).

Figura 3. Mapa de registros de *Vampyriscus brocki* en Perú: **Amazonas:** (1) Vivar y Arana-Cardó 1994; **Cusco:** (2) Emmons *et al.* 2001; (3) MUSM 36684; **Loreto:** (4) Pacheco y Arias 2001, (5) MUSM 29953, (6) MUSM 29954, (7) MUSM 29956, (8-13) Hice *et al.* 2004, (14) Ascorra *et al.* 1993; **Ucayali:** (15) MUSA 15716. El nuevo registro se encuentra señalado con una estrella negra. Los puntos 5 al 13 de Loreto se encuentran proyectados en la parte superior derecha del mapa.



**Tabla 2.** Caracteres externos y craneales de *Vampyriscus brocki*, *Vampyriscus bidens* y *Vampyressa thyone*.

Caracteres	<i>V. brocki</i>	<i>V. bidens</i>	<i>V. thyone</i>
Longitud de antebrazo	Menor a 35.5 mm	Menor a 37 mm	Menor a 34 mm
Líneas supraorbitales	Muy marcadas y amplias	Marcadas	Marcadas
Lanceta lateral de la hoja nasal	Amplia	Amplia	Estrecha
Ápice de la hoja nasal	Alto y delgado	Alto y amplio	Bajo y delgado
Pelaje dorsal	'Olive-brown'	'Fuscous'	Entre 'Cinnamon brown' y 'Fawn color'
Pelaje ventral	'Drab color'	'Olive-brown'	Entre 'Clay' y 'Drab color'
Línea dorsal	Muy tenue	De muy marcado a tenue	Ausente
Uropatagio	Amplio	Amplio	Estrecho
Borde superior del uropatagio	Sin fleco de pelos	Sin fleco de pelos	Con fleco de pelos
Apertura nasal	Amplia, redondeada	Amplia, rectangular	Estrecha, redondeada
Prolongación del paladar secundario	Larga	Mediana	Ausente
Incisivos superiores internos	Cónicos y juntos en la parte distal	Bilobados asimétricos y juntos en la parte distal	Bilobados simétricos y separados
Primer premolar inferior	No caniniforme	No caniniforme	Caniniforme
Incisivos inferiores	2 pares	1 par	2 pares
Proceso	Bajo	Alto	Mediano

## Discusión

Nuestro primer registro de *Vampyriscus brocki* para el departamento de Ucayali, más los registros en otros departamentos amazónicos confirman que esta especie está distribuida sólo en Selva Baja y por ende podría estar presente a todo lo largo de la Amazonía peruana. Actualmente se tienen registros en diversas regiones que aún no han sido corroborados, *e. g.* registros en Madre de Dios (Zamora *com. pers.*). Respecto a nuestro registro, previamente Quintana *et al.* (2009) registraron 86 especies de murciélagos para el departamento de Ucayali, pero no mencionaron a *V. brocki* en su listado; sin embargo, su presencia era esperada según Arroyo-Cabrales (2008: mapa 196). Por otro lado, el único registro de *V. brocki* para Amazonas en 1987 (Vivar y Arana-Cardó 1994) sigue siendo el más occidental en su distribución, y nosotros lo consideramos como histórico ya que después de más 25 años no se le ha vuelto a registrar en dicha zona o alrededores (Emmons y Pacheco 1997; Boada 2013; Pacheco *com. pers.*).

Los caracteres morfológicos proporcionados (Tabla 2) pueden diferenciar con precisión a *Vampyriscus brocki* de *V. bidens* y *Vampyressa thyone*, especies consideradas muy similares por otros autores (Peterson 1968; Simmons y Voss 1998; Sampaio *et al.* 2008). Un carácter muy discutido pero diagnóstico en *Vampyriscus brocki* es la presencia de una línea dorsal blanquecina muy tenue y casi imperceptible, y que en sus otros congéneres es más perceptible y marcada (Williams y Genoways 1980; Lewis y Wilson 1987; Simmons y Voss 1998); sin embargo, Eisenberg y Redford (2000) interpretaron esta línea como ausente. Nosotros concurremos en que esta línea tenue es un buen carácter, diferente a *V. thyone* que realmente carece de esta. Otro carácter de importancia en *Vampyriscus brocki* es la prolongación en forma de punta del paladar secundario; sin embargo, esta estructura es susceptible de romperse dando la apariencia de ausencia que puede ocasionar problemas en el momento de la identificación. Consideramos que los caracteres dentales de *V. brocki* también son

**Tabla 3.** Porcentaje de varianza total explicada y coeficientes estandarizados de los tres primeros autovectores del ACP de *Vampyriscus brocki*, *V. bidens* y *Vampyressa thyone*. Componentes principales 1 (CP1), 2 (CP2) y 3 (CP3)

Caracteres	CP1	CP2	CP3
% Varianza	84.31%	4.33%	3.01%
AB	-0.2439	0.2084	0.0723
LMC	-0.1686	0.0381	-0.0304
BAL	-0.1465	-0.0125	0.0028
AMP	-0.1810	0.4691	0.0523
AnC	-0.1779	0.1741	-0.0839
DB	-0.1563	0.2444	-0.1268
LP	-0.3251	0.2460	0.5423
IOL	-0.2383	0.0563	-0.0677
MW	-0.1781	0.2246	-0.0639
CW	-0.1869	-0.0190	-0.0278
LCI	-0.1577	-0.1634	0.0457
LCB	-0.1579	-0.1723	0.0630
DRL	-0.1990	-0.3264	0.0770
MTR	-0.2106	-0.0399	-0.0390
CC	-0.2989	-0.1814	-0.6881
APM1-M1	-0.2880	0.0666	-0.1538
APM2-M2	-0.2117	-0.2347	-0.0732
LHDM	-0.2271	-0.0678	0.0814
AR	-0.2460	-0.5020	0.3658
DCAM	-0.1532	0.1083	-0.0771
LM	-0.2107	0.0331	0.0329
LIA	-0.2043	-0.0632	0.0312

diagnósticos con respecto a las especies con las que se le compara, especialmente el I1 y el PM1.

Con base en la literatura notamos que los ejemplares peruanos son ligeramente más pequeños que los registrados por Simmons y Voss (1998) en Guyana Francesa, con excepción de la longitud de la hilera dental maxilar; y con respecto al holotipo (Peterson 1968), la longitud de la mandíbula es menor en los ejemplares peruanos y el ángulo frontal al parecer es mayor en el holotipo. En consecuencia, sugerimos que podría existir una probable variación intraespecífica, y a pesar de que el rango de distribución de *Vampyriscus brocki* es amplio este aspecto aún no ha sido estudiado, esto puede deberse a que la cantidad de muestras que se tiene es limitada y tampoco abarca todas las regiones de su distribución.

Se desconoce el motivo de la rareza de los registros de *Vampyriscus brocki*, pero dos hipótesis están disponibles. La primera es que podría estar relacionado a hábitos migratorios, en Colombia se le sugirió como una especie migratoria o que podría llevar a cabo movimientos cíclicos estacionales de carácter altitudinal y local (Saavedra-Rodríguez y Rojas-Díaz 2009), explicando de este modo su ausencia en determinados periodos del año en respuesta a la disponibilidad de recursos; sin embargo, los autores no presentaron soporte a su argumento. La segunda, y más probable, es que la rareza

se deba a un sesgo en los métodos de captura debido a que las redes de dosel son generalmente ausentes o escasas. De acuerdo a la literatura, *Vampyriscus brocki* al parecer presenta mayor tasa de captura en dosel. En Brasil, Bernard (2001) y Sampaio *et al.* (2003) a 80 Km de Manaus registraron a *V. brocki* exclusivamente en dosel, y Pereira *et al.* (2010) en la Reserva de Desarrollo Sostenible Amanã registraron a doce de dieciséis individuos en dosel. Sin embargo, Simmons y Voss (1998) en Guyana Francesa registraron en dosel a tres de siete individuos. En Perú, Hice *et al.* (2004) también usaron redes en dosel, pero no especificaron si *V. brocki* fue capturado en éstas. Otros murciélagos considerados “raros” como *Cyttarops alecto*, *Diclidurus albus* y *Diaemus youngi* utilizan los estratos más altos como zonas de forrajeo (Velazco *et al.* 2011; Pedrosa *et al.* 2013; Greenhall y Schutt 1996), y se les considera “especialistas” de dosel, sin embargo, otras especies más “comunes” como *Artibeus lituratus*, *Uroderma bilobatum*, *Chiroderma trinitatum* y *Chiroderma villosum* no son especialistas pero presentan mayores tasas de captura en redes de dosel porque vuelan alto (Kalko y Handley 2001). Estas hipótesis que explicarían la rareza de *V. brocki*, migración y especialización en dosel, necesitan aún confirmarse con estudios de captura, marcaje y recaptura y estudios de estratificación altitudinal a largo plazo. Otra hipótesis de rareza que podría sugerirse está referida a la demografía, haciendo referencia a las poblaciones pequeñas; sin embargo, no existe información disponible que la sustente.

Los registros de captura mostrados en la literatura y colecciones sugieren la existencia de una desproporción sexual en *V. brocki* (25H/6M): el holotipo corresponde a un ejemplar hembra (Peterson 1968), el primer registro para Colombia fue en base a tres hembras adultas (Baker y Genoways 1972), seis de siete individuos reportados para Guyana Francesa fueron hembras (Simmons y Voss 1998), el primer registro para Perú fue en base a tres hembras (Ascorra *et al.* 1993), y posteriormente nueve de catorce individuos registrados para Allpahuayo-Mishana fueron hembras (Hice *et al.* 2004); finalmente los registros de Amazonas (Vivar y Arana-Cardó 1994), Cusco (Emmons *et al.* 2001) y Ucayali (este estudio) corresponden únicamente a individuos hembras. Se sugiere que la notoria desproporción sexual encontrada en los registros de capturas probablemente se deba a las diferentes estrategias usadas entre hembras y machos en la búsqueda de recursos, y no a una desproporción sexual real. Es posible que las hembras al necesitar un mayor requerimiento nutricional necesario para criar estarían explorando más estratos y recursos que los machos (Cryan 2003; Perry *et al.* 2010); por ello las hembras se registrarían más frecuentemente, cabe resaltar que nuestro espécimen hembra fue registrada en redes colocadas en sotobosque. También se ha sugerido que la proporción sexual en murciélagos está muy relacionada a la distribución estacional o temporal y a la migración vertical (Perry *et al.* 2010; Esbérard *et al.* 2011); sin embargo, la mayor proporción de hembras en *V. brocki* se presenta en ambas temporadas (húmeda y seca), y en estudios en diferentes localidades y con diferente diseño y esfuerzo de muestreo.

*Vampyriscus brocki* no se encuentra categorizado como amenazado en la legislación peruana vigente (D. S. N° 004–2014–MINAGRI), tampoco por la IUCN (International Union for Conservation of Nature); aunque Sampaio *et al.* (2008) sugirieron considerarlo como “Vulnerable”, pero no existe mucha información sobre su historia natural y el estado de sus poblaciones que sustente esta categorización. Nosotros sugerimos ubicarla como una especie con “Datos Insuficientes” sustentado por los pocos registros en todo el rango de su distribución potencial, sus poblaciones aún desconocidas y por la poca información sobre su historia natural y hábitat.

## Agradecimientos.

Los datos del nuevo registro corresponden a una colecta como parte de la Evaluación de Impacto Ambiental del Lote 126 durante época seca, siendo concesionario Petrominerales Peru S.A., ahora Pacific Rubiales Energy Corp., esta evaluación estuvo a cargo de la empresa consultora Servicios Geográficos y Medio Ambiente S. A. (GEMA), por tal motivo se les hace un agradecimiento muy especial al permitir publicar esta información. También agradecemos a N.C. Quispe por permitirnos usar su ejemplar colectado para este trabajo, a B. Lim (Royal Ontario Museum) por compartir imágenes del holotipo de *Vampyriscus brocki* y a los revisores que ayudaron a mejorar el manuscrito. También se le agradece a la Dirección de Gestión Forestal y de Fauna Silvestre por emitir la autorización para colecta de fauna con fines de investigación: R. D. N° 0145-2013-AG-DGFFS-DGEFFS.

## Literatura citada.

- ARROYO-CABRALES, J.** 2008. Genus *Vampyriscus* O. Thomas, 1900. Pp. 350–355 en Mammals of South America. Volumen 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats (Gardner, A. L., ed.). The University of Chicago Press. Chicago, EE.UU.
- ASCORRA, C. F., D. L. GORCHOV, Y F. CORNEJO.** 1993. The bats from Jenaro Herrera, Loreto, Peru. *Mammalia* 57:533-552.
- BAKER, R. J., Y H. H. GENOWAYS.** 1972. The Phyllostomid bat, *Vampyressa brocki*, in Colombia. *Bulletin of the Southern California Academy of Science* 71:54.
- BERNARD, E.** 2001. Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17:115-126.
- BROSSET, A., P. CHARLES-DOMINIQUE, A. COCKLE, J.-F. COSSON, Y D. MASSON.** 1996. Bat communities and deforestation in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology* 74:1974-1982.
- BOADA, C.** 2013. Mamíferos de los Tepuyes de la Cuenca Alta del Río Nangaritza, Cordillera del Cóndor. Pp. 76-86 en Evaluación Ecológica Rápida de la Biodiversidad de los Tepuyes de la Cuenca Alta del Río Nangaritza, Cordillera del Cóndor, Ecuador (Guayasamin, J. M., y E. Bonaccorso, eds). Conservation International. Washington, EE.UU.
- CHARLES-DOMINIQUE, P.** 1986. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guiana. Pp. 119-135 en Frugivores and seed dispersal (Estrada, A., y T. H. Fleming, eds.). Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. Dordrecht, Países Bajos.
- CRYAN, P. M.** 2003. Seasonal distribution of migratory tree bats (*Lasiurus* and *Lasionycteris*) in North America. *Journal of Mammalogy* 84:579-593.
- DAVIS, W. B.** 1975. Individual and sexual variation in *Vampyressa bidens*. *Journal of Mammalogy* 56:262-265.
- D. S. N° 004–2014–MINAGRI.** Decreto Supremo que aprueba la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre. 8 de abril del 2014. El Peruano: Normas legales 520497-520504.
- EISENBERG, J. F., Y K. H. REDFORD.** 2000. Mammals of the Neotropics, the Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. Volume 3. University of Chicago Press. Chicago, EE.UU.
- EMMONS, L. H., Y V. PACHECO.** 1997. Mammals of the Upper Río Comainas (Appendix 8). Pp. 192-194 en The Cordillera del Cóndor Region of Ecuador and Peru: A Biological Assessment. RAP Working papers 7 (Schulenberg, T. S., y K. Awbrey, eds.). Conservation International. Washington, EE. UU.

- EMMONS, L. H., L. LUNA, Y M. ROMO.** 2001. Preliminary list of mammals from three sites in the northern Cordillera de Vilcabamba, Peru. Pp. 255–257 en Biological and social assessments of the Cordillera de Vilcabamba, Peru. RAP Working Papers 12 and SI/MAB Series 6 (Alonso, L. E., A. Alonso, T. S. Schulenberg, y F. Dallmeier, eds.). Conservation International. Washington, EE. UU.
- ESBÉRARD, C. E. L., I. P. DE LIMA, P. H. NOBRE, S. L. ALTHOFF, T. JORDÃO-NOGUEIRA, D. DIAS, F. CARVALHO, M. E. FABIÁN, M. L. SEKIAMA, Y A. S. SOBRINHO.** 2011. Evidence of vertical migration in the Ipanema bat *Pygoderma bilabiatum* (Chiroptera: Phyllostomidae: Stenodermatinae). *Zoologia* 28:717-724.
- GARDNER, A. L.** 1977. Chromosomal variation in *Vampyressa* and a review of chromosomal evolution in the Phyllostomidae (Chiroptera). *Systematic Zoology* 26:300–318.
- GREENHALL, A. M., Y W. A. SCHUTT, JR.** 1996. *Diaemus youngi*. *Mammalian Species* 533:1-7.
- HICE, C. L., P. M. VELAZCO, Y M. R. WILLIG.** 2004. Bats of the Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, northeastern Peru, with notes on community structure. *Acta Chiropterologica* 6:319-34.
- HOOPER, S. R., Y R. J. BAKER.** 2006. Molecular systematics of Vampyressine bats (Phyllostomidae: Stenodermatinae) with comparison of direct and indirect surveys of mitochondrial DNA variation. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 39:424-438.
- ICZN.** 1964. International Code of Zoological Nomenclature adopted by the XV International Congress of Zoology. The International Commission on Zoological Nomenclature. Londres, Reino Unido.
- JONES, J. K. JR., Y D. C. CARTER.** 1976. Annotated checklist, with keys to subfamilies and genera. Pp. 7-38 en *Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae, Part I* (Baker, R. J., J. K. Jones Jr., y D. C. Carter, eds.). Special Publications, Museum Texas Tech University 10.
- KALKO, E., Y C. O. HANDLEY.** 2001. Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implications for conservation. *Plant Ecology* 153:319-333.
- KOOPMAN, K. F.** 1994. Chiroptera: Systematics. Pp. 1-217 en *Handbook of Zoology. Volume 8, Mammalia* (Niethammer, J., H. Schliemann, y D. Starck, eds.). Walter de Gruyter. Berlin, Alemania.
- LEWIS, S. E., Y D. E. WILSON.** 1987. *Vampyressa pusilla*. *Mammalian Species* 292:1-5.
- LIM, B. K., W. A. PEDRO, Y F. C. PASSOS.** 2003. Differentiation and species status of the Neotropical yellow-eared bats *Vampyressa pusilla* and *V. thyone* (Phyllostomidae) with a molecular phylogeny and review of the genus. *Acta Chiropterologica* 5:15-29.
- MILLER JR., G. S.** 1907. The families and genera of bats. *Bulletin of the United States National Museum* 57:1-282.
- PACHECO, V., Y L. ARIAS.** 2001. Mamíferos. Pp. 85-88, 226-227 en *Biabo Cordillera Azul* (Alverson, W. S., L. O. Rodríguez, y D. K. Moskovits, eds.). The Field Museum. Chicago, EE.UU.
- PACHECO, V., R. CADENILLAS, E. SALAS, C. TELLO, Y H. ZEBALLOS.** 2009. Diversidad y Endemismo de los Mamíferos del Perú. *Revista Peruana de Biología* 16:5-032
- PEDROSA, A., D. DE CARVALHO, Y A. LOURES-RIBEIRO.** 2013. *Diclidurus albus* Wied-Neuwied, 1820 (Chiroptera: Emballonuridae): First record of the species in the state of Paraíba, Brazil. *Check List* 9:793-796.
- PEREIRA, M. J. R., J. T. MARQUES, Y J. M. PALMEIRIM.** 2010. Vertical stratification of bat assemblages in flooded and unflooded Amazonian forests. *Current Zoology* 56:469–478.
- PERRY, R., A. CARTER, Y R. THILL.** 2010. Temporal patterns in capture rate and sex ratio of forest bats in Arkansas. *American Midland Naturalist* 164:270-282

- PETERSON, R. L.** 1968. A new bat of the genus *Vampyressa* from Guyana, South America, with a brief systematic review of the genus. *Life Sciences Contributions, Royal Ontario Museum* 73:1–17.
- PORTER, C. A., y R. J. BAKER.** 2004. Systematics of *Vampyressa* and related genera of phyllostomid bats as determined by cytochrome-b sequences. *Journal of Mammalogy* 85:126–132.
- QUINTANA, H., V. PACHECO, y E. SALAS.** 2009. Diversidad y conservación de los mamíferos de Ucayali, Perú. *Ecología Aplicada* 8:91–103.
- SAAVEDRA-RODRÍGUEZ, C. A., y V. ROJAS-DÍAZ.** 2009. Murciélagos migratorios en Colombia. Pp. 51–62 en Plan Nacional de las especies migratorias. Diagnóstico e identificación de acciones para la conservación y el manejo sostenible de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia (Naranjo, L. G., y J. D. Amaya, eds.). WCS Colombia. Bogotá, Colombia
- SAMPAIO, E., E. K. V. KALKO, E. BERNARD, B. RODRÍGUEZ-HERRERA, y C. O. HANDLEY.** 2003. A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a Tropical Lowland Rainforest of Central Amazonia, including methodological and conservation considerations. *Studies on Neotropical fauna and environment* 38:17–31.
- SAMPAIO, E., B. LIM, y S. PETERS.** 2008. *Vampyressa brocki*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T22838A9394562. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T22838A9394562>.en revisado el 16 de setiembre del 2015.
- SIMMONS, N.** 2005. Order Chiroptera. Pp. 312–529 en *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference* (Wilson, D. E., y D. M. Reeder, eds.). The Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.
- SIMMONS, N. B., y R. S. VOSS.** 1998. The mammals of Paracou, French Guiana: A Neotropical lowland rainforest fauna, Part 1 Bats. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 237:1–219.
- SMITHE, F. B.** 1975. *Naturalist's color guide*. American Museum of Natural History. New York, USA.
- VELAZCO, S., V. PACHECO, y A. MESCHÉDE.** 2011. First occurrence of the rare emballonurid bat *Cyttarops alecto* (Thomas, 1913) in Peru - Only hard to find or truly rare? *Mammalian Biology* 76:373–376.
- VERZANI, J.** 2011. *Getting Started with RStudio. An Integrated Development Environment for R*. O'Reilly Media. California, EE.UU.
- VIVAR, E., y R. ARANA-CARDÓ.** 1994. Lista preliminar de los mamíferos de la Cordillera del Cóndor, Amazonas, Perú. *Publicaciones del Museo de Historia Natural UNMSM, serie A, Zoología* 46:1–6.
- WILLIAMS, S. L., y H. H. GENOWAYS.** 1980. Results of the Alcoa Foundation-Suriname Expeditions II. Additional records of bats (Mammalia: Chiroptera) from Suriname. *Annals of Carnegie Museum* 49:213–236.

