

**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS  
DE HIDALGO**



**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS  
RECURSOS NATURALES**

**Evaluación del estado de conservación del  
hábitat del tapir en el sureste de México**

**TESIS**

Que presenta:

**OSCAR GODÍNEZ GÓMEZ**

Como requisito para obtener el título de:

**Maestro en Ciencias en Ecología  
Integrativa**

**Director de tesis:**

Doctor en Ciencias Eduardo Mendoza Ramírez

Morelia, Michoacán, Abril 2017



## **Agradecimientos**

A mi director de tesis el Dr. Eduardo Mendoza Ramírez por brindarme la oportunidad desde hace ya dos años de fortalecer mi desarrollo académico y personal. Por su amistad, apoyo y guía dentro del desarrollo de este proyecto, por compartir su conocimiento y enseñarme que en esta vida no existen límites.

Al Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, de la Universidad Michoacana

de San Nicolás de Hidalgo por el apoyo brindado para mi formación académica. Al personal de la Reserva de la biosfera El Triunfo, en especial al Director Juan Carlos Castro, a los guarda-parques Enelfo Gálvez, Adolfo, Edilberto López, Ramiro Gálvez, Ismael Gálvez.

A mis amigos y compañeros de maestría, de laboratorio, de aula y de campo, en especial a Guadalupe, Josué y Coral.

A mis sinodales de tesis y miembros del jurado el Dr. Leonel A. López Toledo, Dr. Jean-Francois Mas, Dra. María Cristina Mac Swiney González y al Dr. Rafael Hernández Guzmán, por su tiempo y aportaciones dentro del desarrollo de este trabajo.

Al financiamiento otorgado por el programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) IN106114-3 “Análisis bayesiano aplicado” de la UNAM y el proyecto “Coordinación de esfuerzos para la conservación del tapir en Oaxaca y Chiapas parte del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) de la Comisión Nacional de Áreas Protegidas (CONANP)”.

## Índice

Resumen general .....	VI
Abstract .....	VII
Introducción General.....	8
Objetivo general .....	10
Objetivos particulares .....	10
Estructura de la tesis .....	11
Referencias .....	12
Capítulo I. Un análisis de la conectividad de los remanentes de hábitat del tapir centroamericano ( <i>Tapirus bairdii</i> ) en el sureste de México .....	16
Resumen .....	17
Introducción .....	18
Metodología .....	19
Zona de estudio .....	19
Modelo de distribución potencial (MDP) .....	21
Caracterización del hábitat del tapir .....	22
Modelo de calidad del hábitat .....	24
Modelo de resistencia .....	25
Análisis espacial de la conectividad del hábitat .....	25
Resultados .....	27
Modelo de distribución potencial del tapir .....	27
Modelo de calidad del hábitat y resistencia .....	27
Corredores de menor costo .....	28
Mapas de flujo de corriente .....	30

Discusión .....	32
Referencias .....	37
Apéndices .....	46
Apéndice 1 .....	46
Apéndice 2 .....	49
Apéndice 3 .....	50
Capítulo II. A multifactorial analysis of threats affecting protected areas in a key area for the maintenance of tapir habitat in southeast Mexico .....	52
Abstract .....	54
Acknowledgments .....	55
Introduction .....	56
Methods .....	57
Study area .....	57
Analysis of deforestation patterns in the SMC .....	59
Mining activity distribution .....	62
Hot spot distribution in the SMC .....	63
Human population distribution .....	63
Processing of the information .....	63
Integration of threats in a human pressure index .....	63
Results .....	64
Deforestation patterns .....	64
Distribution of hot spots .....	66
Human population density .....	66
Presence of mining activity .....	67

Human pressure index .....	68
Discussion .....	68
References .....	71
Conclusiones generales .....	80

## **Resumen general**

La pérdida y fragmentación del hábitat son dos de las principales amenazas para la viabilidad de las poblaciones de mamíferos de talla grande en el mundo. Un caso relevante es el del Tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*), el mayor mamífero terrestre de la región neotropical. El tapir juega papeles importantes como herbívoro y dispersor de semillas en las selvas y bosques que habita. Lamentablemente, su población a nivel mundial ha sufrido un dramático declive debido principalmente a la pérdida y fragmentación de su hábitat y a la cacería. El sureste de México es clave para la conservación de la especie, ya que se estima mantiene una alta proporción de su hábitat y población remanente. No obstante, a pesar de su gran amenaza e importancia ecológica y evolutiva, son pocos los estudios que han evaluado las perspectivas de conservación de su hábitat. En un primer capítulo presentamos un análisis de la conectividad espacial entre los parches de hábitat de tapir remanentes en el sureste de México. Desarrollamos un modelo de calidad del hábitat del tapir que combina el conocimiento experto con un modelo de distribución potencial. Asimismo, elaboramos un mapa de resistencia a partir del modelo de calidad del hábitat. La conectividad se evaluó usando dos enfoques complementarios: corredores de menor costo y mapas de flujo de corriente. De esta manera, identificamos zonas prioritarias para la conservación de la conectividad del hábitat del tapir. En el segundo capítulo, analizamos la distribución espacial de las principales amenazas (deforestación, densidad humana, incidencia de puntos de calor y actividad minera) que afectan cuatro áreas naturales protegidas de la Sierra Madre de Chiapas, una zona prioritaria para la conservación del tapir. Nuestros resultados proporcionan información útil para desarrollar estrategias de conservación y gestión que puedan ser diseñadas específicamente para mitigar y, si es posible, revertir los efectos del impacto humano sobre el hábitat del tapir a diferentes escalas del paisaje.