*Summited: May 30, 2015*

*Review: August 21, 2015*

*Accepted: September 26, 2015*

*Associated editor: Cristina Macswiney*

## Apéndice 1

Especímenes revisados en este estudio, los usados en el mapa (Figura 3) presentan un número entre corchetes. MUSM 338, 13405 y 17751 sólo se usaron en el mapa.

*Vampyressa thylene* ( $n = 13$ ): PERÚ: AMAZONAS: Condorcanqui, Condorcanqui, Nieva, Puerto Tunduzá, 1 H (MUSM 16235;  $-4^{\circ} 46' 55''$  S,  $-77^{\circ} 52' 32''$  O); Condorcanqui, Puesto de Vigilancia 22 (Falso Paquisha) Cordillera del Cóndor, 3 H (MUSM 323, 325, 361;  $-4^{\circ} 01' 01''$  S,  $-78^{\circ} 23'$  O); Cordillera del Cóndor, río Comaina, Puesto de Vigilancia 3 Alfonso Ugarte, 1 H (MUSM 10613;  $-3^{\circ} 54' 04''$  S,  $-78^{\circ} 25'$  O). CAJAMARCA: San Ignacio, Anexo La Lama, Quebrada El Salado, 1 H (MUSM 37945;  $-5^{\circ} 18' 03''$  S,  $-79^{\circ} 17' 54''$  O). CUSCO: La Convención, La Convención, Camisea, Pagoreni, 1 H (MUSM 14067;  $-11^{\circ} 42' 22''$  S,  $-72^{\circ} 54' 09''$  O). LORETO: Loreto, Lote 1AB, Jibarito sur, 1 H (MUSM 41627;  $-2^{\circ} 51' 21''$  S,  $-76^{\circ} 0' 18''$  O); Teniente López CV5, 1 H (MUSM 41760;  $-2^{\circ} 34' 30''$  S,  $-76^{\circ} 06' 51''$  O); Maynas, Barrio Orosa Estación Madre Selva II, río Amazonas, 1 H (MUSM 33327;  $-03^{\circ} 37' 40''$  S,  $-72^{\circ} 14' 24''$  O); Puesto de Vigilancia Castaña, río Aguarico, 2 H (MUSM 21326-21327;  $-0^{\circ} 48' 13''$  S,  $-75^{\circ} 14' 24''$  O). MADRE DE DIOS: Tambopata, Reserva Cusco Amazónico, 15 Km NE de Puerto Maldonado, 1 H (MUSM 6265;  $-12^{\circ} 32' 31''$  S,  $-69^{\circ} 03' 22''$  O).

*Vampyriscus bidens* ( $n = 15$ ): PERÚ: CUSCO: La Convención, La Convención, Camisea, Armihuari [Cashiriari 2], 1 H (MUSM 14041;  $-11^{\circ} 51' 51''$  S,  $-72^{\circ} 46' 45''$  O); La Convención, a 2 Km SO de Comunidad Nativa Tangoshiari, (MUSM 13404;  $-11^{\circ} 46' 47''$  S;  $-73^{\circ} 20' 27''$  O). HUÁNUCO: Puerto Inca, Estación Biológica Panguana, 1 H (MUSM 36694;  $-9^{\circ} 36' 49''$  S,  $-74^{\circ} 56' 8''$  O). LORETO: Alto Amazonas, Capahuari norte, 1 H (MUSM 41761;  $-2^{\circ} 40' 27''$  S,  $-76^{\circ} 30' 2''$  O); Trueno, aprox. 2 Km al NO de la boca del Río Pastaza, 1 H (MUSM 16405;  $-4^{\circ} 38' 52''$  S,  $-76^{\circ} 26' 60''$  O); Loreto, Lote 1AB. en el Km. 33 de la carretera Jibarito Teniente López, paralelo a la carretera y al CV7, 1 H (MUSM 41628;  $-2^{\circ} 42' 19''$  S,  $-76^{\circ} 4' 40''$  O); Jibaro CV6, 1 H (MUSM 41762;  $-2^{\circ} 42' 47''$  S,  $-76^{\circ} 1' 45''$  O); Maynas, aprox. 500 m E Km 28.8 de la carretera Iquitos-Nauta, 1 H (MUSM 29951;  $-3^{\circ} 59' 14''$  S,  $-73^{\circ} 24' 55''$  O); El Paujil Km 37 carretera Iquitos-Nauta, 1.04 Km NO del camino, 1 H (MUSM 33298;  $-4^{\circ} 2' 57''$  S,  $-73^{\circ} 26' 44''$  O); Mishana, río Nanay, banco sur, casa de Pedro, 1 H (MUSM 33322;  $-3^{\circ} 52' 48''$  S,  $-73^{\circ} 29' 33''$  O); Puesto de Vigilancia Castaña, Río Aguarico, 1 H (MUSM 21321;  $-0^{\circ} 48' 13''$  S,  $-75^{\circ} 14' 24''$  O). MADRE DE DIOS: Manu, Alto Río Madre de Dios, Hacienda Amazonía, 1 H (MUSM 10069;  $-12^{\circ} 52' 38''$  S,  $-71^{\circ} 23' 11''$  O); Parque Nacional Manu, Estación Biológica Pakitza, 1 H (MUSM 12617;  $-11^{\circ} 56' 47''$  S,  $-71^{\circ} 16' 60''$  O). UCAYALI: Padre Abad, Padre Abad, Bosque Nacional Von Humboldt, 2 H (MUSM 8640-8641;  $-8^{\circ} 46' 59''$  S,  $-75^{\circ} 7' 59''$  O).

*Vampyriscus brocki* ( $n = 20$ ): PERÚ: AMAZONAS: Condorcanqui, Puesto de Vigilancia 22 (Falso Paquisha) Cordillera del Cóndor, 1 H (MUSM 338;  $-4^{\circ} 10'$  S,  $-78^{\circ} 23'$  O) [1]. CUSCO: La Convención, a 2 km SO de C.N. Tangoshiari, 1 H (MUSM 13405;  $-11^{\circ} 46' 47''$  S,  $-73^{\circ} 20' 27''$  O) [2]; La Convención, Echarate, Pagoreni A, 1 H (MUSM 36684;  $-11^{\circ} 43' 03''$  S,  $-72^{\circ} 54' 04''$  O) [3]. LORETO: Río Pisqui, Campamento Principal y Quebrada, 1 H (MUSM 17751;  $-7^{\circ} 38' 0''$  S,  $-75^{\circ} 1' 0''$  O) [4]; 1 Km E Km 25.3 de la carretera Iquitos-Nauta, 1 H (Fundo San Martín) (MUSM 29953;  $-3^{\circ} 57' 54''$  S,  $-73^{\circ} 24' 16''$  O) [5]; Maynas, Comunidad de Manacamiri, río Nanay, Fundo Morropón, 1 M (MUSM 29954;  $-3^{\circ} 42' 35''$  S,  $-73^{\circ} 18' 10''$  O) [6]; Peña Negra, 600 m al W del Km 10 de la carretera Iquitos-Nauta, 1 H (MUSM 29956;  $-3^{\circ} 51' 19''$  S,  $-73^{\circ} 20' 43''$  O) [7]; Arboretum/Zungarococha, 1 M (MUSM 33325;  $-3^{\circ} 50' 1''$  S,  $-73^{\circ} 22' 24''$  O) [9]; Caserío Cahuide Km 59 carretera Iquitos-Nauta, 1 H (MUSM 33237;  $-4^{\circ} 14' 32''$  S,  $-73^{\circ} 29' 31''$  O) [8]; La Habana Km 52 carretera

Iquitos-Nauta E del camino, 2 M 1 H (MUSM 33330 - 33332; -4° 11' 06" S, -73° 28' 19" O) **[10]**; Mishana Km 25 carretera Iquitos-Nauta, Reserva Allpahuayo-Mishana, 1 M (MUSM 33333; -3° 57' 19" S, -73° 25' 14" O) **[11]**; Mishana río arriba desde pueblo en el banco sur, río Nanay, 2 H (MUSM 33335 - 33337; -3° 52' 50" S, -73° 29' 29" O) **[12]**; Puerto Almendra Arboretum de CEIFOR, 1 H (MUSM 33339; -3° 50' 02" S, -73° 22' 38" O) **[9]**; Zungarococha Casa en Av. Corrientillo, 1 M (MUSM 33341; -3° 49' 53" S, -73° 21' 40" O) **[13]**; Requena, Jenaro Herrera, 1 H (MUSM 6979; -4° 55' 1" S, -73° 45' 0" O) **[14]**. UCAYALI: Coronel Portillo, Parantari, 1 H (MUSA 15716; -9° 40' 25" S, -73° 31' 17" O) **[15]**.



**Predation of the *Noctilio albiventris* (Chiroptera: Noctilionidae) by *Pseudopimelodus schultzi* (Siluriformes: Pseudopimelodidae) in the river basin La Vieja, Colombia**

# Depredación de *Noctilio albiventris* (Chiroptera: Noctilionidae) por *Pseudopimelodus schultzi* (Siluriformes: Pseudopimelodidae) en la cuenca del río La Vieja, Colombia

Alvaro Botero-Botero<sup>1\*</sup>, Jairo Pérez-Torres<sup>2</sup>, Jhon Anderson Arcila-Marulanda<sup>3</sup> y Julián Andrés Sánchez-Pachón<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Grupo de investigación en Biodiversidad y Educación Ambiental: BIOEDUQ, Universidad del Quindío, Colombia. E-mail: abotero@uniquindio.edu.co (AB-B).

<sup>2</sup>Laboratorio de Ecología Funcional, Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS), Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana, Carrera 7 No. 40 – 62, Bogotá, D. C., Colombia. E-mail: jairoperez@javeriana.edu.co (JP-T).

<sup>3</sup>Grupo de investigación Biodiversidad y Educación Ambiental - BIOEDUQ, Universidad del Quindío, Av. Bolívar, carrera 15 calle 12 Norte, Armenia, Colombia. E-mail: jhonan@gmail.com (JAA-M).

<sup>4</sup>Programa de Lic. en Biología y Educación Ambiental, Universidad del Quindío, Av. Bolívar, carrera 15 calle 12 Norte, Armenia, Colombia. E-mail: julian.jaguar@gmail.com (JAS-P).

**Introduction:** Trophic interactions between fishermen and fish bats are common and most of the times the bat is the predator and fish, the prey. However, so far they have not been registered opposite events.

**Methods:** During a sampling session of fish in the river basin of La Vieja, high Cauca (Colombia) in 2009, a toad catfish *Pseudopimelodus schultzi* was captured and after stomach analysis, an individual of the bat *Noctilio leporinus* was found.

**Results and discussion:** We report the first event of predation of *N. albiventris* by *P. schultzi*. This finding may have three possible explanations: 1) Opportunistic predation. 2) Active predation or 3) Opportunistic consumption.

**Keywords:** greater bulldog bat; Schultz's Bumblebee Catfish; upper Cauca basin.

**Introducción:** Son frecuentes las interacciones tróficas entre murciélagos pescadores y peces. En la mayoría de los casos, el murciélago es el depredador y el pez la presa. Hasta ahora no se han registrado eventos contrarios.

**Métodos:** En un muestreo de peces en la cuenca del río La Vieja, alto Cauca (Colombia), el 16 y 17 de mayo de 2009, fue capturado un bagre sapo *Pseudopimelodus schultzi*. Después de su procesamiento, se encontró un murciélago dentro de su estómago.

**Resultados y discusión:** Reportamos el primer evento de depredación de *N. albiventris* por *P. schultzi*. Este evento puede tener tres posibles explicaciones: 1) Depredación oportunista. 2) Depredación activa o 3) Consumo oportunista.

**Palabras claves:** alto Cauca; bagre sapo; murciélago pescador.

## Introducción

Son frecuentes las interacciones tróficas entre los murciélagos pescadores del género *Noctilio* y los peces. En todos los casos, el murciélago es el depredador y los peces las presas, como lo han mostrado diversos estudios (Bloedel 1955; Altenbach 1989; Brooke 1994; Aihartza *et al.* 2003; Bordignon 2006; Bordignon y França 2014). Sin embargo, hasta ahora no se han registrado casos en que el pez depreda al murciélago.

Los murciélagos de la Familia Noctilionidae están ligados a los ecosistemas acuáticos, debido a sus hábitos alimentarios. Estos murciélagos realizan vuelos rasantes sobre la superficie del agua (Tirira 2007). *Noctilio albiventris* es un murciélago que se alimentan de insectos ligados al ecosistema acuático, como los escarabajos, las chinches, moscas, libélulas, efemerópteros y mariposas nocturnas. También puede llegar a capturar peces en pozas con profundidad menor a 50 cm (Tirira 2007). Las especies de este género presentan una morfología adecuada para capturar presas sobre la superficie del agua (Kalko *et al.* 1998). Se ha considerado a esta especie como un frugívoro ocasional (Gonçalves *et al.* 2007), y por lo tanto, un potencial dispersor de semillas en áreas perturbadas cerca de bosques secos (Aranguren *et al.* 2011).

El pez sapo *Pseudopimelodus schultzi* es en Colombia una especie casi amenazada (Ortega-Lara *et al.* 2011; Ortega-Lara 2012). Esta especie es un pez carnívoro que se alimenta principalmente de peces, larvas de insectos acuáticos y detritus (Maldonado-Ocampo *et al.* 2005). También lo consideran de hábitos omnívoros porque se alimenta de peces como *Astyanax fasciatus*, *Leporinus striatus*, *Pimelodus* sp., Heptaptéridos y restos de materia vegetal (Ortega-Lara *et al.* 2011). Hábitos alimenticios similares se han reportado en *P. bufonius* (= *Pseudopimelodus zungaro*), en la cuenca del río La Vieja (Alto Cauca, Colombia), donde depredan otros peces como *Imparfinis nemacheiri* y *Cetopsorhamdia boquillae*. Se han registrado restos de vértebras, escamas y aletas, y material de origen vegetal, como *Guadua angustifolia* (Román-Valencia 2004). Este pez presenta hábitos bentónicos y se oculta durante el día entre la vegetación sumergida, restos vegetales y rocas, especialmente en las zonas profundas de los grandes ríos. Prefiere los sustratos rocosos o con gravas, donde la corriente va de fuerte a moderada (Maldonado-Ocampo *et al.* 2005).

Un ejemplar de bagre sapo *Pseudopimelodus schultzi* se capturó entre el 16 y 17 de mayo de 2009. El posterior análisis estomacal de este individuo mostró un *Noctilio albiventris* en el estómago. Es de resaltar que el único contenido que se encontró en el estómago del bagre sapo fue el murciélago.



Figura 1. Registro fotográfico del bagre sapo (*Pseudopimelodus schultzi*) y el murciélago pescador (*Noctilio albiventris*).

*Noctilio albiventris* presentaba un avanzado estado de descomposición. Se pudieron determinar las siguientes medidas: longitud del antebrazo de 45.0 mm; longitud del cuerpo de 57.8; envergadura de 380.0 mm; longitud de la oreja de 12.3 mm. No fue posible identificar el sexo, ya que la parte inferior del cuerpo estaba descompuesta. Por comparación de bases de datos de la colección de mamíferos del Museo Javeriano de Historia Natural, se concluyó que las medidas corresponden a un individuo en etapa entre juvenil y subadulto. A su vez, la especie es común en la cuenca (Castaño-Salazar y Botero-Echeverry 2004).

El sitio de captura fue la cuenca media del río La Vieja, sector de Peña Santa, municipio La Tebaida, departamento del Quindío (4° 27' 19" N y 75° 52' 06" W) a 1,014 m. La precipitación promedio anual es de 1,100 mm/año, y la temperatura promedio anual, de 24 °C (CRQ 2005). La vegetación circundante corresponde a Bosque muy húmedo Montano bajo (bmh-MB) (Asociación Red Colombiana de Reservas Naturales de la Sociedad Civil 2006), en la cual predomina una matriz de paisaje dominado por cultivos y pasturas para la ganadería. Las orillas del río están dominadas por bosques mixtos de guaduas y algunos árboles grandes.

Respecto de la observación de consumo de *N. albiventris* por parte del bagre sapo, pueden plantearse tres posibles explicaciones: 1) Depredación oportunista: el murciélago, al estar forrajeando, cayó accidentalmente al agua, y mientras trataba de salir, el bagre aprovechó la oportunidad para consumirlo. 2) Depredación activa: el murciélago se encontraba perchado en la saliente de alguna una roca emergente del río o en alguna rama muy cerca a la superficie del agua y el bagre lo depredó activamente, y 3) Consumo oportunista: el murciélago estaba muerto en el río y el bagre, durante su búsqueda cotidiana de alimento, lo encontró y consumió.

## Literatura citada

- AIHARTZA, J. R., U. GOITI, D. ALMENAR, Y I. GARÍN.** 2003. Evidences of piscivory by *Myotis capaccinii* (Bonaparte, 1837) in southern Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica* 5:193-198.
- ALTENBACH, J. S.** 1989. Prey capture by the fishing bats *Noctilio leporinus* and *Myotis vivesi*. *Journal of Mammalogy* 70:421-424.
- ARANGUREN, C. I., J. A. GONZÁLEZ-CARCACÍA, H. MARTÍNEZ, Y J. M. NASSAR.** 2011. *Noctilio albiventris* (Noctilionidae), a Potential Seed Disperser in Disturbed Tropical Dry Forest Habitats. *Acta Chiropterologica* 13:189-194.
- ASOCIACIÓN RED COLOMBIANA DE RESERVAS NATURALES DE LA SOCIEDAD CIVIL.** 2006. Estrategia de conservación regional - nodo Eje Cafetero. Proyecto promoción y consolidación de reservas naturales de la sociedad civil en los andes colombianos. Convenio Instituto Humboldt – Red. Armenia, Colombia.
- BLOEDEL, P.** 1955. Hunting methods of fishing-eating bat, particularly *Noctilio leporinus*. *Journal of Mammalogy* 36:390-399.
- BORDIGNON, M. O.** 2006. Diet of the fishing bat *Noctilio leporinus* (Linnaeus) (Mammalia, Chiroptera) in a mangrove area of southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23:256-260.
- BORDIGNON, M. O., Y A. O. FRANÇA.** 2014. First consumption by *Noctilio leporinus* (Linnaeus, 1758) in Guaratuba Bay, Southern Brazil. *Chiroptera Neotropical* 8:148-150.
- BROOKE, A. P.** 1994. Diet of the fishing bat *Noctilio leporinus* (Chiroptera: Noctilionidae). *Journal of Mammalogy* 75:212-218.
- CASTAÑO-SALAZAR, J. H., Y J. E. BOTERO-ECHEVERRY.** 2004. Murciélagos de la zona cafetera colombiana. *Avances Técnicos CENICAFE* 329:1-8.
- CRQ (CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL QUINDÍO).** 2005. Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca del río La Vieja, diagnóstico julio de 2005. (Acceso agosto 15 de 2010) URL [http://www.crq.gov.co/visual\\_crq/documentos/proyecto\\_riolavieja/diagnostico\\_rio\\_lavieja.pdf](http://www.crq.gov.co/visual_crq/documentos/proyecto_riolavieja/diagnostico_rio_lavieja.pdf).
- GONÇALVES F., R. MUNIN, P. COSTA, Y E. FISCHER.** 2007. Feeding habits of *Noctilio albiventris* (Noctilionidae) bats in the Pantanal, Brazil. *Acta Chiropterologica* 9:535-546.

- KALKO, E., S. HANS-ULRICH, I. KAIPF, Y A. D. GRINNELL.** 1998. Echolocation and foraging behavior of the lesser bulldog bat, *Noctilio albiventris*: preadaptations for piscivory? Behavioral Ecology and Sociobiology 42:305-319.
- MALDONADO-OCAMPO, J. A., A. ORTEGA-LARA, J. S. USMA, G. GALVIS, F. A. VILLA-NAVARRO, G. L., S. VÁSQUEZ, Y. PRADA-PEDREROS, Y R. C. ARDILA.** 2005. Peces de los Andes de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- ORTEGA-LARA, A.** 2012. *Pseudopimelodus schultzi*. Pp. 246-248 en Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia (Mojica, J. I., J. S. Usma, R. Álvarez-León, y C. A. Lasso Eds.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá, Colombia.
- ORTEGA-LARA, A., T. S. RIVAS-LARA, Y C. E. RINCÓN.** 2011. *Pseudopimelodus schultzi* (Siluriforme, Pseudopimelodidae). Pp. 547-550 en I Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia (Lasso, C., E. Agudelo-Córdoba, L. Jiménez-Segura, H. Ramírez-Gil, M. Morales Betancourt, R. E. Ajiaco-Martínez, E. A. Muñoz-Torres, y I. Sanabria-Ochoa Eds.). Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (IAvH). Bogotá, Colombia.
- ROMÁN-VALENCIA, C.** 2004. Datos Bioecológicos del peje sapo, *Pseudopimelodus zungaro* (Pisces: Pimelodidae), de los ríos Atrato y La Vieja, Colombia. Dahlia Revista de la Asociación Colombiana de Ictiología 7:29-31
- TIRIRA, D.** 2007. Mamíferos del Ecuador. Guía de campo. Ediciones Murciélago Blanco. Quito, Ecuador.

*Summited: April 13, 2015*

*Review: May 29, 2015*

*Accepted: August 18, 2015*

*Associated editor: Cristina Macswiney*

**Noteworthy records of tropical porcupine  
*Sphiggurus mexicanus* (Erethizontidae) in Oaxaca, México**

# Registros notables del puerco espín tropical *Sphiggurus mexicanus* (Erethizontidae) en el estado de Oaxaca, México

Ma. Emma Cisneros-Palacios<sup>1</sup>, Gladys Reyes-Macedo<sup>2</sup>, Ángel Méndez<sup>3</sup>, Gabriela Monroy<sup>4</sup> y Carlos Ramírez Calderón<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Instituto Politécnico Nacional. Departamento de Investigación, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca. Calle Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán 71230, Oaxaca. México. E-mail: emmacisneros3@hotmail.com (MECP)

<sup>2</sup> Vinculación Interdisciplinaria para el Desarrollo Ambiental y lo Social, A. C. VIDAS A. C. Calle Zaa, Casa 102, Dpto. 201, Oaxaca de Juárez 68143. Oaxaca, México. E-mail: greyesmacedo@yahoo.com.mx (GRM)

<sup>3</sup> Departamento de Monitoreo Biológico, Conservación Biológica y Desarrollo Social, A. C., Aguayo 3, Despacho A, Del Carmen Coyoacán 04100. Distrito Federal, México. E-mail: angelmendez@conbiodes.com (AM)

<sup>4</sup> Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán 04510. Distrito Federal, México. E-mail: beu\_ribetzin@hotmail.com (GM)

<sup>5</sup> Domicilio conocido, Concepción Pápalo, Cuicatlán. Oaxaca, México. E-mail: comisariado\_19@hotmail.com (CRC)

\*Corresponding author

**Introduction:** The tropical porcupine, *Sphiggurus mexicanus* is distributed from west Panamá and Costa Rica to Michoacán on the Pacific versant and San Luis Potosí on the Gulf of Mexico basin. It dwells in tropical and semitropical dry forests, at altitudes from 0 to 3,200 m; it was recently recorded at temperate pine and pine-oak forests in Michoacán. In Oaxaca this species had been recorded only at Gulf of Mexico coastal plain, Pacific coastal plain and Isthmus of Tehuantepec, at low elevations from 0 to 500 m, and inhabiting costal dunes, tropical evergreen and deciduous forests, grasslands, farmland and secondary vegetation. The goal of this paper is to report new data on the distribution of the tropical porcupine in Oaxaca, México.

**Methods:** Five records are based on a voucher specimen and direct sight of individuals or remains found along field trips. A sixth record was obtained with Camera traps.

**Results:** We report a specimen of *S. mexicanus* found dead on the road near Colonia Cuauhtémoc, this record lies within the known distribution for the species. We also report five noteworthy records for the Mexican tree porcupine, three at Sierra Norte and two at Cuicatlán- Tehuacán Valley regions, all within cloud forests, at altitudes from 1,673 to 2,668 m.

**Discussion and conclusions:** The three records at Sierra Norte expand the geographical range for this species 34 km to the southwest, from San Juan Petlapa, the closest known locality. These records along with the two from Cuicatlán valley are the first records for the tropical porcupine within cloud forests in Oaxaca and at higher altitudes than those previously reported. The record of a small immature female implies that the species is actually breeding within this type of forest in Oaxaca. These five records are noteworthy as they expand the known geographical and ecological distribution of the Mexican tree porcupine in Oaxaca. Distributional data are fundamental to the species biology and critical to conservation strategies.

**Key words:** cloud forest; Cuicatlán- Tehuacán valley; mammals; Oaxaca; Sierra norte.

**Introducción:** El puerco espín tropical, *Sphiggurus mexicanus*, se distribuye desde el oeste de Panamá y Costa Rica hasta Michoacán, por la vertiente del Pacífico, y hasta San Luis Potosí, por la vertiente del Golfo de México. Habita bosques tropicales y subtropicales secos, de 0 a 3,200 m. Recientemente, se registró en bosques templados de pino y pino encino en Michoacán. En Oaxaca, esta especie se ha registrado solo en las regiones de la planicie costera de Golfo, en la planicie costera del Pacífico y en el Istmo de Tehuantepec, de los 0 a los 500 m de altitud, en vegetación de dunas costeras, bosque tropical perennifolio y caducifolio, pastizales, cultivos y vegetación secundaria. El objetivo del presente trabajo es aportar nuevos datos sobre la distribución del puerco espín tropical en Oaxaca, México.

**Métodos:** Cinco registros están basados en un ejemplar colectado y en la observación directa de individuos o de restos encontrados durante recorridos en campo. El sexto es un registro con fototrampa.

**Resultados:** Se encontró un ejemplar muerto de *Sphiggurus mexicanus* sobre la terracería cerca de la Colonia Cuauhtémoc, este concuerda con la distribución conocida para la especie. También se reportan cinco registros notables del puerco espín tropical: tres en la región Sierra Norte y dos en el valle de Cuicatlán-Tehuacán, todos ellos dentro de bosque mesófilo, entre 1,673 y 2,668 m de altitud.

**Discusión y conclusiones:** Los tres registros en Sierra Norte expanden la distribución geográfica de esta especie 34 km al suroeste de San Juan Petlapa, la localidad conocida más cercana. Estos registros, junto con los dos del Valle de Cuicatlán, son los primeros del puerco espín tropical dentro del bosque mesófilo en Oaxaca y a altitudes mayores que las reportadas anteriormente. El registro de una cría hembra indica que la especie se reproduce en este tipo de vegetación en Oaxaca. Los cinco registros son notables, ya que amplían la distribución geográfica y ecológica de la especie en Oaxaca. Los datos sobre distribución son fundamentales para conocer la biología de la especie y son críticos para cualquier estrategia de conservación.

**Palabras clave:** Bosque mesófilo, Cuicatlán, mamíferos, Oaxaca, Sierra Norte.

## Introducción

El puerco espín tropical (*Sphiggurus mexicanus*) se distribuye desde el oeste de Panamá y Costa Rica hasta México (Reid 1997). En este último país, se distribuye por todo el sur y sureste. En Oaxaca, su distribución continúa por ambas vertientes y llega hasta el sureste de Michoacán, por la vertiente del Pacífico (Monterrubio-Rico *et al.* 2010), y hasta San Luis Potosí, por la vertiente del Golfo de México (Aranda 2000). Habita en los bosques tropicales y subtropicales a altitudes de 0 a 3,200 m y, a bajas elevaciones, parece preferir hábitats estacionalmente secos (Reid 1997). Recientemente se reportó su presencia en los bosques templados de pino y pino encino (a altitudes de 770 a 920 m) del suroeste de Michoacán (Monterrubio-Rico *et al.* 2010). Los altos índices de pérdida y fragmentación de su hábitat, así como la cacería y el escaso estudio sobre esta especie en particular, no han permitido conocer más ampliamente su ecología y distribución (Lira *et al.* 2005; López *et al.* 2009; Lorenzo *et al.* 2014).

Para el estado de Oaxaca se ha documentado la presencia de *S. mexicanus* en la región de la planicie costera del Golfo, distrito de Tuxtepec; en la región de la cañada, distrito de Cuicatlán; en la planicie costera del Pacífico, distrito de Jamiltepec, y en el Istmo de Tehuantepec, distritos de Juchitán y Tehuantepec. Los registros anteriores lo sitúan en altitudes entre 0 y 500 m. Ocupa dunas costeras, bosque tropical perennifolio, bosque tropical caducifolio, pastizales, vegetación secundaria y cultivos (Goodwin 1969; Hall 1981; Navarro y Meave 1998; Briones-Salas y Sánchez-Cordero 2004; Lira *et al.* 2005; CONABIO 2010a; Voss 2011; Lorenzo *et al.* 2014).

## Material y métodos

Cuatro registros se obtuvieron mediante observación directa de individuos o de sus restos colectados y/o fotografiados durante recorridos en campo, que se hicieron a pie, a diferentes horas durante el día y con diferentes longitudes, como parte de diversos proyectos de investigación sobre vertebrados terrestres, realizados por E. Cisneros del CIIDIR-OAXACA. Durante un recorrido a pie efectuado por el comité de vigilancia ambiental comunitaria, dentro de su área de conservación, se obtuvo un quinto registro mediante la observación directa de los restos de un ejemplar, los cuales fueron fotografiados, y que consisten en huesos y púas.

Otro registro más se obtuvo mediante fototrampeo. Para ello se utilizó una fototrampa marca Ltl Acorn de 12 megapíxeles modelo 5210, que posee un sistema infrarrojo activado por el calor y por el movimiento. Estuvo activa durante 24 horas continuas; se programó con un intervalo de 1 minuto entre evento; cada evento constó de dos fotografías con una resolución de 600 dpi y un video de 30 segundos. La fototrampa se colocó en un árbol de *Pinus* sp. a una altura aproximada

de 30 cm. Tras un esfuerzo acumulado de 12 días-trampa, la fotografía fue tomada a las 23:25 horas. Las altitudes y coordenadas reportadas se obtuvieron en campo empleando un GPS.

## Resultados

Reportamos seis registros de *S. mexicanus* obtenidos entre 1990 y 2012 en diversas localidades de Oaxaca. Cinco de ellos son notables porque amplían la distribución geográfica y ecológica de la especie (Tabla 1; Figura 1).

Cuatro registros son resultado de diversos proyectos de investigación sobre vertebrados terrestres, llevados a cabo por investigadores del CIIDIR, Unidad Oaxaca. El primero es un ejemplar encontrado muerto sobre la terracería, 1.6 km al O de la colonia Cuauhtémoc, en el Istmo de Tehuantepec, en vegetación secundaria y zonas de cultivo (Registro 1; Tabla 1). Aunque éste no sea un registro nuevo en dicha región, contribuye a conocer mejor el intervalo de distribución de esta especie en el estado. El ejemplar se encuentra depositado en la Colección Mastozoológica del CIIDIR Unidad Oaxaca (registro ante el INE: OAX.MA.025.0497), con el número de catálogo OAX.MA-446.

Tres registros notables (Registros 2, 3 y 4; Tabla 1) se localizan en la Sierra Norte de Oaxaca, a 1.4 km y 1.45 km al SE de Tanetze de Zaragoza. Una cría hembra fue fotografiada en la localidad de Tarántulas, a 1.3 km al ESE de San Juan Juquila Vijanos. Se encontró esta cría aproximadamente a 60 cm de altura sobre una liana gruesa. El ejemplar medía aproximadamente 47 cm de largo, incluida la cola. No presentaba las púas completamente desarrolladas, ya que no sobresalían del pelaje, como sucede en ejemplares adultos (Figura 1). No pudo localizarse a la madre, aunque se le escuchó responder al llanto de la cría desde la parte alta de los árboles.

El 28 de julio de 2011, en la ranchería La Reforma, a 7.95 km al SSE, en línea recta de San Francisco Chapulapa, perteneciente a la agencia de San Alejo el Progreso, en la región de la cañada de Oaxaca, personal de VIDAS A.C. y del comité de vigilancia ambiental comunitaria encontraron y fotografiaron los restos de un ejemplar de *S. mexicanus* (Registro 5; Tabla 1). El hallazgo ocurrió durante su recorrido de inspección dentro del área de conservación. Se trata del primer registro de la especie en el bosque mesófilo de la región del Valle de Cuicatlán-Tehuacán. Los restos consisten en el esqueleto incompleto (sin cráneo) y en numerosas púas características de la especie.

El último registro se obtuvo el 20 de julio de 2012, a 6.89 km en línea recta al ENE de Concepción Pápalo, también en vegetación de bosque mesófilo de montaña (Registro 6; Tabla 1), como parte del proyecto "Red de Monitoreo de Fauna Silvestre", que lleva a cabo la asociación "Conservación Biológica y Desarrollo Social" (CONBIODES A. C.), mediante el método de fototrampeo. La fotografía se encuentra en la Colección de Foto colectas Biológicas (CFB) del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, con el número de catálogo: IBUNAM-CFB-13201.

Tabla 1. Nuevos registros de *Sphiggurus mexicanus* en Oaxaca, México. <sup>1</sup>Metros sobre el nivel del mar. <sup>2</sup>Bosque mesófilo de montaña

Registro	Fecha	Latitud/Longitud	Municipio/Distrito	Altitud <sup>1</sup>	Vegetación
1 (ejemplar)	05/06/1990	17.09896 ° N, -94.9141 ° O	Matías Romero, Juchitán	98	secundaria
2 (visual)	26/06/1994	17.37175 °N, -96.28926 °O	Tanetze de Zaragoza, Villa Alta	1,673	BMM <sup>2</sup>
3 (visual)	19/10/1999	17.35931 °N, -96.27658 °O	Tanetze de Zaragoza, Villa Alta	1,871	BMM
4 (fotografía)	07/11/2000	17.35201 °N, -96.29195 °O	San Juan Juquila Vijanos, Villa Alta	1,742	BMM
5 (fotografía)	28/07/2011	17.86788 °N, -96.75801 °O	San Francisco Chapulapa, Cuicatlán	2,061	BMM
6 (fotografía)	20/07/2012	17.84841 °N, -96.81676 °O	Concepción Pápalo, Cuicatlán	2,668	BMM

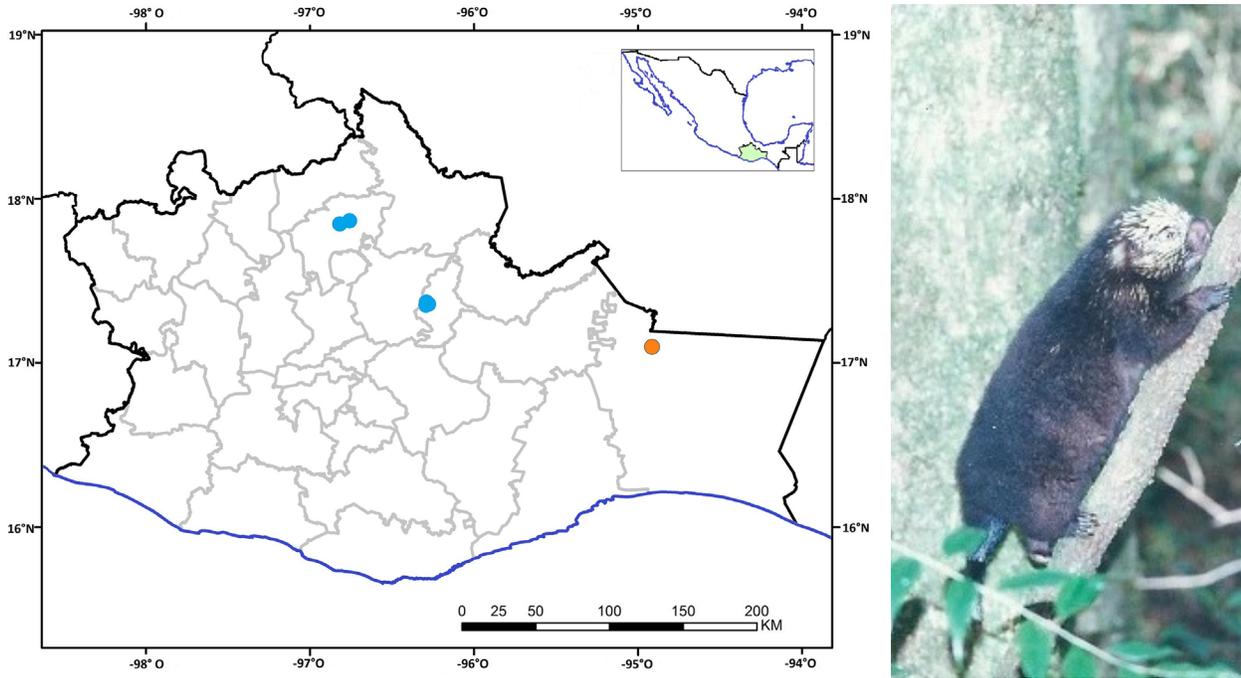


Figura 1. Nuevos registros del puerco espín tropical, *Sphiggurus mexicanus* en Oaxaca, México. Círculos azules = registros notables; círculo naranja = registro adicional dentro de la distribución conocida para la especie. Cría de puerco espín tropical fotografiada cerca de San Juan Juquila Vijanos, Oaxaca, México (Foto: Emma Cisneros Palacios).