**Palabras clave:** Amenazas, áreas naturales protegidas, conectividad, hábitat, tapir

## **Abstract**

Habitat loss and fragmentation are two of the main threats to the viability of large mammal populations in the world. A relevant case is the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*), the largest mammal in the Neotropics. In the forests and wetlands, they inhabit, tapirs play important ecological roles as herbivores and seed dispersers. Unfortunately, its worldwide population and distribution has suffered a dramatic decline mainly due to the habitat loss and fragmentation and hunting. Southeastern Mexico is key to the conservation of the species because of it is estimated supports one of the most important habitat and populations remnants. However, despite its great threat to ecological and evolutionary importance, few studies have evaluated conservation prospects of its habitat. In a first chapter, we present an analysis of the spatial connectivity between remnant tapir habitat patches in southeastern Mexico. We developed a model of tapir habitat quality which combine the expert knowledge with a potential distribution model. Moreover, we made a resistance map from the habitat quality model. Connectivity was assessed by combining two complementary approaches: least-cost corridors and current flow maps. In this way, we identified priority areas for the connectivity conservation of the tapir habitat. In the second chapter, we analyzed the spatial distribution of the main threats (deforestation, human density, incidence of hot spots and mining activities) affecting four protected areas of the Sierra Madre de Chiapas, a priority area for the conservation of the tapir. The resulting information is useful to develop conservation and management strategies that can be specifically designed to mitigate and, if possible, reverse the effects of human impact on biodiversity at different scales of the landscape.

**Key words.** Connectivity, habitat, natural protected areas, threats, tapir

## **Introducción general**

La actividad de los mamíferos herbívoros de talla grande es fundamental debido a que tiene un impacto notorio sobre el funcionamiento y estructura de sus hábitats (Morrison et al. 2007). Desafortunadamente, estos mamíferos y en especial los de distribución tropical afrontan el declive de sus poblaciones por su persecución y explotación, que se combinan con sus atributos de historia de vida (e.g., bajas tasas reproductivas, requerimientos de áreas de hábitat extensas, etc.) haciéndolos más susceptibles a los efectos de la perturbación (Morrison et al. 2007; Ripple et al. 2015; Wallach et al. 2015). Sin embargo, en la historia reciente la principal causa detrás de estas amenazas es el impacto del cambio del uso del suelo y la consecuente pérdida, degradación y fragmentación de su hábitat (Klooster y Masera 2000; Pardini et al. 2010; Galetti y Dirzo 2013).

Un caso particularmente relevante es el del Tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii* Gill, 1865). El tapir centroamericano es el mamífero terrestre de mayor tamaño que habita la región tropical del continente americano (hasta 2 m de longitud y más de 300 kg de peso) (Naranjo 2009). Es además, el único representante nativo del orden de los perisodáctilos en la región (el orden más amenazado entre los mamíferos) (March y Naranjo 2005). Cumple con papeles ecológicos muy importantes como herbívoro y dispersor de semillas en las selvas y bosques que habita (OFarril et al. 2013; Camargo-Sanabria y Mendoza 2016). Debido a su gran necesidad de espacio y hábitat (ámbito hogareño de hasta 39.9 km<sup>2</sup> en México; Reyna-Hurtado et al. 2016), al igual que otras especies de tapir, el tapir centroamericano puede ser considerado una especie “sombrilla”, ya que su protección implica de manera indirecta la protección de una amplia variedad de especies y sus recursos (Downer 1996). Originalmente esta especie estuvo distribuida de manera continua desde el norte de Colombia y Ecuador hasta el sureste de México (Matola et al. 1997; Mendoza et al. 2013). Sin embargo, a causa de la destrucción de su hábitat por la expansión de las actividades agropecuarias, de la matriz rural y urbana, así como el cambio climático y la cacería, sus poblaciones se encuentran restringidas a unas pocas áreas de hábitat que son lo suficientemente



extensas (Castellanos et al. 2008; García et al. 2016). Actualmente, esta especie se encuentra clasificada en riesgo de extinción por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Asimismo, fue situada en el lugar 39 de entre más de 4000 especies de mamíferos en términos de su prioridad de conservación por un grupo de expertos de la Sociedad Zoológica de Londres que evaluaron su grado de amenaza y de singularidad filogenética (i.e., que tan distintiva es la rama filogenética en la que se encuentra la especie) (Mooers et al. 2008).

El sureste de México juega un papel clave para la conservación de esta especie dado que se estima alberga cerca del ca. del 20% de la población mundial remanente (Schank et al. 2015). Existen poblaciones de tapir en los estados de Campeche, Chiapas, Oaxaca, Quintana Roo, Veracruz, y posiblemente Yucatán y Tabasco (Mendoza et al. 2013). No obstante, es en Chiapas y Oaxaca donde existe la mayor concentración de individuos de esta especie (Naranjo et al. 2015). Una de las principales herramientas para la conservación de sus poblaciones y de su hábitat son las áreas naturales protegidas (ANP), las cuales se estima protegen ca. del 16% de su hábitat remanente (Schank et al. 2015). No obstante, estudios recientes indican que, en México, y en toda la región tropical, las áreas protegidas son afectadas progresivamente por factores derivados de las actividades humanas (i.e. deforestación, minería, incendios, crecimiento de las poblaciones humanas) los cuales amenazan su viabilidad (Laurance et al. 2012; Dewi et al. 2013).