## Discusión y conclusiones

Los presentes registros son los primeros para el distrito de Villa Alta en la Sierra Norte de Oaxaca. En relación con el tipo de vegetación ocupado por la especie, cinco de los seis registros se ubican dentro del bosque mesófilo de montaña en el estado. En particular, el registro de una cría en la localidad de Tarántulas implica que la especie se reproduce en dicho tipo de vegetación y no se trata solo de un ejemplar inmaduro en proceso de dispersión. Aunque Briones-Salas y Sánchez-Cordero (2004) indican que *S. mexicanus* se distribuye en el estado de Oaxaca de los 0 a 500 metros de altitud, cinco de nuestros registros expanden el rango altitudinal de la especie desde 1,673 hasta 2,668 m en los bosques mesófilos del estado, considerados como los ecosistemas más amenazados en el ámbito nacional (CONABIO 2010b).

*Sphiggurus mexicanus* es una especie considerada rara. Su biología es poco conocida y se le ubica en la categoría de amenazada, según la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010), y en la categoría de preocupación menor (*Least concern*) de la UICN (Pino *et al.* 2008), debido a sus hábitos arborícolas y a su dependencia de bosques tropicales húmedos, los cuales están desapareciendo rápidamente (Lorenzo *et al.* 2014). Los datos aquí presentados contribuyen a la ubicación de poblaciones de la especie en el estado, lo que permitirá realizar estudios que aporten mayor información sobre la biología de esta especie, y resultan críticos para desarrollar estrategias de conservación.

## Agradecimientos

Agradecemos a los integrantes de los Comités de Vigilancia Ambiental Comunitaria de la Ranchería La Reforma y de Concepción Pápalo; a las autoridades agrarias de la Agencia de San Alejo el Progreso, por su interés y apoyo en la generación de conocimiento científico; a M. M. Pablo Cruz por su apoyo en campo, y al personal de VIDAS A. C., por el desarrollo del proyecto en

San Alejo el Progreso; a F. Botello y E. Villaseñor, responsables del proyecto de Red de Monitoreo de Fauna Silvestre en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán; a los integrantes del Departamento de Monitoreo Biológico de CONBIODES A.C., quienes apoyaron en la obtención de los registros; a la CONAFOR, por la ayuda financiera para el proyecto de pago por servicios ambientales hidrológicos en San Alejo el Progreso, San Francisco Chapulapa, Oaxaca, y a R. Rivera por la elaboración del mapa.

## Literatura citada

- ARANDA, M.** 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México.
- BRIONES-SALAS, M., y V. SÁNCHEZ-CORDERO.** 2004. Mamíferos. Pp. 423-447 in Biodiversidad de Oaxaca (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordoñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wild Fund. México.
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD).** 2010a. *Coendou mexicanus* (Puerco espín tropical). Distribución conocida. [http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis\\_root/biodiv/spryp/a\\_amenz/amamma/arodentia/coemex\\_dcgw](http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/biodiv/spryp/a_amenz/amamma/arodentia/coemex_dcgw).
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD).** 2010b. El bosque mesófilo de montaña en México: Amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- GOODWIN, G. G.** 1969. Mammals from the state of Oaxaca, Mexico, in the American Museum of Natural History. Bulletin of the American Museum of Natural History 141:1-269.
- HALL, R. E.** 1981. The Mammals of North America. John Wiley and Sons. New York, EE. UU.
- LIRA, T. I., L. MORA, M. A. CAMACHO, y R. E. GALINDO.** 2005. Mastofauna del Cerro de la Tuza, Oaxaca. Revista Mexicana de Mastozoología 9:6-20.
- LÓPEZ, J. A., C. LORENZO, F. BARRAGÁN, y J. BOLAÑOS.** 2009. Mamíferos terrestres de la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 80:491-505.
- 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, México: implications for its conservation. Revista de Biología Tropical 62:481-1494.
- MONTECUBIO-RICO, T., J. M. ORTEGA-RODRÍGUEZ, N. MENDOZA-CÁRDENAS, R. CANSINO-MURILLO, y A. PÉREZ-ARTEAGA.** 2010. Distributional and ecological records of the Mexican hairy dwarf porcupine (*Sphiggurus mexicanus*) from Michoacán, Mexico. The Southwestern Naturalist 55:139-142.
- NAVARRO, S. A., y J. A. MEAVE.** 1998. Inventario de la biodiversidad de vertebrados terrestres de los Chimalapas, Oaxaca. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Informe final SNIB-CONABIO proyecto N° B002, Ciudad de México, México. Consultado en <http://www.conabio.gob.mx/insitucion/proyectos/resultados/InfB002.pdf>; el 15 de Noviembre de 2011.
- PINO, J., E. VÁZQUEZ, F. REID, y A. D. CUARÓN.** 2008. *Sphiggurus mexicanus*. En: IUCN 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Consultado en [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) el 2 de mayo de 2015.
- REID, A. F.** 1997. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford University Press. New York, E.E.U.U.

- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 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, segunda sección, pags.1-78. Jueves 30 de Diciembre. Ciudad de México, México.
- Voss, R. S.** 2011. Revisionary notes on Neotropical porcupines (Rodentia: Erethizontidae) 3. An annotated checklist of the species of *Coendou* Lacépède, 1799. American Museum Novitates 3720:1-36.

*Summited: April 13, 2015*

*Review: May 2, 2015*

*Accepted: August 3, 2015*

*Associated editor: Consuelo Lorenzo*

**Primer registro de oso negro *Ursus americanus eremicus* (Carnivora: Ursidae) en un bosque tropical subperennifolio en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México**

# First record of the American black bear *Ursus americanus eremicus* (Carnivora: Ursidae) in the tropical rainforest of El Cielo Biosphere Reserve, Tamaulipas, Mexico

Rogelio Carrera-Treviño<sup>1</sup>, Luis Martínez-García<sup>1</sup> e Iván Lira-Torres<sup>1, 2\*</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Fauna Silvestre, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Nuevo León, Campus Ciencias Agropecuarias. Francisco Villa s/n, Escobedo 66050. Nuevo León, México. Email: rogelio.carrera-trevino@ttu.edu (RC), martinez.garcialuisfer@gmail.com (FM)

<sup>2</sup> Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas. Av. División del Golfo No. 356, Ciudad Victoria 87019. Tamaulipas, México. Email: ilira\_12@hotmail.com (IL)\*

\*Corresponding author.

**Introduction:** The black bear (*Ursus americanus*) is the largest carnivore in Mexico and the only ursid present today. Moreover, it is considered a priority species for conservation by the Mexican government (NOM-059-ECOL-2010).

**Methodology:** We conducted a systematic sampling using camera-traps from april 2013 through april 2014 in El Cielo Biosphere Reserve, Tamaulipas, México. A total of 44 cameras were placed on 22 double stations. Total sampling effort was calculated by multiplying total number of stations by total days of sampling. During sampling cameras were checked at least one time per month. Cameras were programmed to record video and printing time and date on them.

**Results:** We had a total sampling effort of 8,580 trap/days, and 660 trap/days per month, resulting in 2,701 videos of large and medium size mammals common in the region, as well as some bird species. Of these videos, eight corresponded to black bear (*U. a. eremicus*) and were recorded in tropical forest at 372 m, in the municipality of Gomez Farias in El Cielo Biosphere Reserve. Based on size, body conformation, and age, we identified five different individuals: A) one adult male, B) one adult female, C) two cubs, and D) one juvenile male.

**Discussion:** This work represents the first records of black bears in tropical forests and at low altitude below 600 m in the region. We suggest that its presence in this site may be associated to mango (*Mangifera* spp.) and corn (*Zea mays*) crop, which area available during harvest time, from July to September in the study site. Due to this probable association, black bear sightings and conflicts may increase in these low tropical sites in the region.

**Key words:** camera trap; new record; tropical forest; video.

**Introducción:** En México, el oso negro (*Ursus americanus*) es el carnívoro de mayor tamaño y la única especie de la familia ursidae aún presente en el país. Asimismo, es considerado una especie prioritaria para su conservación por el gobierno mexicano a través de la NOM-059-ECOL-2010.

**Metodología:** Se realizó un muestreo sistemático mediante cámaras trampa entre abril 2013 a abril 2014 en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. Se colocaron 44 cámaras trampa en 22 estaciones dobles. Se obtuvo el esfuerzo total de muestreo multiplicando el número total de estaciones dobles por el total de días de muestreo. Durante el muestreo, las cámaras fueron revisadas al menos una vez al mes. En cada video detectado, se imprimió la hora y la fecha.

**Resultados:** Con un esfuerzo total de muestreo de 8,580 días/trampa; 660 días/trampa para cada mes, se obtuvo 2,701 videos de mamíferos grandes y medianos de la región, así como de algunas aves. De estos registros, ocho videos

correspondieron a la presencia de oso negro (*U. a. eremicus*) en bosques tropicales subperennifolios y a una altura de 372 m en la cabecera municipal de Gómez Farías en la Reserva de la Biosfera El Cielo. Con base en su conformación anatómica, tamaño de los ejemplares y edad, pudimos identificar a cinco diferentes individuos: A) un macho adulto, B) una hembra adulta, C) dos crías y D) un macho juvenil.

**Discusión:** Estos son los primeros registros de la presencia de oso negro en áreas de bosque tropicales y a una altura menor de los 600 m. Inferimos que la presencia de este carnívoro a esta altura y tipo de vegetación se encuentra asociada al consumo de mango (*Mangifera*) y maíz (*Zea mays*) durante la temporada de cosecha, que va de julio a septiembre en el área de estudio. Debido a lo anterior, es posible que en los próximos años se obtuvieran más avistamientos y conflictos con esta especie en la parte baja y tropical de esta área natural protegida.

**Palabras clave:** bosques tropicales; fototrampeo; nuevo registro; video.

## Introducción

En México, el oso negro (*Ursus americanus*) es el carnívoro de mayor tamaño, de origen holoártico y la única especie de la Familia ursidae aún presente en el país (Leopold 1959; Larivière 2001; Aranda 2012; Doan-Crider y Moctezuma 2014). Desde 1986, esta especie se encuentra protegida por las leyes mexicanas, debido a la disminución en más de 80 % de su área de distribución, y a que sus tendencias poblacionales en todo su rango de distribución están a la baja como consecuencia de la fragmentación; debido también a la pérdida de su hábitat y a la cacería (INE 1999). Sin embargo, sólo la subespecie *U. a. eremicus*, distribuida en la Sierra Madre Oriental, en el noreste de México, es considerada como en peligro de extinción, excepto la población de Sierra del Burro, en Coahuila, donde se considera dentro del área de Protección Especial por la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010). Asimismo, se trata de una especie prioritaria para el gobierno mexicano a través del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER; SEMARNAT / CONANP / PROCER 2012).

Históricamente, se ha descrito que el oso negro habitaba en montañas escarpadas cubiertas de matorrales, bosque de pino o encino a lo largo de la Sierra Madre Oriental, por la Vertiente del Golfo de México, en los estados de Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, San Luis Potosí (Leopold 1959; Jiménez-Guzmán *et al.* 1999; Larivière 2001; Sosa *et al.* 2005; Juárez-Casillas y Varas 2013), y probablemente Hidalgo (Rojas-Martínez y Juárez-Casillas 2013). Por la Sierra Madre Occidental, en la vertiente del Pacífico, se distribuía en Chihuahua, Sonora, Sinaloa, Durango, Zacatecas (Leopold 1959; Larivière 2001; Aranda 2012; Delfín-Alfonso *et al.* 2012; Juárez-Casillas y Varas 2013), Nayarit (Baker y Greer 1962), y Aguascalientes (Hall 1981; Delfín-Alfonso *et al.* 2012). En la actualidad, se conoce poco sobre su distribución, pero se sabe que existen poblaciones estables en Sonora, Chihuahua, Coahuila y Nuevo León (Jiménez-Guzmán *et al.* 1999; Delfín-Alfonso *et al.* 2011; Delfín-Alfonso *et al.* 2012; Juárez-Casillas y Varas 2013; Doan-Crider y Moctezuma 2014). No obstante, hay propuestas sobre los hábitat primarios del oso negro en Norteamérica (Scheik y McCown 2014).

En el ámbito mundial, un reconocido sitio de refugio para importantes especies de flora y fauna silvestre y entre ella, para el oso negro es la Reserva de la Biosfera El Cielo (Sánchez-Ramos *et al.* 2005), ubicada en un área de transición entre dos grandes regiones biogeográficas: la Neártica y la Neotropical. Dicha área natural se localiza en la Sierra Madre Oriental, al suroeste de Tamaulipas; presenta una superficie de 144,000 hectáreas pertenecientes a cuatro municipios: Gómez Farías, Ocampo, Llera y Jaumave, en los ramales conocidos como Sierra de Cucharas y Sierra Chiquita (Sánchez-Ramos *et al.* 2005). El Bosque Mesófilo de Montaña, bosque de niebla o nubliselva (*cloud forest*) fue el detonante para crear esta Reserva de la Biosfera.

La Reserva de la Biosfera El Cielo resulta de vital importancia para conservar las poblaciones de oso negro de la vertiente del Golfo de México, ya que funciona como corredor biológico que conecta a las poblaciones de Tamaulipas con las de Nuevo León (Jiménez-Guzmán *et al.* 1999; Sosa *et al.* 2005). No obstante, la presencia de esta especie en el área es considerada rara

y asociada únicamente a los bosques templados (Sosa *et al.* 2005; Juárez-Casillas y Varas 2013). En consecuencia, no se tiene un registro con datos geográficamente referenciados o ejemplares colectados para la parte neotropical, particularmente en los bosques tropicales subperennifolios de esta área natural, en colecciones científicas, publicaciones o en bases electrónicas de datos en línea (López-Wilchies 2003; GBIF 2015; IREKANI 2015; UNIBIO 2015).

Como parte del proyecto Conservación del jaguar (*Panthera onca*) y análisis de conflictos con la población humana en la Reserva de la Biosfera El Cielo, financiado por el programa de conservación de especies en riesgo, ejercicio fiscal 2013, en el municipio de Gómez Farías, estado de Tamaulipas (23° 0' 36.70" N, -99° 17' 48.04" W). Se realizó un muestreo sistemático mediante cámaras trampa entre abril de 2013 y abril de 2014. Se colocó 44 cámaras trampa de la marca BUSHNELL HD® modelo 119437 en 22 estaciones dobles, a una altura no mayor de 40 cm del nivel del suelo (Chávez *et al.* 2013). Las cámaras fueron programadas para captar video y permanecer activas durante 24 horas. La posición de cada una fue georreferenciada con un geoposicionador modelo Garmin etrex®. Durante el muestreo, las cámaras fueron revisadas al menos una vez al mes. En cada video detectado, se imprimió la hora y la fecha (Figura 1). Se obtuvo el esfuerzo total de muestreo multiplicando el número total de estaciones dobles por el total de días de muestreo (Medellín *et al.* 2006).

La vegetación predominante del área es el bosque tropical subperennifolio, vegetación secundaria y áreas de cultivo (Medrano 2005). El clima es cálido húmedo con lluvias en verano: (Aw2(A), Ca, Cb y BS). La precipitación y temperatura media anual varían de 95.2 a 1,028.7 mm y de 14 a 25.2 °C, respectivamente (Medrano 2005).

Con un esfuerzo total de muestreo de 8,580 días/trampa, y 660 días/trampa para cada mes, se obtuvo 2,701 videos de mamíferos grandes y medianos de la región, así como de aves. De estos registros, ocho videos correspondieron a la presencia de oso negro (*Ursus americanus*) en bosques tropicales subperennifolios y a una altura de 372 m en la cabecera municipal de Gómez Farías en la Reserva de la Biosfera El Cielo (Figuras 1 y 2). Con base en su conformación anatómica, tamaño de los ejemplares y edad, pudimos identificar a cinco diferentes individuos en las siguientes fechas (dd-mm-año): A) un macho adulto: 31-julio-2013, 29-julio-2013, 09-septiembre-2013, 01-septiembre-2013. B) una hembra adulta: 04-agosto-2013 y 08-agosto-2013. C) dos crías: 04-agosto-2013 y 08-agosto-2013 y D) un macho juvenil: 09-agosto-2013, en las subsecuentes coordenadas geográficas: 23° 4' 39.62" N, -99°10' 1.81" W; 23° 5' 16.72" N, - 99° 9' 38.90" W; 23° 4' 75" N, -99° 10' 40.91" W; 23° 0' 34.97" N, -99° 9' 0.52" W. Las imágenes captadas de los videos fueron depositadas en la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología de la UNAM, con el número de catálogo IREKANI-IB-CNM-UNAM-11816 al 11819.

Se trata de los primeros registros de la presencia de oso negro en áreas de bosques tropicales y a una altura menor de 600 m. de las que se tienen registros (Lariviere 2001; Doan-Crider y Moctezuma 2014). Existen únicamente dos registros previos en el área: A) El colectado en Matorral Xerófilo de la localidad La Joya de Salas en 1970, de sexo indeterminado y depositado en la Universidad de Michigan – Ann Arbor. B) El colectado en bosques mesófilos de montaña de la localidad Rancho El Cielo a 1,500 m, de sexo indeterminado, depositado en el Museo Americano de Historia Natural (López-Wilchies 2003).