En México, son escasos los estudios que hayan evaluado, a nivel regional, los factores ambientales que afectan el hábitat del tapir (Naranjo 1995; Mendoza et al. 2013). Asimismo, no existen estudios que permitan evaluar cuáles son las perspectivas futuras de conservación en México. Estos estudios son críticos debido a que, aunque existen iniciativas de conservación como el Corredor Biológico Mesoamericano, grandes extensiones de hábitat natural en el sur de México se siguen transformando, incrementando su aislamiento y falta de conectividad (Ramírez-Mejía et al. 2011; García et al. 2016)

El presente trabajo se enfoca en evaluar el grado de conectividad espacial de los remanentes del hábitat del tapir centroamericano en el sureste de México, integrando dos enfoques complementarios: la identificación de corredores de menor costo y los mapas de flujo de corriente utilizando la teoría de circuitos. Además, se analiza la distribución espacial de las amenazas potenciales al hábitat del tapir y otras especies en la Sierra Madre de Chiapas. La Sierra Madre de Chiapas es idónea como área de estudio debido a que mantiene una importante población de tapir en México, es una zona altamente biodiversa que alberga uno de los mayores remanentes de bosque mesófilo de montaña del país, un ecosistema mundialmente amenazado. Asimismo, presenta una red de áreas naturales protegidas, las cuales cubren gran parte de su extensión. Sin embargo, la Sierra Madre de Chiapas es también una región donde es notorio el impacto de las actividades humanas.

**Objetivo general:**

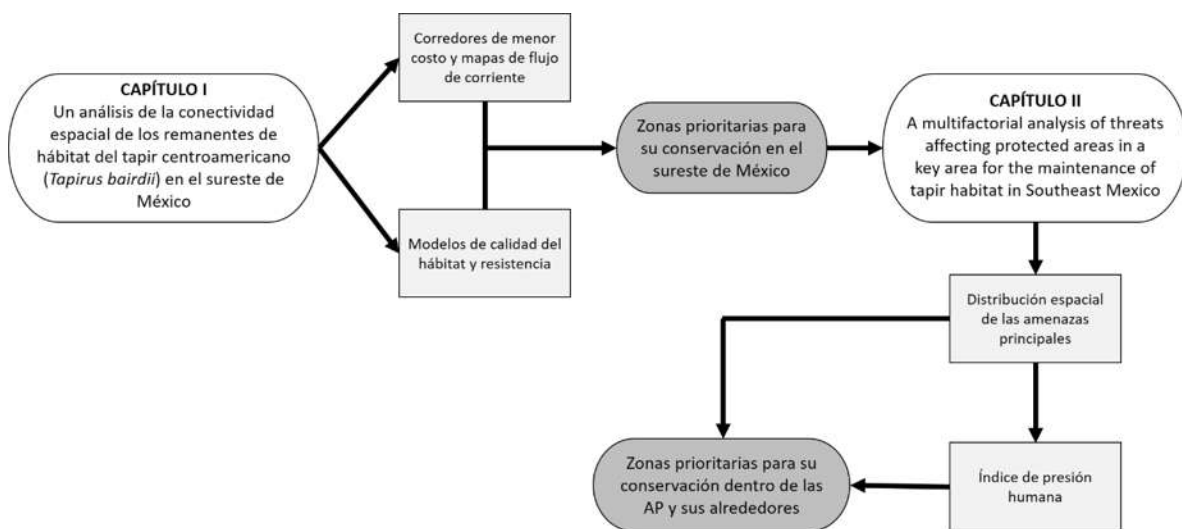
Analizar el estado de conservación del hábitat del tapir en el sureste de México en términos de su grado de conectividad espacial, y analizar los factores que lo amenazan en la Sierra Madre de Chiapas

**Objetivos particulares:**

- Analizar el grado de conectividad del hábitat de tapir en el Sureste de México.
- Identificar zonas prioritarias para su conservación en términos de su importancia para el mantenimiento de la conectividad.
- Analizar la distribución espacial de las principales amenazas a las áreas naturales que protegen el hábitat del tapir en la Sierra Madre de Chiapas.

## Estructura de la tesis

La presente tesis está dividida en 2 capítulos (Figura 1). Cada capítulo está estructurado a manera de artículo científico. En el capítulo 1, analizamos la conectividad espacial entre los parches de hábitat de tapir remanentes en el sureste de México. Se desarrolló un modelo de calidad del hábitat, el cual integra un modelo de distribución potencial de la especie con la opinión de un grupo de expertos en tapir sobre cartografía asociada a su hábitat y a sus amenazas potenciales. A partir del modelo de hábitat se obtuvo un modelo de resistencia aplicando una función de transformación exponencial negativa. Con esta información se hace una descripción de la distribución del hábitat óptimo de tapir en el sureste de México y su superficie bajo protección. Además, se analiza la distribución de las mayores resistencias al movimiento de la especie, y sus posibles causas. Para analizar la conectividad espacial del hábitat de la especie se aplicaron dos enfoques complementarios: los corredores de menor costo (basados en la teoría de grafos) y los mapas de flujo de corriente (derivados de la teoría de circuitos). Asimismo, se identifican los parches de mayor importancia en el mantenimiento de la conectividad del paisaje. Asimismo, se priorizan zonas para su conservación en función de su importancia para el mantenimiento de la conectividad estructural y funcional del paisaje.



**Figura 1.** Diagrama de los capítulos de la tesis y su relación.

Una de las zonas prioritarias para la conservación del tapir es la Sierra Madre de Chiapas, una zona altamente biodiversa que alberga una de las mayores poblaciones de tapir en México y ecosistemas mundialmente amenazados como el bosque mesófilo de montaña. Asimismo, el hábitat de múltiples especies incluido el tapir se encuentra protegido casi de manera continua bajo una compleja red de áreas naturales protegidas con diferentes estatus de conservación. Sin embargo, se ha reportado una creciente presión antrópica en la región. En el capítulo 2 se analizan de manera más específica la distribución espacial de algunas de sus principales amenazas: deforestación, densidad humana, la incidencia de puntos de calor y las actividades mineras en ANP de la sierra y su zona de influencia. Finalmente, se integran los impactos potenciales de estas amenazas en un Índice de Presión Humana.