El oso negro es un carnívoro oportunista con capacidad de explotar los recursos naturales disponibles en sus respectivos ambientes (Leopold 1959). Por lo tanto, proponemos que la presencia de este gran carnívoro a esta altura y tipo de vegetación pudiera asociarse a la disponibilidad de fruta en huertos de mango (*Mangifera* spp.) y cultivos de maíz (*Zea mays*) durante la temporada de cosecha, que se presenta de julio a septiembre. Estos meses coinciden con los de muestreo en los que se registró al oso negro. Por consiguiente, no es de extrañar este tipo de comportamiento alimenticio (Reynolds y Delgado 2002; Navarro 2010). Por último, Caso

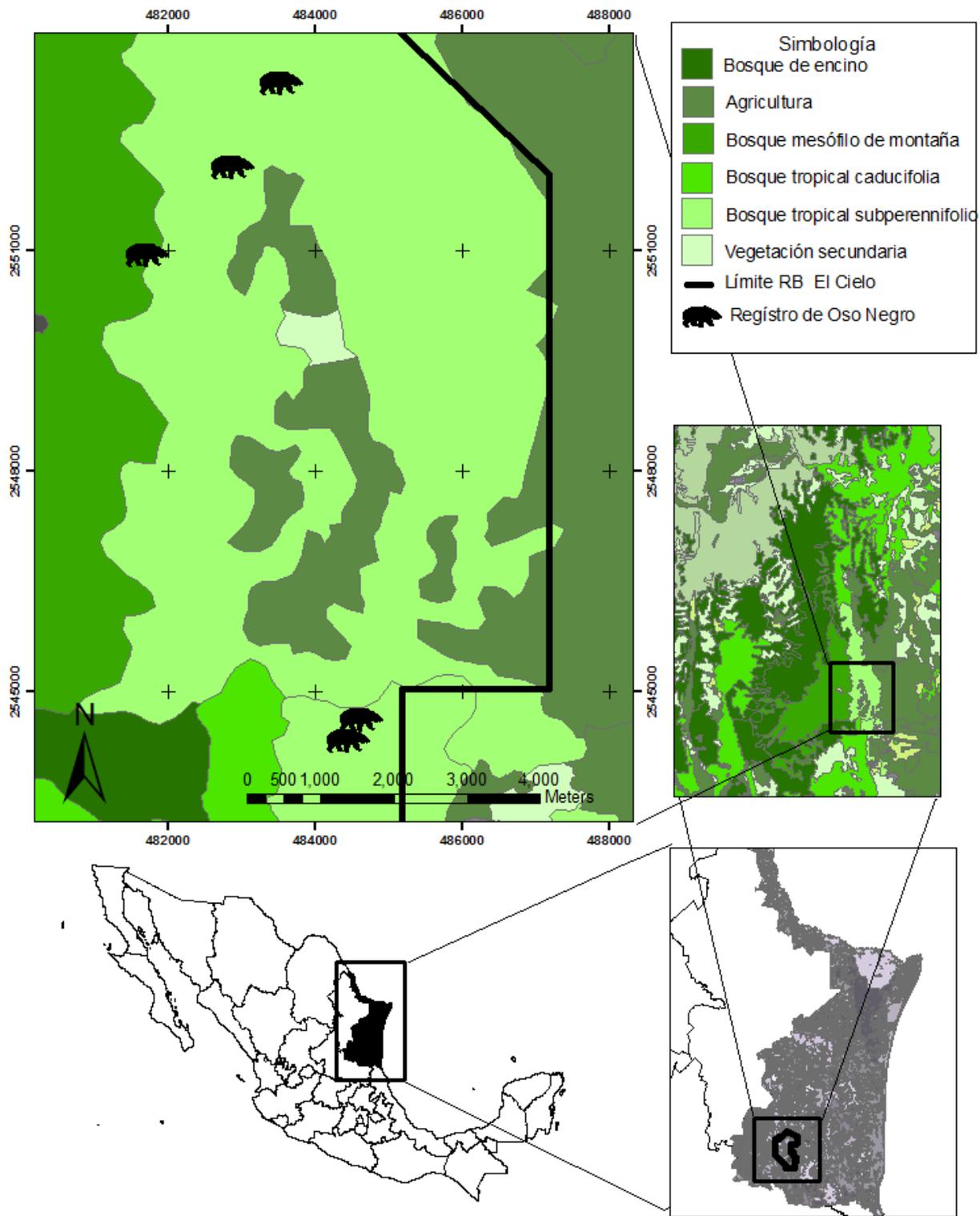


Figura 1. Mapa del sitio de captura del oso negro (*Ursus americanus*) mediante fototrampeo en bosque tropical subperennifolio en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. Los tipos de vegetación presentes según el inventario forestal nacional 2000.

(2007) menciona que los habitantes de las zonas altas y templadas de la Reserva de la Biosfera se quejan constantemente de los daños a la ganadería a causa del oso negro (*U. americanus*), de lo cual no obtuvimos evidencias. Posiblemente en los próximos años pudieran generarse más avistamientos y conflictos con esta especie en la parte baja y tropical de esta área natural.



**Figura 2.** Imágenes de oso negro (*Ursus americanus*) capturadas con foto-trampeo en bosque tropical subperennifolio, en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México.

## Agradecimientos

Agradecemos el apoyo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) a través del proyecto Conservación del jaguar y análisis de conflictos con la población humana en la Reserva de la Biosfera El Cielo, financiado por el Programa de Conservación de Especies en Riesgo 2013. Un reconocimiento muy especial a S. Mireles-Infante y R. Suárez-Hernández por el apoyo técnico, administrativo y por la elaboración del mapa. RC e IL-T agradecen al Sistema Nacional de Investigadores (SNI) y al Programa para el Desarrollo Profesional Docente para el tipo Superior (PRODEP), por su reconocimiento y apoyo.

## Literatura citada

- ARANDA, M.** 2012. Manual de rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.
- BAKER, R., y J. K. GREER.** 1962. Mammals of the Mexican State of Durango. Publications of the Museum, Michigan State University. Biological Series 2:25-154.
- CASO, A.** 2007. Situación del Jaguar en el Estado de Tamaulipas. Pp. 19-24 en Conservación y Manejo del Jaguar en México: Estudios de Caso y Perspectivas (Ceballos, G., Chávez, C., List R., y H. Zarza, eds.). Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad - ALIANZA WWF TELCEL - Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- CHÁVEZ, C., A. DE LA TORRE, A. BÁRCENAS, R. MEDELLÍN, H. ZARZA, Y G. CEBALLOS.** 2013. Manual de fototrampeo para estudios de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- DELFIN-ALFONSO, C. A., C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ, Y N. E. LARA-DÍAZ.** 2011. El oso negro americano en el noroeste de México: recuperación de registros de ocurrencia. Acta zoológica mexicana 27:777-801.

- DELFIN-ALFONSO, C. A., C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ, Y M. EQUIHUA.** 2012. Potential distribution of American black bears in northwest Mexico and implications for their conservation. *Ursus* 23:65-77.
- DOAN-CRIDER, D., Y O. MOCTEZUMA.** 2014. American black bear (*URSUS AMERICANUS* PALLAS, 1780). Pp 519-521 en *Mammals of Mexico* (Ceballos, G., ed.). Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE. UU.
- GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY (GBIF).** 2015. Free and Open Access to Biodiversity Data. [HTTP://WWW.GBIF.ORG/](http://www.gbif.org/)
- HALL, R. E.** 1981. *The Mammals of North America*. John Wiley and Sons. New York, EE. UU.
- INE (INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA).** 1999. Proyecto para la Conservación del Oso Negro (*Ursus americanus*) en México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México.
- IREKANI.** 2015. Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología de la UNAM. <http://unibio.unam.mx/irekani/index.jsp>. Revisada en abril del 2015.
- JIMÉNEZ-GUZMÁN, A., M. A. ZÚÑIGA-RAMOS, Y J. A. NIÑO-RAMÍREZ.** 1999. Mamíferos de Nuevo León. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- JUÁREZ-CASILLAS, L. A., Y C. VARAS.** 2013. Revisión Bibliográfica actualizada del oso negro en México. *Therya*, 4:447-465.
- LARIVIERE, S.** 2001. *URSUS AMERICANUS*. *MAMMALIAN SPECIES*. 647:1-11.
- LEOPOLD, S.** 1959. *Wildlife of Mexico The game Birds and Mammals*. University of California. Los Angeles, EE.UU.
- LÓPEZ-W. R.** 2003. Base de datos de los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. México. <http://investigacion.izt.uam.mx/mamiferos/>
- NAVARRO, S. C.** 2010. El Oso Negro en el Noreste de México: Guía para conocerlo mejor y vivir en paz con él. PRONATURA - CEMEX - Consejo Estatal de Flora y Fauna de Nuevo León. Nuevo León, México.
- MEDELLÍN, R., D. AZUARA, L. MAFFEI, H. ZARZA, H. BÁRCENAS, E. CRUZ, R. LEGARIA, I. LIRA, G. RAMOS-FERNÁNDEZ, Y S. ÁVILA.** 2006. Censos y Monitoreo. Pp. 25-35 en *El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo* (Chávez, C., y G. Ceballos, eds.). Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad - ALIANZA WWF TELCEL - Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MEDRANO, F.** 2005. La Vegetación. Pp. 88-105 en *Historia Natural de la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México* (Sánchez-Ramos, G., Reyes-Castillo, P., y R. Dirzo, eds.). Universidad Autónoma de Tamaulipas. Ciudad Victoria, México.
- REYNOLDS, MC., Y V. DELGADILLO.** 2002. Manual para el Manejo de Oso Negro Mexicano: Guía para Manejadores. CEMEX – Naturaleza Sin Fronteras A. C. Nuevo León, México.
- ROJAS-MARTÍNEZ, A. E., Y L. A. JUÁREZ-CASILLAS.** 2013. Primer registro de oso negro americano (*Ursus americanus*) para el estado de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84: 1018-1021.
- SÁNCHEZ-RAMOS, G., P. REYES-CASTILLO, Y R. DIRZO.** 2005. *Historia Natural de la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México*. Universidad Autónoma de Tamaulipas, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES (SEMARNAT).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, Jueves 30 de diciembre de 2010 1:1-77. Ciudad de México, México.

- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES / COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS / PROGRAMA DE ACCIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE.** 2012. Oso negro americano *Ursus americanus* (Gavito-Pérez, F. R., T. Ruiz-Olvera, y D. Delgadillo-Villalobos, eds.). Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación. Ciudad de México, MÉXICO.
- SCHEICK, B. K., y W. McCOWN.** 2014. Geographic distribution of American black bears in North America. *Ursus*, 25: 24-33.
- SOSA, V., A. HERNANDEZ-HUERTA, y J. VARGAS-CONTRERAS.** 2005. Los mamíferos. Pp. 522-537 en Historia Natural de la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México (Sánchez-Ramos, G., Reyes-Castillo, P. y R. Dirzo, eds.). Universidad Autónoma de Tamaulipas, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.
- UNIDAD DE INFORMÁTICA PARA LA BIODIVERSIDAD - UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO (UNIBIO).** 2015. <http://unibio.unam.mx/>. Revisada en abril del 2015.

*Summited: August 10, 2015*

*Review: September 4, 2015*

*Accepted: September 10, 2015*

*Associated: Sergio Ticul Alvarez Castañeda*



Three new records in the zone of influence of the  
Biosphere Reserve Tehuacan-Cuicatlan, Oaxaca

# Tres nuevos registros en la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera Tehuacán- Cuicatlán, Oaxaca

Alejandro Espinosa-Lucas<sup>1,2\*</sup>, Ángel Méndez<sup>2</sup>, Omar Hernández<sup>2</sup>, Adolfo Flores-Cortés<sup>2</sup>, Francisco Botello<sup>1,2</sup> e  
Isaac Mariscal<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Ciudad Universitaria 3000, Apartado Postal 70-153, Coyoacán 04360. Distrito Federal, México. Email: alejandroespinosa@conbiodes.com (AE-L), franciscobotello@conbiodes.com (FB).

<sup>2</sup> Departamento de monitoreo biológico, Conservación Biológica y Desarrollo Social A. C. Calle Nueve, núm. 52, int. 4. Coyoacán 04870. Distrito Federal, México. Email: angelmendez@conbiodes.com (AM), omahernandez@conbiodes.com (OH), adolfoflores@conbiodes.com (AF-C),

<sup>3</sup> Red de monitoreo de fauna silvestre, Calle Nueve, núm. 52, int. 4. Coyoacán 04870. Distrito Federal, México. Email: comisariado\_19@hotmail.com (IM).

\*Corresponding author

**Introduction:** *Tamandua mexicana* is the only species of anteater present throughout Mexico. Whereas *Galictis vittata* and *Eira barbara* are two species of endangered mustelids according to the Mexican laws. We present records for the three species mentioned, located within the area of influence of the Biosphere Reserve Tehuacan-Cuicatlan (RBTC), in the state of Oaxaca.

**Methodology:** Over five years, a strong link to various human communities located within the RBTC has consolidated, conforming to date 19 participatory monitoring groups, each represented by a different municipality. Each of the groups are familiar with the use of camera traps, and their correct location in the field.

**Results:** The noteworthy records of *Tamandua mexicana*, *Galictis vittata* and *Eira barbara* for the zone of influence of the RBTC were obtained. The record of *T. mexicana* was obtained in the town of Concepcion Papalo in pine-oak forest. The records of mustelids were obtained in the town of Santa Maria Papalo, in cloud forest.

**Discussion and conclusions:** These records obtained for the area of influence of the RBTC provides new information for the three species and increases the list of mammals adjacent to the reserve. The record of the anteater increases its altitudinal range reported approximately 500 m. Whereas for mustelids our information is relevant because of their critical situation and the limited information which has been marked as priority for the Mustelidae Family.

**Key words:** Altitude; camera trapping; forest; participatory monitoring; record; small carnivores.

**Introducción:** *Tamandua mexicana* es la única especie de oso hormiguero presente en México. En cambio, de acuerdo con las leyes mexicanas, *Galictis vittata* y *Eira barbara* son dos especies de mustélidos en peligro de extinción. En este trabajo, presentamos los primeros registros de las tres especies mencionadas, que se ubican en la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán (RBTC), en el estado de Oaxaca.

**Metodología:** A lo largo de cinco años, Conbiodes A. C., ha consolidado una fuerte vinculación con diversas comunidades humanas en la RBTC. A la fecha, conforman 19 grupos de monitoreo participativo. Cada uno representa a un municipio diferente y se halla familiarizado con el uso de fototampas y con su correcta ubicación en el campo.

**Resultados:** Se obtuvieron registros notables de *Tamandua mexicana*, *Galictis vittata* y *Eira barbara* en la zona de influencia de la RBTC. El registro de *T. mexicana* se obtuvo en el municipio de Concepción Pápalo, en bosque de pino-encino. Los registros de mustélidos fueron obtenidos en el municipio de Santa María Pápalo, en bosque mesófilo de montaña.

**Discusión y conclusiones:** Los registros obtenidos en la zona de influencia de la RBTC aportan nueva información

sobre las tres especies y aumentan la lista de mamíferos aledaños a la reserva. El registro de oso hormiguero aumenta cerca de 500 m su intervalo altitudinal reportado. Se trata de información relevante sobre los mustélidos, debido a la situación crítica en que se encuentran y a la escasa información, que ha sido marcada como prioritaria para la Familia *Mustelidae*.

**Palabras clave:** Altitud; bosque; carnívoros pequeños; fototrampeo; monitoreo participativo; registro.

## Introducción

Oaxaca se encuentra entre los estados de México más importantes en términos de diversidad biológica. En el ámbito nacional, ocupa el tercer lugar de refugio de artrópodos y plantas vasculares, con 4,204 y 4,085 especies respectivamente (Llorente-Bousquets *et al.* 2008). En el caso de vertebrados, ocupa el segundo lugar, con un total de 1,322 especies (Llorente-Bousquets y Ocegueda 2008). Dentro de su territorio, compartido con el estado de Puebla, se ubica una de las áreas naturales protegidas más extensas y diversas de México (Dávila *et al.* 2002; Ramírez-Pulido y Martínez-Vázquez 2007; SEMARNAT 2010), la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán (RBTC).

Actualmente, el fototrampeo ha beneficiado mucho el conocimiento mastozoológico, ya que se trata de una técnica no invasiva e ideal para documentar la fauna difícil de detectar por su baja probabilidad de captura, ya sea por su comportamiento críptico o por sus bajas densidades (O'Connell *et al.* 2011). En la RBTC, gracias a esta técnica, se ha logrado documentar, por primera vez, la presencia de varias especies (Botello *et al.* 2013). Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue incrementar el conocimiento mastofaunístico y documentar los registros de *Eira barbara*, *Galictis vittata* y *Tamandua mexicana*, ubicados en la zona de influencia

## Material y métodos

Geográficamente, la poligonal de la RBTC se ubica, en su extremo norte, en las coordenadas 18.876781° N y -97.692047° O; en su extremo sur, en las coordenadas 17.542497° N y -96.720472° O, y en sus extremos este y oeste, en las coordenadas 17.649167° N y -96.692047° O y -97.809792° O, respectivamente. La superficie total de la Reserva es de aproximadamente 490 mil hectáreas (SEMARNAT 2013). Sus principales tipos de vegetación son la selva baja caducifolia, matorral xerófilo, bosques de encino, bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña. La temperatura ambiental oscila entre los 12 °C y los 24 °C (SEMARNAT 2013).

La zona de influencia está conformada por 51 municipios que mantienen una porción territorial dentro del polígono decretado para la Reserva. La ubicación geográfica de la zona de influencia se localiza entre las coordenadas limitantes al norte, 18.965278° N y -97.533417° O; al sur, 17.433389° N y -96.883356° O, y los límites de las coordenadas longitudinales se encuentra en los 18.466828° N y -96.850117° O al este, y a 18.100025° N y -97.850106° O al oeste. Su área es de 324,045 ha, que rodean el polígono de la RBTC (SEMARNAT 2013).

Desde su inicio en 2010, en la RBTC se ha consolidado una red de monitoreo participativo coordinada por Conservación Biológica y Desarrollo Social A. C. (Conbiodes), mediante el método de fototrampeo. Ha estado vigente hasta la fecha. Con el respaldo de conocimiento local y científico, se han logrado registrar especies que han permitido incrementar el conocimiento de la zona (Botello *et al.* 2013). Actualmente, se cuenta con la participación de 19 núcleos agrarios involucrados en el trabajo, los cuales utilizan la técnica de fototrampeo. Cada núcleo cuenta, en promedio, con cuatro fototampas Ltl Acorn, 12 megapíxeles, lo que da un total de 108 fototampas. Cada una está instalada aproximadamente a 40 cm del piso, con una separación de 400 m lineales entre cada estación. Cada cámara permanece activa por un periodo aproximado de dos meses. Finalizado este tiempo, a cada fototrampa se le cambian las pilas y la memoria. Las imágenes son sistematizadas. La asignación a nivel de especie se hace con la ayuda de literatura especializada

(Ceballos y Oliva 2005; Aranda 2012). Finalmente, las imágenes son albergadas en la Colección de Fotocolectas Biológicas del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (IBUNAM).

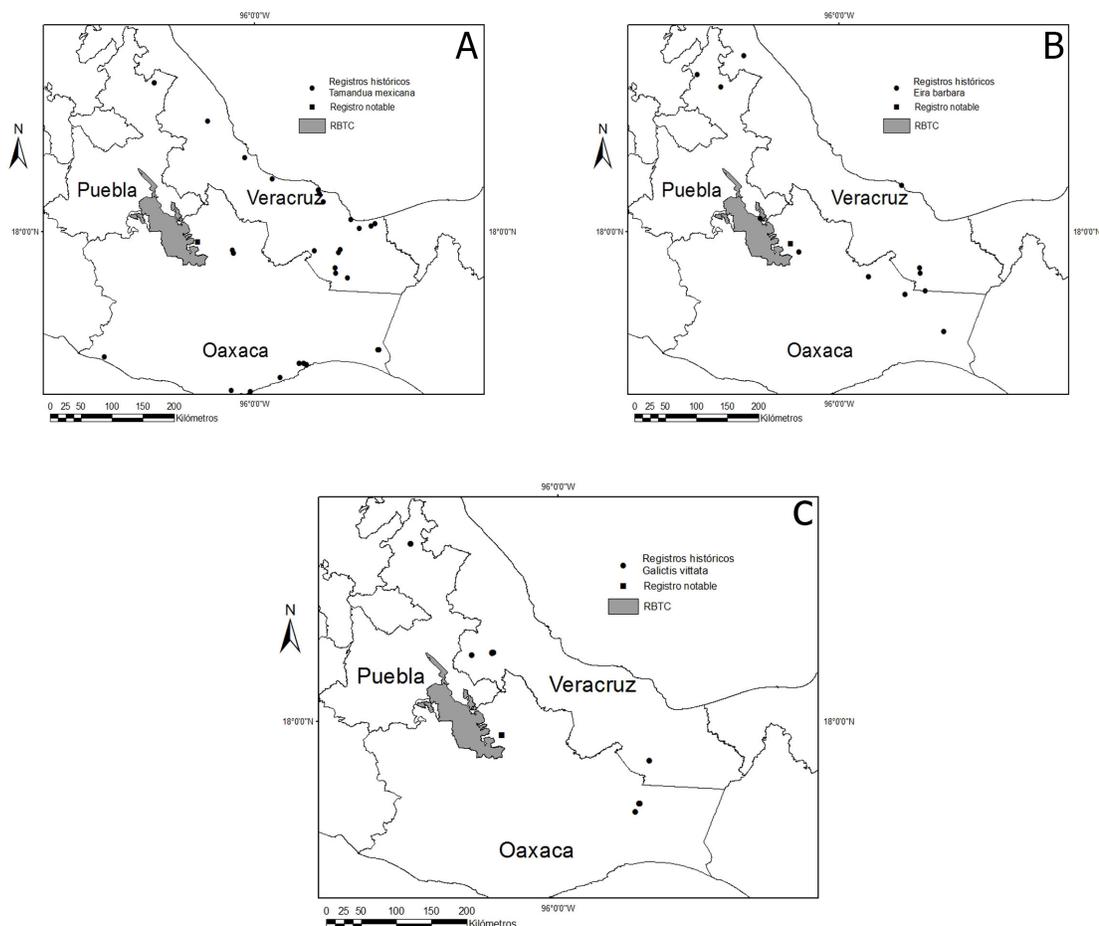
## Resultados

Con base en el trabajo de esta red de monitoreo participativo, se ha obtenido durante el periodo de 2010 a 2012 un total de 13,697 imágenes. Los resultados que presentamos aquí pertenecen a tres diferentes periodos de muestreo. El primero va del 8 de septiembre al 2 de noviembre de 2012; el segundo, del 7 de mayo al 18 de mayo de 2013, y el tercero, del 31 de mayo al 13 de septiembre de 2013. Estos tres periodos, en conjunto, produjeron la cantidad total de 89 registros. Entre estas imágenes, destacaron registros relevantes de *T. mexicana* (Figura 1A), *G. vittata* (Figura 1B) y *E. barbara* (Figura 1C) en la zona de influencia de la RBTC.

El 9 de mayo de 2013, con un esfuerzo de captura de dos días-trampa, y con un esfuerzo total de 11 días-trampa, se logró captar por única ocasión a *T. mexicana* (IBUNAM-CFB-17410; Figura 2A) en una vegetación acorde con la serie IV del INEGI (bosque mesófilo de montaña, aunque la vegetación apreciable en campo es de pino-encino). Lo anterior se llevó a cabo en el municipio de Concepción Pápalo, a una elevación de 2,694 m, en las coordenadas Latitud 17.8623° N y Longitud -96.82275° O.

En cuanto a *E. barbara* (IBUNAM-CFB-17171; Figura 2B), se obtuvo su único registro con un

Figura 1. Registros notables de: A) *Tamandua mexicana* ubicado en el municipio de Concepción Pápalo, Oaxaca; B) *Eira barbara*, y C) *Galictis vittata*, ambos ubicados en el municipio de Santa María Pápalo, Oaxaca. En cada uno de los mapas, el círculo representa los registros históricos; el cuadrado, al registro notable, y el rectángulo, al polígono de la Reserva.



esfuerzo de captura de siete días-trampa de un total de 75 días-trampa, el 31 de octubre de 2012 en las coordenadas 17.8385° N y -96.7067° O, a una elevación de 921 m. Lo anterior se llevó a cabo en el municipio de Santa María Pápalo, en bosque mesófilo de montaña.

La única imagen de *G. vittata* (IBUNAM-CFB-17412; Figura 2C) fue capturada el 12 de junio de 2013, en bosque mesófilo de montaña, en las coordenadas 17.83002° N y -96.71861° O, a una elevación de 1,226 m, con un esfuerzo de captura de 12 días-trampa de un total de 103 días-trampa.

## Discusión

Los registros de las tres especies adquieren relevancia para la zona (Briones-Salas 2000; Dávila *et al.* 2002; Ramírez-Pulido y Martínez-Vázquez 2007). En el caso de *T. mexicana*, la elevación máxima reportada era de 2,200 en la municipio de Ángel Albino Corzo, Chiapas, en las coordenadas 15.672° N y -92.82° N (GBIF; <http://www.gbif.org>). Con el registro reportado se incrementa la información de su presencia respecto del intervalo altitudinal y se amplía cerca de 500 m (Cuarón 2005; Navarrete y Ortega 2011; Núñez-Pérez *et al.* 2011; GBIF; <http://www.gbif.org>).

Los registros de los mustélidos (*E. barbara* y *G. vittata*) adquieren importancia por la escasa información que se tiene sobre estas especies en el territorio nacional, y más aún en las zonas aledañas a la Reserva. La información es de gran relevancia, dado el estado crítico en que se encuentran ambas especies, catalogadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (en peligro de extinción). En cuanto a *E. barbara*, aunque se reconoce su presencia en Oaxaca (Pérez-Irlineo y Santos-Moreno 2012) y cerca de la Reserva por un avistamiento, en el municipio de Coxcatlán de Osorio (Ramírez-Pulido *et al.* 2005), esta es la primera ocasión que se registra de manera fotográfica en la zona de influencia de la RBTC. Lo anterior aporta información básica de dicha especie, de la que existe poca información en el país (López y Aceves 2007; Ramírez-Bravo 2011). Respecto a *G. vittata*, su presencia reportada más cercana a la RBTC se ubicaba en el municipio de Orizaba, Veracruz (GBIF; <http://www.gbif.org>). Con el registro que presentamos, se aumenta el conocimiento de la especie, lo cual es clave, ya que la información del género *Galictis* es de las más escasas sobre los mustélidos (Bornholdt *et al.* 2013), y la generación de conocimiento de carnívoros pequeños es una prioridad (Oliveira 2009). En el caso particular de *T. mexicana* y *E. barbara*, es importante mencionar que son de hábitos arborícolas (Presley 2000; Navarrete y Ortega 2011); por lo tanto, se requiere formalizar estudios que incluyan el monitoreo del estrato arbóreo en la región.

Con base en lo señalado, es necesario realizar programas de monitoreo a largo plazo, que aseguren el registro de especies con conductas crípticas y que ayuden a generar información sobre estas especies: no sólo sobre su distribución, sino también sobre su ecología, ya que probablemente

Figura 2. Fotografías de: A) *Tamandua mexicana* (IBUNAM-CFB-17410), tomada en bosque de pino-encino en la localidad de Concepción Pápalo, Oaxaca. B) *Eira barbara* (IBUNAM-CFB-17171), tomada en bosque mesófilo de montaña en la localidad de Santa María Pápalo, Oaxaca. C) *Galictis vittata* (IBUNAM-CFB-174), tomada en bosque mesófilo de montaña en la localidad de Santa María Pápalo, Oaxaca.



estas zonas del sureste de Oaxaca, aledañas a la Reserva, sean un punto importante en el flujo de especies entre la Chinantla y la RBTC. Con este escenario, es de resaltar la importancia del monitoreo participativo, que permite generar tanto el arraigo entre los comuneros como información científica básica. Asimismo, no debe perderse de vista que este esquema de investigación es una herramienta que potencialmente puede generar, a largo plazo, información robusta y estrategias de conservación en pequeñas y grandes escalas (Dickinson *et al.* 2010; Erb *et al.* 2012).

## Agradecimientos

Se agradece a las autoridades comunales y a los comités de monitoreo participativo de Concepción y Santa María Pápalo. AE-L agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) y al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM (CVU: 479749).

## Literatura citada

- ARANDA, J. M.** 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- BORNHOLDT, R., K. HELGEN, K. P. KOEPLI, L. OLIVEIRA, M. LUCHERINI, Y E. EIZIRIK.** 2013. Taxonomic revision of the genus *Galictis* (Carnivora: Mustelidae): species delimitation, morphological diagnosis, and refined mapping of geographical distribution. *Zoological Journal of the Linnean Society* 167:449-472.
- BOTELLO, F., E. VILLASEÑOR, L. GUEVARA, A. MÉNDEZ, A. CORTÉS, J. IGLESIAS, M. IZÚCAR, M. LUNA, A. MARTÍNEZ, Y J. M. SALAZAR.** 2013. Registros notables del zorrillo manchado (*Spilogale angustifrons*) y del jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) en la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:713-717.
- BRIONES-SALAS, M.** 2000. Lista anotada de los mamíferos de la Región de la Cañada, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 81:83-103.
- CEBALLOS, G., Y G. OLIVA (EDS.).** 2005. Los mamíferos silvestres de México, primera edición. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CUARÓN, A. D.** 2005. *Tamandua mexicana*. (Saussure, 1860) Oso hormiguero. Pp. 121-123 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- DÁVILA, P., M. C. ARIZMENDI, A. VALIENTE-BANUET, J. L. VILLASEÑOR, A. CASAS, Y R. LIRA.** 2002. Biological diversity in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 11:421-442.
- DICKINSON, J. L., B. ZUCKERBERG, Y D. N. BONTER.** 2010. Citizen science as an ecological research tool: Challenges and benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41:149-172.
- ERB P. L., W. J. MCSHEAY, Y R. P. GURALNICK.** 2012. Anthropogenic Influences on Macro-Level Mammal Occupancy in the Appalachian Trail Corridor. *PLoS ONE* 7:e42574doi:10.1371/journal.pone.0042574
- LÓPEZ, C. A., Y D. R. ACEVES.** 2007. Noteworthy record of the Tayra (Carnivora: Mustelidae: *Eira Barbara*) in the Sierra Gorda Biosphere Reserve, Querétaro, México. *Western North American Naturalist* 67:150-151.
- LLORENTE-BOUSQUETS, J., Y S. OCEGUEDA.** 2008. Conocimiento actual de la biodiversidad. Pp.

- 283-322 en Capital Natural de México, Volumen 1 (J. Sarukhán, ed.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- NAVARRETE, D., Y J. ORTEGA.** 2011. *Tamandua mexicana* (Pilosa: Myrmecophagidae). Mammalian Species 43:56-63.
- NUÑEZ-PÉREZ, R., E. CORONA-CORONA, J. TORRES-VILLANUEVA, C. ANGUIANO-MÉNDEZ, M. TORNEZ, I. SOLORIO, Y A. TORRES.** 2011. Nuevos Registros del Oso Hormiguero, *Tamandua mexicana*, en el Occidente de México. Edentata 12:58-62.
- O'CONNELL, A., J. D. NICHOLS, Y K. U. KARANTH.** 2011. Introduction. Pp. 1-8 en Camera Traps in Animal Ecology Methods and Analyses (O'Connell, A. F., J. D. Nichols, y K. U. Karanth, eds.). Springer. New York, EE. UU.
- OLIVEIRA, T. G.** 2009. Notes on the distribution, status, and research priorities of little-known small carnivores in Brazil. Small Carnivore Conservation 41:22-24.
- PÉREZ-IRINEO, G., Y A. SANTOS-MORENO.** 2012. Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 83:164-169.
- PRESLEY, S. J.** 2000. *Eira barbara*. Mammalian Species 636:1-6.
- PORTAL DE DATOS DE GBIF, WWW.GBIF.NET.** 25-09-2015. Colección de Mamíferos del Museo de Zoología 'Alfonso L. Herrera'. México, Número de registro 5639.
- PORTAL DE DATOS DE GBIF, WWW.GBIF.NET.** 25-09-2015. The Museum of Comparative Zoology Collections, EE. UU. Número de registro 6424.
- RAMÍREZ-BRAVO, O. E.** 2011. Nuevos registros de tayra (*Eira barbara* Linnaeus 1758) en Puebla, centro de México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 27: 883-886.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., N. GONZÁLEZ-RUIZ, Y H. H. GENOWAYS.** 2005. Carnívoros from the Mexican state of Puebla: distribution, taxonomy and conservation. Mastozoología Neotropical 12:37-52.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., Y J. MARTÍNEZ-VÁZQUEZ.** 2007. Diversidad de los mamíferos de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Informe final Snib-Conabio proyecto No. BK022. Ciudad de México, México.
- SEMARNAT.** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección. Ciudad de México, México.
- SEMARNAT.** 2013. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Ciudad de México, México.

*Summited: August 18, 2015*

*Review: August 27, 2015*

*Accepted: September 10, 2015*

*Associated: Sergio Ticul Alvarez Castañeda*

**Nuevo registro distribucional del ratón endémico  
*Nephelomys nimbosus* (Rodentia: Cricetidae)  
en el suroriente de Ecuador**

# New distributional record of endemic *Nephelomys nimbosus* mouse (Rodentia: Cricetidae) in southeastern Ecuador

Jorge Brito<sup>1\*</sup>, Nicolás Tinoco<sup>2</sup>, y Francisco Sornoza<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales del Instituto Nacional de Biodiversidad, División de Mastozoología. Calle Rumipamba 341 y Avenida de Los Shyris. Casilla Postal 17-07-8976. Quito, Ecuador. E-mail: jorgeyakuma@yahoo.es.

<sup>2</sup> Escuela de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Avenida 12 de Octubre 1076 y Roca. Quito, Ecuador. E-mail: negro\_pastor@hotmail.com.

<sup>3</sup> Fundación Jocotoco, Lizardo García E9-104 y Andrés Xaura. Casilla Postal 17-16-337. Quito, Ecuador. E-mail: fsornoza@fjocotoco.org.

\* Corresponding author

**Introduction:** The Lesser Golden-bellied, *Nephelomys nimbosus*, is endemic to Ecuador and restricted only to the forests of the eastern slope of the Andes. This species is known from four localities along the upper reaches of the Napo River (Baeza, Chaco-river Oyacachi) and the headwaters of the Pastaza River (San Antonio and San Francisco).

**Methods:** The taxonomic identity of an individual *Oryzomys* sp., collected on July 6, 2003, in Tapichalaca province of Zamora Chinchipe southeastern Ecuador, was reviewed in detail, the review determined that correspond to *Nephelomys nimbosus*.

**Results:** The specimen of *N. nimbosus* (adult female) has the following characteristics: dark reddish-brown fur, hair cover between 11 to 13 mm in length; whitish-gray with yellowish hues on the venter. The skull has a thin, delicate-looking face; supraorbital ridges undeveloped; mesopteroidea pit rectangular with corners rounded on the leading edge; the incisive foramen is shorter and wider in the middle; mandible with small mental foramen; short and rounded sigmoid notch.

**Discussion and conclusions:** This record extends the geographic range of the species to the southeast of Ecuador by about 350 km, and adds a fifth locality. Percequillo (2015) mentions that *N. nimbosus* is parapatric with *N. auriventer*, and replaces it in higher altitudes above 2,000 m. However a review of specimens revealed a specimen of *N. auriventer* collected at 2,950 m, indicating that these two species may be sympatric in part of their ranges. However no information was available where the two species have been collected from the same locality.

**Key words:** *Nephelomys nimbosus*; small mammals; Tapichalaca.

**Introducción:** La rata de bosque nublado de oriente *Nephelomys nimbosus*, es endémica de Ecuador y restringida únicamente a los bosques de la vertiente oriental; es conocida de cuatro localidades a lo largo de la cuenca alta del río Napo (Baeza y Chaco-río Oyacachi), y en la cuenca al alta del río Pastaza (San Antonio y San Francisco).

**Metodología:** La identidad taxonómica de un individuo de *Oryzomys* sp., colectado el 6 de julio del 2003 en Tapichalaca, provincia de Zamora Chinchipe en el sureste de Ecuador se revisó a detalle, con la revisión se determinó que corresponde a la rata de bosque nublado de oriente *N. nimbosus*.

**Resultados:** El ejemplar de *N. nimbosus* (hembra adulta) presenta las siguientes características: pelaje marrón rojizo-oscuro, pelos de cubierta entre 11-13 mm; región ventral grisáceo-blancuzco con tonalidades amarillentas. El cráneo presenta un rostro delgado y de aspecto delicado; crestas supraorbitales no desarrolladas; fosa mesopteroidea de forma rectangular con las esquinas del borde anterior redondeadas; el foramen incisivo es corto y más ancho en la parte media. Mandíbula con foramen mentoniano pequeño; muesca sigmoidea corta y redondeada.

**Discusión y conclusiones:** El ejemplar aquí registrado permite ampliar la distribución de la especie para el suroriente del Ecuador en 350 km aproximadamente y da a conocer la quinta localidad. Percequillo (2015) menciona que *N. nimbosus* es parapátrica con *N. auriventer*, quien lo reemplaza en zonas de mayor altitud sobre los 2,000 m. No obstante, una revisión de especímenes reveló un ejemplar de *N. auriventer* colectado a 2,950 m. Las dos especies posiblemente comparten simpatria, sin embargo no se dispone de información donde las dos especies han sido colectadas en el mismo sitio.

**Palabras clave:** mamíferos pequeños; *Nepheleomys nimbosus*; Tapichalaca.

## Introducción

El género de ratas de bosque nublado *Nepheleomys* Weksler, Percequillo y Voss 2006 (Rodentia: Cricetidae) se distribuye en la cordillera de los Andes y en Centroamérica (900-3500 m) desde Bolivia hasta Costa Rica, incluyendo la costa en Venezuela (Percequillo 2003, 2015; Weksler *et al.* 2006; Prado y Percequillo 2013). Las especies de *Nepheleomys* habitan diferentes ecosistemas desde bosques de montaña, bosques enanos, subpáramo, laderas secas occidentales y valles áridos (Rivas 1997; Musser *et al.* 1998; Weksler *et al.* 2006; Percequillo 2015). El género está representado por 13 especies (Weksler *et al.* 2006), cuatro de ellas presentes en Ecuador, de las cuales dos son endémicas (Prado y Percequillo 2013; Percequillo 2015): *N. nimbosus* (Anthony 1926) y *N. moerex* (Thomas 1914). La rata de bosque nublado de oriente *N. nimbosus* es conocida solamente de cuatro localidades a lo largo de la vertiente oriental de los Andes, en la provincia de Napo (Baeza, Chaco-río Oyacachi) y Tungurahua (San Antonio y San Francisco; Anthony 1926; Prado y Percequillo 2013; Percequillo 2015). A través de su distribución, es parapátrica con *N. auriventer* (Thomas 1899) reemplazándola en zonas de altitud sobre los 2,000 m; sin embargo, los datos de ecología e historia natural son desconocidos (Percequillo 2015).