## **Referencias**

Camargo-Sanabria AA, Mendoza E (2016) Interactions between terrestrial mammals and the fruits of two neotropical rainforest tree species. *Acta Oecologica* 73: 45–52.

Castellanos A, Foerster C, Lizcano DJ, Naranjo E, Cruz-Aldan E, Lira-Torres I, Samudio R, Matola S, Schipper J, Gonzalez-Maya J (2008) *Tapirus bairdii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>

Dewi S, van Noordwijk M, Ekadinata A, Pfund JL (2013) Protected areas within multifunctional landscapes: Squeezing out intermediate land use intensities in the tropics? *Land Use Policy* 30(1): 38–56

Downer CC (1996) The mountain tapir, endangered Flagship species of the high Andes. *Journal of zoology* 30(1):45–58

Galetti M, Dirzo R (2013) Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation* 163:1–6

García M, Jordan C, O'Farril G, Poot C, Meyer N, Estrada N, Leonardo R, Naranjo E, Simons Á, Herrera A, Urgilés C, Schank C, Boshoff L, Ruiz-Galeano M (2016) *Tapirus bairdii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T21471A45173340 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T21471A45173340>. Downloaded on 28 January 2017

Klooster D, Masera O (2000) Community forest management in Mexico: carbon mitigation and biodiversity conservation through rural development. *Global Environmental Change* 10: 259–272

Laurance WF et al (2012) Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489: 290–294

March J, Naranjo E (2005) Tapir: En: Ceballos G, Oliva G (2005) Los mamíferos silvestres de México. – Fondo de Cultura Económica, México, DF, pp 496–497

Matola S, Cuarón AD, Rubio-Torgler H (1997) Status and action plan of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*). En: Tapirs Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Tapir Specialist Group. Compiled by Brooks DM, Bodmer RE, Matola S. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp 29–45

Mendoza E, Fuller TL, Thomassen HA, Buermann W, Ramírez-Mejía D, Smith TB (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: 35–47

Mooers AØ, Faith DP, Maddison WP (2008) Converting Endangered Species Categories to Probabilities of Extinction for Phylogenetic Conservation Prioritization. *PLoS ONE* 3(11): e3700

Morrison JC, Sechrest W, Dinerstein E, Wilcove DS, Lamoreux JF (2007) Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88:1363–1380

Naranjo EJ, Cruz E (1999) Conservación del tapir en la sierra madre de Chiapas, México. En: Fang TG, Montenegro OL, Bodmer RE (eds.) (1999) Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. Ed. Instituto de Ecología. La Paz, Bolivia, pp 429–434

Naranjo EJ (2009) Ecology and Conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:140–158

Naranjo EJ, Amador-Alcalá SA, Falconi-Briones FA, Reyna-Hurtado RA (2015) Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6 (1): 227–249

O'Farrill G, Galetti M, Campos-Arceiz A (2013). Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative zoology* 8(1): 4–17.

Pardini R, Bueno AdA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP (2010). Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *PLoS ONE* 5:1–10

Ramírez-Mejía D, Cuevas G, Mendoza E (2011) Escenarios de cambio de cobertura y uso del suelo en el corredor biológico mesoamericano-México. Conference: SELPER 2011

Reyna-Hurtado R, Sanvicente-López M, Pérez-Flores J, Carrillo-Reyna N, Calmé S (2016). Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya Forest. *Therya* 7(2): 271–276

Ripple WJ, et al. (2015) Collapse of the world's largest herbivores. *Sciences Advances* 1:e1400103

Schank C, et al. (2015) Integrating current range-wide occurrence data with species distribution models to map the potential distribution of Baird's Tapir. *Tapir Conservation, the Newsletter of the IUCN /SSC Tapir Specialist Group* 24(33): 15–25

Wallach AD, Ripple WJ, Carroll SP (2015) Novel trophic cascades: Apex predators enable coexistence. *Trends in Ecology & Evolution* 30(3):146–153

# CAPITULO I

UN ANÁLISIS DE LA CONECTIVIDAD ESPACIAL DE LOS  
REMANENTES DE HÁBITAT DEL TAPIR CENTROAMERICANO  
(*TAPIRUS BAIRDII*) EN EL SURESTE DE MÉXICO