En el presente trabajo se reporta una nueva localidad para *Nepheleomys nimbosus*, que implica además de la ampliación de la distribución previamente conocida, la primera referencia para la provincia de Zamora Chinchipe en el suroriente de Ecuador. Se presenta las principales características morfológicas del ejemplar y se añaden algunos caracteres craneales adicionales a la descripción original. Los datos de ampliación de intervalo de distribución y los nuevos caracteres descritos pueden ser de gran utilidad para futuros estudios taxonómicos, filogenéticos y ecológicos, asimismo, aportar información para proteger a esta especie endémica y poco conocida de Ecuador.

La identidad taxonómica de un individuo de *Oryzomys* sp., colectado en 6 de julio del 2003 en Tapichalaca (-4.4920° S, -79.1297° W, 2,600 m), Reserva Biológica Tapichalaca, parroquia Valladolid, cantón Palanda, provincia de Zamora Chinchipe, Ecuador, fue revisada en detalle usando las claves y descripciones en Percequillo (2003, 2015). Además se comparó con todas las especies de *Nepheleomys* presentes en Ecuador (Apéndice 1) y se determinó que corresponde a la rata de bosque nublado de oriente, *Nepheleomys nimbosus*. El espécimen fue atrapado por accidente en una red de neblina (para aves nocturnas) la cual se encontraba a nivel del suelo, con la última bolsa tocando ampliamente el suelo; este ejemplar se encuentra depositado en la División de Mastozoología del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (DMMECN), del cual se conserva la piel y el esqueleto. El área de colección corresponde al piso zoogeográfico Templado (Albuja *et al.* 2012) y a la formación vegetal Bosque siempre verde montano, del sur de la Cordillera Oriental de los Andes (Báez *et al.* 2013). El ejemplar fue colectado en un sendero al interior del bosque, en el que se evidenció gran cantidad de musgos, líquenes, epífitas, predominando mayormente las especies de bromelias; el sotobosque se encontraba compuesto por intermitencias de Bambú (*Chusquea* sp.) y combinaciones de carrizos. La altura aproximada del dosel fue de 8 a 12 metros, en una ladera semi-inclinada de 45 grados con caída a la parte oriental.

Las medidas craneales fueron tomadas con un calibrador digital con una precisión  $\pm 0.1$  y se expresan en milímetros (mm). Las medidas y características craneales se anotan como lo sugiere

Musser *et al.* (1998) y Voss (2003). Para la coloración seguimos la terminología de colores de Encycolorpedia (2015).

Las principales medidas corporales y craneanas de *Nephelomys nimbosus* (Tabla 1) están dentro del intervalo conocido para la especie (Anthony 1926; Percequillo 2003, 2015; Weksler *et al.* 2006). El individuo (DMMECN 1083, hembra adulta) presenta las siguientes características morfológicas que lo diferencia de su congénere más similar *N. auriventer* (incluido las características representativas en paréntesis): tamaño mediano, pelaje marrón rojizo-oscuro (Figura 1A; marrón oscuro, Figura 1B), pelos de cubierta son largos, de 11-13 mm (9-11 mm); pelos bicolorados, todos con base gris y extremo rojizo-oscuro (extremo amarillento); región ventral grisáceo-blancuecino con tonalidades amarillentas (Figura 1C; amarillo miel, Figura 1D); garganta con un pequeño parche de pelos blancos hasta su base (parche color miel); vibrisas mistaciales delgadas y largas, sobrepasan el hombro cuando se las inclina hacia atrás, dos vibrisas supraoculares y una genal, siendo ambas mucho más delgadas y cortas que las mistaciales. La cola es 108% más larga que el cuerpo (119%); escamosa, recubierta de pequeños pelos y de coloración uniforme (levemente bicolor); los pelos a lo largo del eje se extienden de 1.5 a 2 hileras de escamas (1.5 a 2.5); un centímetro cubre de 20 a 22 filas de la cola (17 - 19). Cuatro pares de mamas: un par axial, un par pos-axial, un par abdominal y un inguinal. Según Anthony (1926), Percequillo (2003, 2015) y observaciones propias, los rasgos craneanos más sobresalientes de *N. nimbosus* que lo diferencian de *N. auriventer* son: rostro delgado y de aspecto delicado (ancho y robusto); la parte anterior del hueso nasal es recta (en forma de pirámide truncada); crestas supraorbitales no desarrolladas



Figura 1. Vista dorsal (A) y ventral (C) de una hembra adulta de *Nephelomys nimbosus* (DMMECN 1083); longitud cabeza-cuerpo = 142 mm. Vista dorsal (B) y ventral (D) de una hembra adulta de *N. auriventer* (MEPN 12214); longitud cabeza-cuerpo = 151 mm ( fotografías: J. Brito).



Figura 2. Vista dorsal y ventral de cráneos y mandíbulas de una hembra adulta de *N. nimbosus* (DMMECN 1083; columna derecha) y una hembra adulta de *N. auriventer* (DMMECN 3797 columna izquierda). Barra = 10 mm (Fotografías: J. Brito).

(ligeramente desarrolladas); fosa mesopterigoidea presenta una forma rectangular con las esquinas del borde anterior redondeadas (más ancha y redondeada en la parte anterior); el foramen incisivo es corto y más ancho en la parte media (largo, ancho en la parte posterior). En cuanto a la mandíbula, la distancia entre el proceso del cóndilo y el proceso coronoideo es más corta en comparación con *N. auriventer*; foramen mentoniano pequeño (grande); foramen mandibular pequeño y poco visible (grande y distintivo), la muesca sigmoidea es corta y redondeada (larga y alargada), ver Figura 2.

En Ecuador, la distribución de *N. nimbosus* estaba restringida únicamente a cuatro localidades entre las provincias de Napo y Tungurahua (Anthony 1926; Prado y Percequillo 2013). El ejemplar aquí registrado permite ampliar la distribución de la especie para el suroriente del Ecuador en 350 km aproximadamente y da a conocer una quinta localidad (Figura 3). Percequillo (2015) menciona que *N. nimbosus* es parápátrica con *N. auriventer*, siendo la primera quien reemplaza a la segunda a elevaciones sobre los 2,000 m. No obstante, una revisión de especímenes reveló un ejemplar de *N. auriventer* (DMMECN 1824, macho adulto), proveniente del río Muyo, provincia de Tungurahua colectado a 2,950 m; posiblemente las dos especies se presentan en simpatria, sin embargo no se dispone de información donde las dos especies han sido colectadas en el mismo sitio, colecciones futuras ayudarán a comprender la situación distribucional de éstas especies.

El escaso conocimiento distribucional de varias especies de pequeños mamíferos no voladores en el suroriente de Ecuador, dificulta la correcta identificación e impide la elaboración de planes de acción para conservación; aunque se han realizado en los últimos años numerosos levantamientos de información, solo algunos han sido debidamente publicados (e. g. Moreno y Albuja 2005, 2012; Haynie *et al.* 2006; Lee *et al.* 2011; Brito y Arguero 2012; Ojala-Barbour *et al.* 2013; Brito y Pozo-Zamora

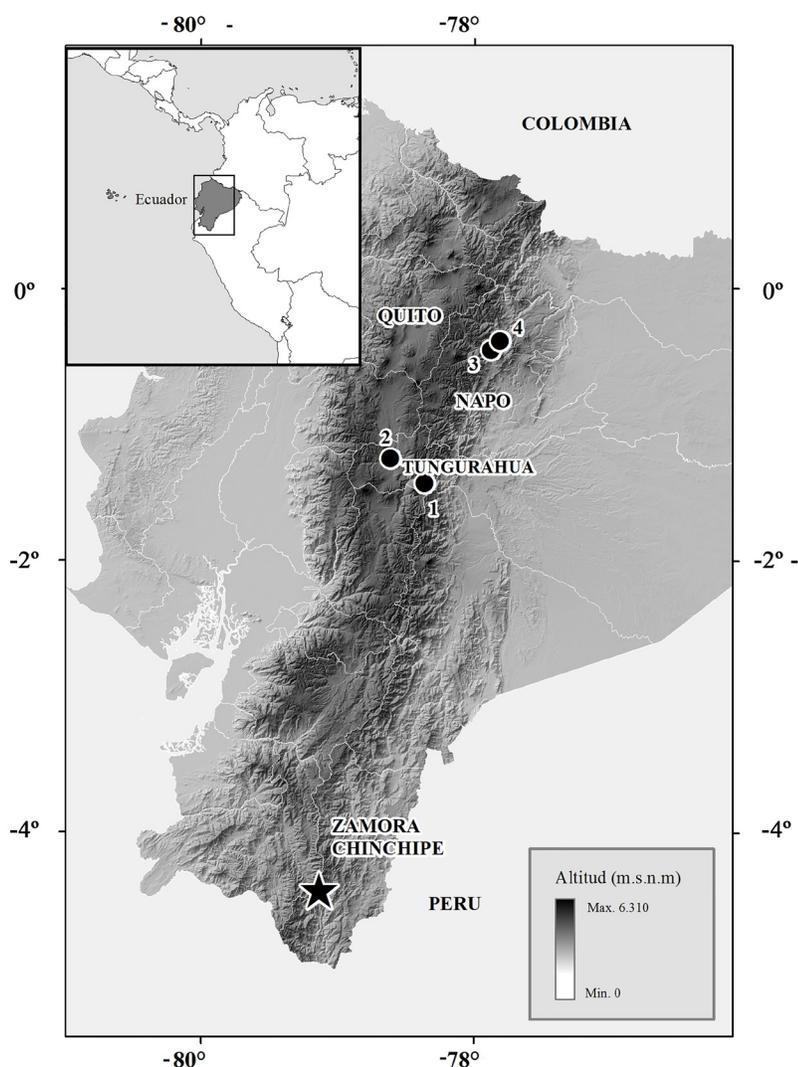


Figura 3. Localidades de registro de *Nephelomys nimbosus* en Ecuador. Círculos negros: registro de literatura, 1 = San Antonio, 2 = San Francisco; 3 = Baeza, 4 = Chaco; Estrella = nuevo registro, Tapichalaca.

2015). *Nephelomys nimbosus* es considerada rara y poco conocida, quizás debido a los métodos convencionales de muestreo de pequeños mamíferos no voladores; en efecto *N. nimbosus* se encuentra pobremente representado en colecciones científicas y su distribución aproximada es poco conocida. Haynie et al. (2006) realizaron colecciones en el corredor natural entre los Parques Nacionales Sangay y Llanganates (localidad topotípica de *N. nimbosus*), usaron trampas tipo Sherman y emplearon un esfuerzo de muestreo de 6,800 trampas noche, sin embargo no lograron capturar a esta especie endémica. En consecuencia consideramos necesario integrar a los métodos tradicionales de muestreo el uso de técnicas no convencionales (e. g. trampas de caída) para aumentar la posibilidad de capturar y contribuir al conocimiento de ésta y varias especies de mamíferos pequeños no voladores; ésta técnica ha resultado ser un eficiente complemento en otros países neotropicales (e. g. Voss et al. 2001; Cáceres et al. 2011; Ribeiro-Júnior et al. 2011; Hice y Velazco 2013). Adicionalmente, es necesario concentrar esfuerzos de muestro de los mamíferos pequeños no voladores en las estribaciones orientales de Ecuador, zona considerada como una importante área de diversidad y endemismo (Myers et al. 2000; Morrone 2014; Prado et al. 2014), sin embargo el conocimiento en este grupo es aún muy básico.

Tabla 1. Principales medidas externas y craneales del ejemplar de *Nephelomys nimbosus* (DMMECN 1083, hembra adulta) reportado en esta nota. \*Anthony (1926); Percequillo (2003) holotipo, macho.

Medida	DMMECN 1083	AMNH 67337*
Largo cabeza y cuerpo	142	140
Largo de la cola	147	160
Largo de la pata (con uña)	33	34
Largo de la oreja	19	-
Peso en gramos	84	-
Longitud cóndilo incisivo	30.5	32
Longitud de la serie molar superior	5.5	5.5
Longitud del paladar	9.1	9.4
Longitud de los forámenes incisivos	4.3	5.1
Longitud occipito-nasal	34.1	35.3
Ancho mesopterigoideo	2.6	-
Ancho rostral	5.9	6.0
Ancho cigomático mayor	18.4	17.7
Longitud rostral	11.5	-
Anchura interorbital	5.4	5.7
Ancho de la caja craneana	14.3	15.3
Alto del cráneo	10.2	10.8
Ancho de la placa zigomática	3.8	3.8

## Agradecimientos

Un agradecimiento especial a Fundación de Conservación Jocotoco por todos estos años de esfuerzo en la conservación del patrimonio de flora y fauna, haciendo que el efecto mariposa sea positivo para todas las especies que habitan la Reserva Biológica Tapichalaca. P. Moreno (MEPN) permitió el acceso a la colección bajo su cargo y prestó las facilidades necesarias para el trabajo de laboratorio. S. Solari, R. Ojala-Barbour y dos revisores anónimos aportaron con valiosos comentarios y sugerencias para el mejoramiento de la calidad del manuscrito.

## Literatura citada

- ALBUJA, L., A. ALMENDÁRIZ, R. BARRIGA, F. CÁCERES, L. MONTALVO, Y J. ROMÁN.** 2012. Fauna de Vertebrados del Ecuador. Escuela Politécnica Nacional. Editorial Ariel 12. Quito, Ecuador.
- ANTHONY, H. E.** 1926. Preliminary report on ecuadorean mammals. No.7. American Museum Novitates 240:1-6.
- BÁEZ, S., J. SANTIANA, Y J. GUEVARA.** 2013. Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes. Pp. 123-125 en Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental (R. Galeas., J. E. Guevara., B. Medina-Torres., M.A. Chinchero, y X. Herrera, eds.). Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- BRITO, J., Y A. ARGUERO.** 2012. Nuevos datos sobre la distribución de *Scolomys ucayalensis* (Rodentia: Cricetidae) y *Phylloderma stenops* (Chiróptera: Phyllostomidae) en Ecuador. Mastozoología Neotropical 19:293-298.
- BRITO, J., Y G. POZO-ZAMORA.** 2015. Ampliación del rango altitudinal de *Marmosa lepida* (Thomas, 1888) (Didelphimorphia: Didelphidae) en el sureste de Ecuador. Graellsia 71:e032.

- CACERES, N. C., R. P. NÁPOLI, Y W. HANNIBAL.** 2011. Differential trapping success for small mammals using pitfall and standard cage traps in a woodland savannah region of southwestern Brazil. *Mammalia* 75:45-52.
- ENCYCLOPEDIA.** 2015. Lista extendida de colores. En: <http://encycolorpedia.com>. Acceso: 5 de abril 2015.
- HAYNIE, M. L., J. G. BRANT, L. R. MCALILEY, J. P. CARRERA, M. A. REVELEZ, D. A. PARISH, X. VITERI, C. JONES, Y C. J. PHILLIPS.** 2006. Investigations in a natural corridor between two national parks in central Ecuador: results from the Sowell Expedition, 2001. *Occasional Papers, Museum of Texas Tech University* 263:1-16.
- HICE, C. L., Y P. M. VELAZCO.** 2013. Relative Effectiveness of Several Bait and Trap Types for Assessing Terrestrial Small Mammal Communities in Neotropical Rainforest. *Occasional Papers, Museum of Texas Tech University* 316:1-15.
- LEE, T. E. J. R., C. BOADA-TERÁN, A. M. SCOTT, S. F. BURNEO, Y J. D. HANSON.** 2011. Small mammals of Sangay National Park, Chimborazo Province and Morona Santiago Province, Ecuador. *Occasional Papers, Museum of Texas Tech University* 305:1-14.
- MORENO, P., Y L. ALBUJA.** 2005. Nuevos registros de *Akodon orophilus* (Rodentia: Muridae) en el Ecuador. *Revista Politécnica* 26:28-44.
- MORENO, P., Y L. ALBUJA.** 2012. Primer registro de *Thomasomys onkiro* (Rodentia: Cricetidae), para los Andes sur del Ecuador. *Revista Politécnica* 30:9-17.
- MORRONE, J. J.** 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa* 3782:1-110.
- MUSSER, G. G., Y M. D. CARLETON.** 2005. Superfamily Muroidea. Pp. 894-1531 en *Mammal species of the world: A taxonomic and geographic reference, tercera edición*. Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE. UU.
- MUSSER, G. G., M. D. CARLETON, M. D. E. BROTHERS, E. Y A. L. GARDNER.** 1998. Systematic studies of Oryzomyine rodents (Muridae, Sigmodontinae): diagnoses and distributions of species formerly assigned to *Oryzomys "capito"*. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 236:1-376.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA, Y J. KENT.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- OJALA-BARBOUR, R., M. PINTO, J. BRITO, L. ALBUJA, Y B. PATTERSON.** 2013. A new species of northern shrew-opossum (Paucituberculata: Caenolestidae) with a phylogeny of extant caenolestids. *Journal of Mammalogy* 94:967-982.
- PERCEQUILLO, A. R.** 2003. Sistemática de *Oryzomys* Baird, 1858: definição dos grupos de espécies e revisão do grupo *albigularis* (Rodentia, Sigmodontinae). Tesis de Doctorado. Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil.
- PERCEQUILLO, A. R.** 2015. Genus *Nephelomys* Weksler, Percequillo, y Voss, 2006. En: *Mammals of South America. Volume 2, Rodents* (Patton, J. L., U. F. J. Pardiñas, and G. D'Elía, eds.). The University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- PRADO, J. R., P. G. G. BRENNAND, L. P. GODOY, G. S. LIBARDI, E. F. ABREU-JÚNIOR, P. R. O. ROTH, E. A. CHIQUITO, Y A. R. PERCEQUILLO.** 2014. Species richness and areas of endemism of oryzomyine rodents (Cricetidae, Sigmodontinae) in South America: an NDM/VNDM approach. *Journal of Biogeography* 1-12.
- PRADO, J. R., Y A. R. PERCEQUILLO.** 2013. Geographic distribution of the genera of the Tribe Oryzomyini (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) in South America: patterns of distribution and diversity. *Arquivos de Zoologia* 44:1-120.
- RIBEIRO-JÚNIOR, M. A., R. V. ROSSI, C. L. MIRANDA, Y T. C. S. ÁVILA-PIRES.** 2011. Influence of pitfall trap size and design on herpetofauna and small mammal studies in a Neotropical forest. *Zoologia* 28:80-91.