## Resumen

Una de las principales amenazas para los mamíferos de talla grande es el cambio del uso del suelo y la consecuente destrucción del hábitat. Esta situación se ejemplifica claramente con el Tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*), el mayor mamífero terrestre de la región Neotropical. A pesar de su importancia ecológica (p.ej., como dispersor de semillas), sus poblaciones se encuentran seriamente amenazadas en México y Mesoamérica. En este estudio analizamos la conectividad funcional entre 22 parches de hábitat óptimos en el sureste de México. Los parches se identificaron integrando la opinión de un grupo de expertos en tapir sobre cartografía asociada a su hábitat y a sus amenazas potenciales con un modelo de distribución potencial de la especie. Identificamos corredores de menor costo usando *Linkage Mapper* y realizamos mapas de flujo de corriente derivados de la teoría de circuitos y el software *Circuitscape*. El hábitat óptimo representa apenas el 15.6% de la superficie del área de estudio del cual ca. del 31% se encuentra bajo algún esquema de protección en México. Se identificaron 21 corredores de menor costo con alta resistencia al movimiento de tapires. La menor conectividad se localiza entre los parches de hábitat de la Sierra Madre de Chiapas con la región de la Selva Zoque, y de la Lacandona con la Sierra Norte de Chiapas y Tabasco, volviéndose casi nula entre la Sierra Madre de Chiapas y la Lacandona. La mayor probabilidad de movimiento se localiza en Selva Zoque y en la región de la Sierra Madre de Chiapas. La Selva Zoque es clave para mantener conectada la red completa de parches de hábitat de tapir en el sureste de México. Al combinar diferentes enfoques metodológicos fue posible identificar parches de hábitat de elevada calidad y realizar un análisis completo de la conectividad de estos parches de hábitat. La información derivada puede servir como referencia para focalizar de mejor manera los esfuerzos de conservación, la restauración del hábitat del tapir y los programas para el desarrollo sustentable de las comunidades locales del sureste de México.

**Palabras clave:** tapir, hábitat, resistencia, corredores, flujo de corriente

## Introducción

Los mamíferos herbívoros de talla grande son componentes fundamentales de los ecosistemas que habitan (Owen-Smith 1988; Morrison et al. 2007; Ripple et al. 2015). Desafortunadamente esta fauna, en particular la de distribución tropical, es con frecuencia la primera en sufrir el impacto humano debido al valor que pueden tener como: recurso alimentario, piezas de cacería y a la combinación de atributos de historia de vida que los hacen más susceptibles al disturbio y perturbaciones (e.g., bajas tasas reproductivas y requerimientos de áreas de hábitat extensas; Cardillo et al. 2005; Wallach et al. 2015).

Se estima que actualmente cerca del 60% de los mamíferos herbívoros de talla grande del mundo se encuentran en riesgo de extinción (Ripple et al. 2015). Las principales causas detrás de esta amenaza son la sobre-explotación y el cambio de uso del suelo (CUS) (Pardini et al. 2010; Galleti y Dirzo 2013; Ripple et al. 2015; Newbold et al. 2016). Uno de los efectos del CUS es la pérdida y fragmentación de hábitat, así como la consecuente disminución de la conectividad del paisaje (García et al. 2011). La pérdida de conectividad afecta a los organismos reduciendo su potencial de dispersión, diversidad genética, capacidad de respuesta ante perturbaciones y la abundancia de sus poblaciones, incrementando de esta manera el riesgo de extirpación de sus poblaciones (Ceballos y Ehrlich 2002; Staddon et al. 2010; Cushman et al. 2013). La conectividad puede separarse en *conectividad estructural* que se refiere a la relación física entre elementos del paisaje y en *conectividad funcional* que describe el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento de organismos y procesos (Taylor et al. 2006; Kindlemann y Burel 2008; Kadoya 2009).

Un caso ilustrativo de esta situación es el del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii* Gill, 1865), el mamífero terrestre de mayor tamaño en el neotrópico (ca. 2 m de longitud y 300 kg de peso) (March y Naranjo 2005; Naranjo 2009). Esta especie desempeña importantes papeles ecológicos como herbívoro y dispersor de semillas en las selvas y bosques que habita (OFarril et al.

2013, Camargo-Sanabria y Mendoza 2016). Lamentablemente, sus poblaciones se encuentran seriamente amenazadas, debido entre otras cosas al aislamiento de sus poblaciones consecuencia de la pérdida de conectividad de su hábitat por la expansión de las actividades agropecuarias, de la matriz rural y urbana, así como el cambio climático y la cacería por lo que se estima que su tamaño poblacional ha sufrido una reducción del 50% en las últimas 3 décadas (García et al. 2016).

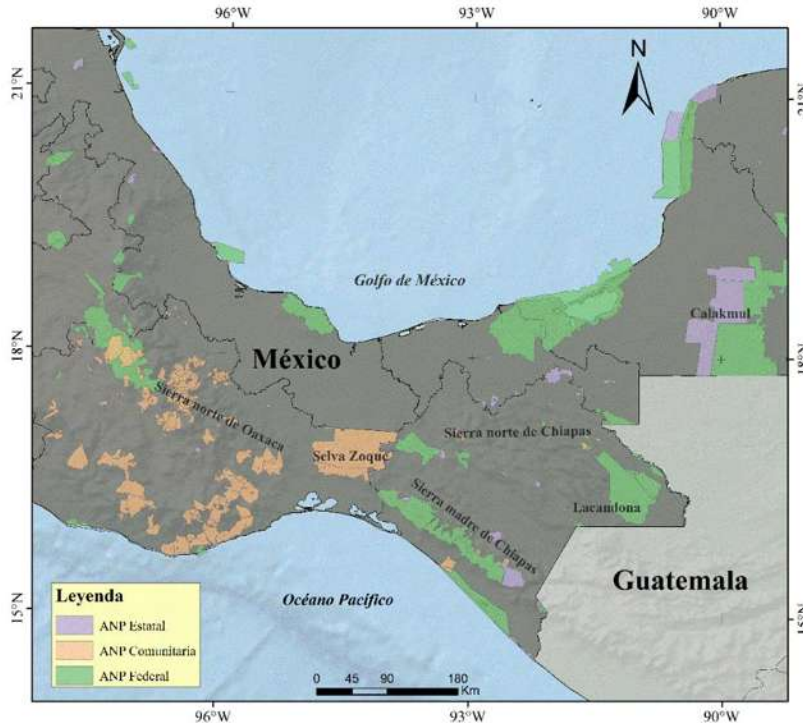
El sureste de México juega un papel clave para la conservación del tapir centroamericano dado que mantiene a nivel global cerca del 20% de su población remanente y 42.5 % de su hábitat (Schank et al. 2015). Sin embargo, se estima que solo el 16% de su hábitat se encuentra bajo algún estatus de protección en México (Schank et al. 2015). Además, grandes extensiones de hábitat del tapir en el sur del país se siguen transformando debido a la deforestación (Díaz-Gallegos et al. 2008; Ramírez-Mejía et al. 2011), el cambio climático (O’Farrill et al. 2014) y el incremento en el número de incendios (Román-Cuesta et al. 2004; Román-Cuesta y Martínez-Vilalta 2006).

En este estudio analizamos la conectividad funcional del hábitat del tapir centroamericano en el sureste de México. Los principales parches de hábitat fueron identificados a través de un modelo de calidad del hábitat. La conectividad espacial se analizó combinando dos enfoques complementarios: la identificación de corredores de menor costo y los mapas de flujo de corriente derivados de la teoría de circuitos. De esta manera, el estudio identifica zonas prioritarias para la conservación de la especie en términos del grado de conectividad espacial del hábitat.

## **Metodología**

*Zona de estudio.* El área de estudio se localiza en el sureste de México entre las coordenadas 89°10'W/21°39'N y 98°29'W/13°55'N. Esta región tiene una superficie de 476,826 km<sup>2</sup> y abarca principalmente los estados de Chiapas, Oaxaca, Veracruz, Campeche y Tabasco. Para evaluar la conectividad del hábitat de la especie entre el sureste de México y Guatemala, se incluyó parte de la región El peten, Norte, Occidente, Nor-occidente y Costa sur de Guatemala en el análisis (Figura 2).

En México el área de estudio incluye importantes provincias fisiográficas tales como la Sierra Madre Sur de Chiapas, la Sierra Norte de Chiapas y la Sierra Lacandona, además de regiones terrestres prioritarias como la Selva Zoque y Calakmul.



**Figura 2.** Ubicación del área de estudio. En color se destacan las Áreas Naturales Protegidas, incluyendo las de tipo comunitarias.

La variación altitudinal va desde el nivel del mar hasta los 4208 m y la pendiente del terreno alcanza los 56° (INEGI 2016). El clima es principalmente cálido húmedo, sub húmedo y semicálido, con temperaturas medias anuales mayores a 18 y 22°C (García 1998). La precipitación anual varía entre los 800 y 4500 mm (Cuervo-Robayo et al. 2014). Los tipos de vegetación dominante son, el bosque de coníferas y latifoliadas, principalmente del género *Quercus*; bosque mesófilo de montaña; bosque tropical perennifolio; bosque tropical subcaducifolio y caducifolio y vegetación acuática y subacuática (Rzedowski 1978). Esta zona abarca las cuencas de los ríos Grijalva y Usumacinta, caracterizadas por su enorme riqueza biológica, climática, hidrológica y cultural (Naranjo et al. 2015). Asimismo, se localizan importantes áreas naturales protegidas (ANP) de tipo federal, estatal y comunitaria, tales como la ANP comunitaria de los Chimalapas en Oaxaca,

las ANP federales de Montes Azules y El Triunfo en Chiapas y Calakmul en Campeche y las ANP estatales de Pico Loro-Paxtal en Chiapas y Balam-ku en Campeche. En estas áreas se han reportado las mayores riquezas de especies de mamíferos para México, donde la Selva Zoque ocupa el primer lugar con 149 especies, incluyendo al tapir centroamericano (Lira-Torres et al. 2012). Entre los principales problemas ambientales están la deforestación con fines agrícolas y ganaderos, los conflictos territoriales entre comunidades de Chiapas y Oaxaca, la apertura de carreteras, la cacería sin control y en particular los incendios forestales debido a la quema de acahuales y pastizales (Arriaga et al. 2000; Naranjo et al. 2015).

#### *Modelo de distribución potencial (MDP)*

La distribución potencial del hábitat del tapir en la zona de estudio, se estimó usando el paquete “dismo” (Hijmans et al. 2016) para R (R Core Team 2016) y el software MaxEnt versión 3.4 (Phillips et al. 2017). Se utilizaron 116 registros de tapir en la zona de estudio (principalmente huellas, excretas e imágenes de fototrampeo) recopilados por Mendoza et al. (2013) y Schank et al. (2015). Para reducir la auto-correlación y maximizar la independencia espacial de los registros, se redujeron las agrupaciones de localidades a un solo punto dentro de una distancia de 10 km usando la herramienta “*spatially rarefy occurrence data*” de Sdmtoolbox (Brown 2014) y ArcGis 10.2 ® (ESRI 2014). Después del análisis, la base de registros se redujo a 48 registros de presencia de la especie los cuales fueron usados para calibrar el MDP (Apéndice 1). Asimismo, descargamos capas bioclimáticas del Atlas Climático de la UNAM resolución 1 km (<http://atlasclimatico.unam.mx>), las capas se calcularon por estación a partir de la base climatológica diaria de 1902 al 2011 del Servicio Meteorológico Nacional (Fernandez-Eguiarte et al. 2011). Además, obtuvimos un mapa de cobertura vegetal y uso del suelo (CUS) con una resolución de 1 km construido a partir de imágenes del satélite MODIS (MODerate-resolution Imaging Spectroradiometer) (Broxton et al. 2014). Las 16 clases originales del CUS se reclasificaron en 4 categorías: bosque, no bosque, agua y antrópico (asociado a usos humanos) (Apéndice 2); y un modelo digital de elevación resolución de 1 km