- RIVAS, B.** 1997. Características morfológicas y ecológicas de *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) para Venezuela. Sociedad de Ciencias Naturales La Salle 147.
- Voss, R. S., D. P. LUNDE, y N. B. SIMMONS.** 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: A Neotropical lowland rainforest fauna. Part 2. Nonvolant species. Bulletin of American Museum of Natural History 263:1-236.
- Voss, R. S.** 2003. A New species of *Thomasomys* (Rodentia: Muridae) from eastern Ecuador, with remarks on mammalian diversity and biogeography in the Cordillera Oriental. American Museum Novitates 3421:1-47.
- WEKSLER, M., A. PERCEQUILLO, y R. S. VOSS.** 2006. Ten New Genera of Oryzomyine Rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). American Museum Novitates 3537:1-29.

Summited: June 15, 2015

Review: September 18, 2015

Accepted: September 28, 2015

Associated: Sergio Solari

## Apéndice 1

Especímenes examinados. División de Mastozoología del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (DMMECN): Instituto de Ciencias Biológicas de la Escuela Politécnica Nacional (MEPN).

*Nephelomys albigularis* ( $n = 6$ ): Bolívar: río Tatahuazo, 2.5 km de Cerro de Lizo (DMMECN 578-580;  $-1.7287^{\circ}$  S,  $-79.0145^{\circ}$  W, 2,800 m); 4 km de Cerro de Lizo (DMMECN 581-583, 3,000 m).

*Nephelomys auriventer* ( $n = 4$ ): Napo: cordillera de Galeras (DMMECN 1131;  $-0.8372^{\circ}$  S,  $-77.5341^{\circ}$  W, 1,630 m); Morona Santiago: Sardinayacu, Parque Nacional Sangay (DMMECN 3797;  $-2.0743^{\circ}$  S,  $-78.2129^{\circ}$  W, 1,785 m); Cordillera de Kutukú, antiguo camino Shuar Logroño-Yaupi (MEPN 12214- $2.7206^{\circ}$  S,  $-78.0880^{\circ}$  W, 1,581 m); Tungurahua: río Muyo, desplayado de Lutuspamba (DMMECN 1824, 2,950 m).

*Nephelomys moerex* ( $n = 22$ ): Pichincha: Nanegalito (DMMECN 2480, 2482, 2485-86, 2492-93, 2495-98,  $-0.0183^{\circ}$  S,  $-78.6372^{\circ}$  W, 2,220 m); Nono, Reserva Verdecocha (MDMECN 2538-41,  $-0.1075^{\circ}$  S,  $-78.6424^{\circ}$  W, 2,557 m); Lloa, sector La Victoria Baja (DMMECN 2704-08, 2722,  $-0.2124^{\circ}$  S,  $-78.6653^{\circ}$  W, 2,300 m).

*Nephelomys nimbosus* ( $n = 1$ ): Zamora Chinchipe: Tapichalaca (DMMECN 1083,  $-4.4920^{\circ}$  S,  $-79.1297^{\circ}$  W, 2,600 m).

## Corrigendum

Pacheco, V., E. M. Rengifo, y D. Vivas. 2014. Una nueva especie de ratón orejón del género *Phyllotis* Waterhouse, 1837 (Rodentia: Cricetidae) del norte del Perú. *Therya* 5:481-508.

Unfortunately, when originally published (*Therya* 5:484, August 2014) the new species name *Phyllotis pearsoni* was not registered in the *Official Register of Zoological Nomenclature* (ZooBank) and, therefore, is unavailable. The new species name is now registered as urn:lsid:zoobank.org:pub:910F1268-625E-4D13-A6A1-3C3D6A0B1A4D and will be an available name on the date this *Corrigendum* is published.

Declaración de nomenclatura. Un número identificador de ciencias de la vida (LSID) se obtuvo para la nueva especie *Phyllotis* en: urn:lsid:zoobank.org:pub:910F1268-625E-4D13-A6A1-3C3D6A0B1A4D.

*Phyllotis pearsoni*, new species

Pearson's Leaf-eared Mouse

**Holotype.** The holotype is an adult female specimen deposited at the Departamento de Mastozoología, Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos (MUSM 17431), Lima, Peru, and collected by Víctor Pacheco (original field number VPT 2397) on 01 May 2003, and prepared as skin and skull, with body preserved in ethanol.

**Type locality.** Campamento Callacuyán, Laguna Negra, 4,028 m, Quiruvilca District, Santiago de Chuco Province, La Libertad Department, Peru, at approximately -7° 57' 4.5" S, 78° 14' 14.6" W.

**Paratypes.** Paratypes include seven adults all deposited in the same collection (MUSM 17429, 17430, 17432, 17436-17439).

**Etymology.** *Phyllotis pearsoni* is named in honor of Oliver P. Pearson, the first mammalogist to carry out an exhaustive review of the genus *Phyllotis* in 1958 with his work "A taxonomic revision of the rodent genus *Phyllotis*", which provided the principal base for future studies; for his generosity to the senior author who received his first Sherman traps from him, and for supporting him during a visit to the MVZ collection; and last but not least for being an inspiration to the authors and numerous students of mammals.

**Distribution.** *Phyllotis pearsoni* occurs in the Puna of northern Peru, from the District of Huasmín, south of Department Cajamarca, to the District of Pallasca, north of Department Ancash. The elevational range is from 3,572 to 4,270 m.

**Diagnosis.** The new species is a medium-size leaf-eared mouse (TL = 203 to 249 mm) that can be distinguished from other species of *Phyllotis* by the following combination of characters: tail relatively short (41 to 49% of total length); anterior margin of nasals broad and spatulate, extending slightly beyond the face of the upper incisors; posteriorly, each nasal tapers to a narrow point posterior to the premaxillae and the maxilla-frontal-lacrimal juncture; zygomatic plate vertical and moderately broad with the anterior margin concave; interorbital region narrow with parallel sides and sharp edges; incisive foramina long, extending posteriorly between M1 to about half the anterocone; palate long, extending posteriorly beyond M3 by a distance of about half the length of M3 or little longer; mesopterygoid fossa U-shaped, without a medial process; squamosal ridge comparatively

well developed; ectotympanic large and visible from dorsal view; M1 procingulum undivided and half-moon shaped; m1 procingulum with an anteromedian flexid; and capsular process of the lower incisors indistinct or absent.

**Description.** *Phyllotis pearsoni* has long fur, 17.0 mm in average; guard hairs as long as 23.0 mm and the pelage is soft with silky texture. The dorsum is grayish brown, the sides are somewhat more yellowish, both moderately contrasting with the venter. The hairs of dorsal pelage are slate color at the base (color 83 dark neutral grey) and tips brownish (color 26 clay in juvenile individuals or 39 cinnamon in old adult individuals). The hairs on ventral pelage are slate at the base (color 83 dark neutral grey) and tips whitish or white-yellowish. Hairs on the chin are dark gray-based with whitish tips. A pectoral streak is weakly visible or absent. Ears are large with a fine internal dark brown fur (38 tawny or 40 cinnamon-rufous) and a distinct antitragus. A small pale brown auricular patch behind the ears is present. Genal, superciliary, submental, interramal, and mystacial vibrissae are present; mystacial and superciliary vibrissae are long, but not extending posteriorly behind pinnae when laid back against head. The dorsal surface of manus is covered with fine white hairs; ungual tuft covers the claws, and the margins of the ventral surface of claws are closed at base. The digit I of manus is distinctly shorter than digit V, and this is shorter than the digit II. The hindfeet are slender and moderately long with metatarsals and digits white, heels are furred and claws are covered by long ungual tufts. Six small plantar tubercles are present. The hypothenar is smaller than and well separated from the thenar. Otherwise, the plantar surface is squamated. Digit I is very short, the claw tip extending half the length of phalanx 1 of digit II. The claw of digit V extends to the interphalangeal joint of digit IV. The tail is comparatively short, either shorter than head and body length or subequal (41 to 49 % of total length), and bicolored (dark dorsally and neutral gray ventrally); dorsal and ventral surfaces are haired, with hairs obscuring tail scales, and individual hairs extending more than 3 scale rows. The tip of the tail lacks a distinct pencil tuft. Four pairs of mammae are present in pectoral, thoracic, abdominal and inguinal position (*sensu* Pacheco 2003). The skull of *Phyllotis pearsoni* is comparatively large. The rostrum is robust and broad (in dorsal view) and moderately deep at level of the zygomatic plate (in lateral view). The nasals are long and spatulate, projecting anteriorly slightly beyond the premaxillae and the anterior surfaces of the incisors, and tapering posteriorly to a narrow point posterior to the premaxillae and the maxillary-frontal-lacrimal suture. The anterior margin of the premaxillae is short and narrow and extends beyond the incisors. The premaxillae form a pronounced ridge dorsal to the nasolacrimal foramen and just above the maxillae. The zygomatic plate is broad with the anterior margin smoothly concave, and the zygomatic notch is deep with a slightly protruding zygomatic spine. The superficial masseteric scar is small but visible and slightly behind the ventral root of the zygomatic plate. The infraorbital foramen is narrow, wider dorsally (in frontal view). The antorbital bridge is very high and lies just below the dorsal surface of the rostrum, and a large trapezoidal or squarish lacrimal attaches to it. The zygomatic arch in dorsal view is robust, with parallel sides that are weakly convergent anteriorly. The zygomatic process of the maxillae is narrow and barely wider than the antorbital bridge. The jugal is long and slender. The interorbital region is narrow, with parallel and gently squared margins, with the supraorbital foramina located slightly below. The braincase is rounded, the fronto-parietal suture is slightly serrated and U-shaped; the squamosalparietal suture is smooth with a lateral parietal process. The interparietal is small and antero-posteriorly short, with margins exhibiting indented sutures. The palatal region is long (*sensu* Hershkovitz 1962), slightly grooved, and extends behind the posterior plane of M3 a distance of about half or more than the length of M3. The posterolateral palatal pits are small and anterior to the mesopterygoid fossa, but behind M3s.

The diastema (in lateral view) is mainly flat. The incisive foramina are long and narrow with parallel margins. The premaxillary portion of the septum separating right and left foramina

is broad and extends half the length of the foramina, while the maxillary portion of septum is long and thin. The maxillary base of the molars is broad and sub-rectangular, and clearly visible from dorsal view (*sensu* Pacheco 2003). The mesopterygoid fossa is narrow and U-shaped. The sphenopalatine vacuities are large and wide, exposing the presphenoid. The parapterygoid fossa is triangular and wide, with inconspicuous vacuities. The posterior opening of the alisphenoid canal is large with a distinct groove for the infraorbital artery. The middle lacerate foramen is very open, extending anteriorly beyond the level of the bony Eustachian tube; the alisphenoid extends from anterior edge of tympanic bullae to the sphenopalatine foramen, and the alar fissure is shallow. The alisphenoid strut is absent. A small anterior opening of alisphenoid canal and a long foramen oval are present. The ethmoid foramen is small and located dorsal to M2. The ethmoturbinals are of moderate size. The optic and the orbitosphenoid foramina are large and posterior to M3. The carotid circulation corresponds to the “primitive” condition (*sensu* Voss 1988) with a large stapedial foramen, squamosal-alisphenoid groove and a conspicuous sphenofrontal foramen. The internal carotid is moderately large and bordered by the basioccipital bone, the ectotympanic portion of the auditory bullae, and the petrosal. The ectotympanic bullae are globose. The tegmen tympani overlaps the posterior suspensory process of the squamosal and a sinus groove is present. The ectotympanic ring is closed, and the dorsal margin of the ectotympanic extends posteriorly to contact the petrosal (*sensu* Pacheco 2003). The ectotympanic is also large and easily visible from dorsal view. The bony Eustachian tubes are long and extend to the posterior margin of the parapterygoid fossae. The anterior process (stapedial spine) is long and slender, but does not reach the posterior margin of the alisphenoid bone. The malleus lamina is square with a long and thin manubrium; the orbicular apophysis is large and digit-like; the processus brevis of the incus is narrow with knob-like tip. The postglenoid foramen is smaller than the subsquamosal fenestra, and the two are separated by a long and narrow hamular process that reaches the mastoid bone. The lambdoid ridge is absent. The basioccipital is sub triangular and divided by a shallow medial ridge. The mastoid (periotic capsule of petrosal) is square with a moderately large fenestra. The occipital condyles are not conspicuous in dorsal view; the paraoccipital processes are small and located posterior to the hypoglossal foramen; and the foramen magnum is rounded. The hyoid apparatus is composed of an arched basihyal with an entoglossal process weakly developed, a short thyrohyal, and a ceratohyal with free and spatulated tip. The upper incisors are large and deep with moderately opisthodont orientation (*sensu* Hershkovitz 1962), lacking incisor grooves, and with rounded or blunt tips, the wear surface facing posteriorly. The tooth topography conforms to the tetralophodont dental pattern, with slightly hypsodont crown and cusp arrangement on M1 and m1 respectively slightly alternate and alternate. The tooththrows are parallel. The anterior margin of M1 is just ventral to the posterior margin of the zygomatic plate; the procingulum is undivided and rounded, with a half-moon shape; the paraflexus and metaflexus are wider than protoflexus and mesoflexus; the paracone and metacone are slightly narrower than protocone and hypocone. M2 presents as an “S” shape, the hypoflexus is slightly deep projecting perpendicularly to the tooth and narrower than mesoflexus. M3 is 2/3 or 3/4 the size of M2, with a shallow hypoflexus and a distinct lake left by a worn metaflexus. The procingulum of m1 exhibits an anteromedian flexid and an anterior fossetid in unworn molars. In m2, the protoflexid is weakly developed or absent, the hypoflexid and mesoflexid are distinct, and a narrow and oblique posteroflexid is observed in unworn molars. The m3 is smaller than m2 but the hypoflexid and mesoflexid are conspicuous. The mandible has a slightly concave or sigmoid ventral margin. The superior and inferior masseteric crests converge in front of the anterior margin of m1; the mental foramen is high and located on the dorsal surface of diastema; the capsular process of the lower incisor alveolus is indistinct. The coronoid process is small and level with the condylar process, and the sigmoid notch between them is shallow and horizontal; the condylar process is robust, dorsal, and

posterior to the angular process with a deep angular notch *Phyllotis pearsoni* has seven cervical, thirteen thoracic, six lumbar, four sacral and twenty-nine caudal vertebrae. The humerus has a large entepicondylar foramen and a large distinct deltoid crest; a large supratrochlear foramen is present. The calcaneum is short with a gap between the proximal edge of the trochlear process and the posterior articulation facet. The tibia and fibula are fused for more than 40 percent of the length of the tibia, and the tibia-femur ratio is 80 percent. The three middle metatarsals are longer than lateral ones (I-V). Metatarsal III is barely longer than IV and II, the metatarsal V is longer than I. The peroneal process of the fifth metatarsal does not reach the proximal edge of cuboid bone. The morphology of the stomach conforms to the unilocular-hemiglandular pattern (Carleton 1973), in which the bordering fold crosses the lesser curvature at the apex of the incisura angularis, then recurves sharply and passes to the left of the esophageal orifice. The corpus contains some glandular epithelium, similar to the figure of *Thomasomys paramorum* in Carleton (1973:Fig 4a). The gall bladder is present.

Karyotype, comparisons with congeners, maps of localities, tables of measurements, and illustrations of skins, skulls, dentitions along with other figures are in the original publication (Therya 5:481-508).

**Victor Pacheco Torres<sup>1</sup>, Edgardo Rengifo<sup>1</sup>, y Dan Vivas<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Departamento de Mastozoología, Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Av. Arenales 1256, Lima 14, Lima, Perú. E-mail: vpachecot@unmsm.edu.pe (VP), edgar\_mrv@outlook.com (EMR)

<sup>2</sup> Instituto de Ciencias Biológicas "Antonio Raimondi", Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Av. Arenales 1256, Lima, Perú. Lima 14. Phone: 511-988078076. E-mail: jhoram\_vl@hotmail.com (DV)

*Sometido: 26 de julio de 2015*

*Revisado: 27 de julio de 2015*

*Aceptado: 29 de junio de 2015*

*Editor: Sergio Ticul Alvarez-Castañeda*

## Corrigendum

Dueñas-López, G., O. C. Rosas-Rosas, L. Chapa-Vargas, L. C. Bender, L. A. Tarango-Arámbula, J. F. Martínez-Montoya, and J. L. Alcántara-Carbajal. 2014. Connectivity among jaguar populations in the Sierra Madre Oriental, México. *Therya* 6:449-468.

The figure 3 is:

La figura 3 es:

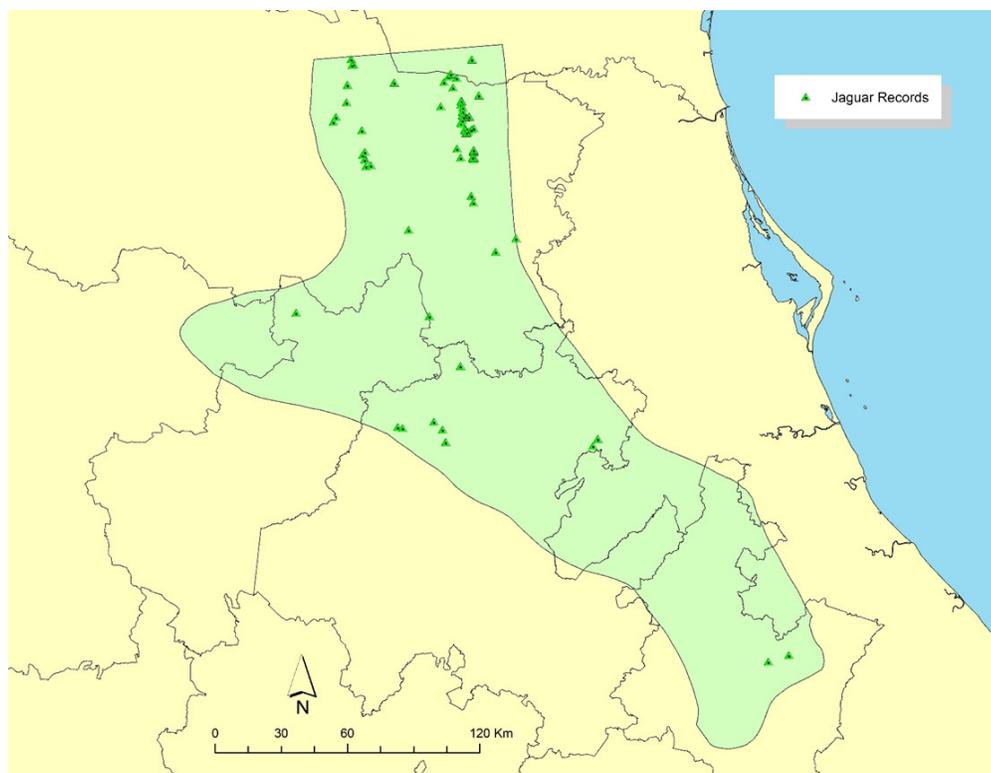


Figure 3. Verified jaguar records in the Sierra Madre Oriental, 1999-2011. Jaguar evidence include track and sign, reports in scientific literature and camera-trapping

**Octavio César Rosas Rosas**

Colegio de Postgraduados-Campus San Luis Potosí. Iturbide #73. Salinas de Hidalgo 78621, San Luis Potosí, México. Email: octaviocr@colpos.mx (OCR-R).

*Sometido: September 6, 2015*

*Revisado: September 7, 2015*

*Aceptado: September 7, 2015*

*Editor: Sergio Ticul Alvarez-Castañeda*