obtenido del *Global Multi-resolution Terrain Elevation Data 2010* del *United States Geological Survey* y del *National Geospatial-Intelligence Agency* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Eliminamos las variables altamente correlacionadas ( $>0.7$ ). Después del análisis, se retuvieron las siguientes seis variables: temperatura media anual, temperatura promedio del trimestre más seco, precipitación anual, precipitación del mes más seco, la elevación y el mapa de CUS. Utilizamos la prueba estadística de Jackknife para estimar la importancia de las variables. Siguiendo lo propuesto por Phillips et al. (2006) se dejaron los valores por defecto de todas las demás opciones de configuración de MaxEnt, incluida la salida logística. El modelo resultante fue evaluado mediante validación cruzada y calculando el área bajo la curva (AUC) de una ROC (Receiver Operating Characteristic) y una ROC parcial (Partial-area Receiver Operating Characteristic) (Peterson et al., 2008). La evaluación se realizó con base en 68 registros independientes de tapir obtenidos en los últimos años mediante el uso de cámaras trampa para la zona de estudio por Naranjo et al. (2014) y Naranjo et al. (2015), así como por programas de monitoreo biológico del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales durante el 2015-2016 (Apéndice 1).

#### *Caracterización del hábitat del tapir*

Se obtuvo cartografía de características del paisaje asociadas al hábitat del tapir y a sus amenazas potenciales. Por un lado, las características del paisaje fueron: 1) la altitud (ALT), obtenida del *Global Multi-resolution Terrain Elevation Data 2010 7.5 arc seconds* del *United States Geological Survey* y del *National Geospatial-Intelligence Agency* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>); 2) la pendiente en grados (P), derivada del modelo de altitud; 3) el porcentaje de cobertura forestal (PCF), obtenido del *Vegetation Continuous Field* del sensor MODIS del satélite Terra (DiMiceli et al. 2011). El raster fue remuestreado para tener una resolución de 7.5 arc seconds usando la herramienta “resample” y la opción “nearest” para valores discretos de ArcGis 10.2 ® (ESRI 2014); y 4) distancia a ríos (DR) que se estimó usando la Red Hidrográfica de México del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/>

regiones\_hidrograficas.aspx) y de la red de ríos de Guatemala de la Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia (SEGEPLAN; <http://ide.segeplan.gob.gt/descargas.php>).

Por otro lado, las variables que se asociaron a las amenazas potenciales al hábitat del tapir fueron: 1) la distancia a poblados (DP) y densidad de población por km<sup>2</sup> (DEP), obtenidos a partir de la información generada del Censo de Población y Vivienda 2010 del INEGI para México descargada en formato vectorial del catálogo de metadatos geográficos de la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO; <http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/>) y para Guatemala del Censo 2002 del Instituto Nacional de Estadísticas (INE) y el SEGEPLAN (<http://ide.segeplan.gob.gt/descargas.php>). A partir de esta información se determinó la ubicación geográfica de las localidades presentes en el área de estudio y su número de habitantes; 2) distancia a carreteras (DC), que se estimó usando como referencia los datos vectoriales del Conjunto de Datos Vectoriales de Carreteras y Vialidades del INEGI ([http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/vectoriales\\_carreteras.aspx](http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/vectoriales_carreteras.aspx)) y del SEGEPLAN (<http://ide.segeplan.gob.gt/descargas.php>) y 3) la densidad de puntos de calor por km<sup>2</sup> (DPC) como indicativo de incidencia de fuegos. Los datos georreferenciados de puntos de calor del 2015 se obtuvieron en formato vectorial del sistema de alerta temprana de incendios de la CONABIO (<http://incendios1.conabio.gob.mx/>). Este sistema identifica como un punto de calor, cualquier fuente de calor que tenga una emisión lo suficientemente fuerte como para ser detectada por los sensores MODIS y VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite). Estas fuentes de calor pueden tener distintos orígenes, pero se considera que son buenos indicadores del potencial de fuegos (CONABIO 2015). Los cálculos de pendiente en grados, distancias euclidianas y densidad humana fueron realizados usando el software R (R Core Team 2016) y los paquetes “raster” (Hijmans et al. 2016) y “MASS” (Ripley et al. 2015). El sistema de referencia usado fue el *WGS 1984 Cylindrical Equal Area*, con una resolución de 7.5 arco segundos (aprox. 230 m).

### *Modelo de calidad del hábitat*

Los valores de variables asociadas al hábitat del tapir y a sus amenazas potenciales fueron divididos en rangos y posteriormente calificados con valores del 0 al 100 por un grupo de cuatro expertos en ecología del tapir de México. Un valor cercano a 100 significa una mayor calidad de hábitat. La calidad del hábitat se refiere a la capacidad del medio ambiente para proporcionar condiciones apropiadas para la persistencia individual y de la población (Krausman 1999). Así, por ejemplo, una combinación de altitudes bajas, baja densidad poblacional humana y alta cobertura forestal representaría una mayor calidad de hábitat para la especie. Para obtener valores más consistentes se estimó la media (Apéndice 3). Por otro lado, el modelo de distribución potencial logístico del tapir fue multiplicado por 100 para obtener el mismo rango de valores que las variables anteriores. Todas las capas se combinaron usando el software R (R Core Team 2016) para generar el modelo final de calidad del hábitat modificando el método propuesto por López (2010) y Correa et al. (2014):

$$MCH = 2(MDP + PCF) + (DC + DR + DP + DEP + DPC + ALT + P)$$

Donde MCH es el modelo de calidad del hábitat. El modelo de distribución potencial y el de cobertura vegetal fueron sumados y ponderados debido a que se consideraron determinantes para definir la calidad del hábitat de esta especie. El resultado fue sumado a las demás variables. Finalmente, el modelo de calidad del hábitat fue reclasificado en cuartiles, los dos cuartiles inferiores fueron clasificados como hábitat no óptimo, y los dos intervalos superiores como hábitat subóptimos y óptimo (Correa et al. 2014). Finalmente, para minimizar el tiempo de cálculo para los análisis posteriores, se seleccionaron los principales parches de hábitat óptimo del tapir utilizando como criterio el área (>4 mil hectáreas) y el conocimiento experto para eliminar parches de hábitat ubicados en zonas donde se conoce la especie no está presente.



### *Modelo de resistencia*

El modelo de resistencia (facilidad o dificultad al desplazamiento de individuos en el paisaje) se obtuvo después de aplicar una función exponencial negativa para transformar el modelo de calidad del hábitat en uno de resistencia. Estudios recientes como el de Keeley et al. (2015) sugieren que esta función de transformación define de mejor manera la relación negativa entre los modelos de hábitat y la resistencia. Para ello, se aplicó la siguiente fórmula:

$$R = 100 - 99 * ((1 - \exp(-c * MCH)) / (1 - \exp(-c)))$$

Donde R es la resistencia, MCH es el modelo de calidad del hábitat y c es un factor que determina la forma de la curva el cual fue igual a 1. Para los modelos basados en opinión experta se recomienda un valor de c ligeramente positivo (Keeley et al. 2015). Los valores de resistencia van de 0 a 100, en donde 100 corresponde a una superficie con alta resistencia al movimiento del tapir.

### *Análisis espacial de la conectividad del hábitat*

La conectividad funcional se analizó utilizando dos enfoques diferentes pero complementarios (Cushman et al. 2013; Correa et al. 2014): corredores de menor costo y mapas de flujo de corriente derivados de la teoría de circuitos. El primer enfoque calcula las rutas de mayor facilidad al movimiento entre dos puntos o rutas de menor costo, las cuales se espera sean tomadas por animales con un conocimiento del paisaje. Mientras que los mapas de flujo de corriente predicen rutas de movimiento tomadas por caminantes aleatorios, con todos los caminos posibles contribuyendo a la conectividad (Cushman et al. 2013).

Para calcular los corredores de menor costo utilizamos el programa *Linkage Mapper* (McRae y Kavanagh 2011). *Linkage Mapper* usa mapas de parches de hábitat y resistencia para identificar las distancias mínimas ponderadas por el costo y establecer enlaces entre los parches de hábitat y que se expresan en un gradiente de rutas acumulativos de menor costo. (McRae y Kavanagh 2011; Correa et al. 2014). Además, se estimó un índice de calidad del enlace, el cual

divide la distancia de costo entre la distancia de la ruta de menor costo (LCP), mientras mayor sea la calidad del enlace (menor resistencia al movimiento de la especie) el valor será más cercano a 1 (Dutta et al. 2016).

Por otro lado, se utilizó el software Circuitscape v4.0 (McRae 2006; [www.circuitscape.org](http://www.circuitscape.org)) para realizar los modelos de flujo de corriente entre parches. El software utiliza el mapa SIG de resistencia para reemplazar a los píxeles (parches) conectados por dispersión con nodos conectados por resistencias (componentes eléctricos que conducen corriente) (McRae et al. 2008). Los modelos realizados fueron: 1) Flujo de corriente entre parches vecinos, para identificar el flujo de corriente máxima, es decir, zonas con alta probabilidad de movimiento entre pares de parches independientemente de su importancia en la red más grande de parches (McRae et al. 2008). Este método es útil para identificar áreas con altas densidades de flujo de corriente llamados “Pinch points”, las cuales funcionan como “cuellos de botella” al movimiento de los organismos, es decir, conexiones de hábitat crítico en donde el movimiento es restringido debido a, por ejemplo, condiciones naturales poco favorable, redes de transporte, asentamientos humanos o una combinación de factores (Dutta et al. 2016), por lo que pueden ser priorizadas para su conservación (Cushman et al. 2013); 2) Flujo de corriente acumulada entre todos los pares de parches posibles, el cual representa la probabilidad de conectividad entre todos los fragmentos de hábitat (McRae et al. 2008). El modelado del flujo de corriente acumulada proporciona un medio cuantitativo para evaluar la importancia de los parches y áreas intermedias en la matriz para mantener la conectividad de toda la red de parches de hábitat en el área de estudio (Dickson et al. 2013). Finalmente, haciendo uso del mapa de flujo de corriente acumulada y el programa *Linkage Mapper* (McRae y Kavanagh 2011) se realizó un análisis de centralidad. Este análisis permite contar con un índice de importancia de cada parche de hábitat para mantener la red conectada (Dickson et al. 2013).

## Resultados

### *Modelo de distribución potencial del tapir*

De acuerdo al valor de AUC de la prueba ROC y ROC parcial (AUC=0.85 y AUCp=0.71) el modelo funciono de manera adecuada generando predicciones razonables (entre 0.7 a 0.9, según Peterson et al. 2011). Las variables más importantes debido al porcentaje de contribución al modelo MaxEnt fueron la Precipitación anual (21.7%) y el mapa de cobertura vegetal y uso del suelo (77.7%). Las zonas con mayor probabilidad de ocurrencia se localizan dentro del bosque tropical perennifolio y en la Sierra Norte de Oaxaca, en la región de la Selva Zoque, Calakmul, y en la Lacandona.

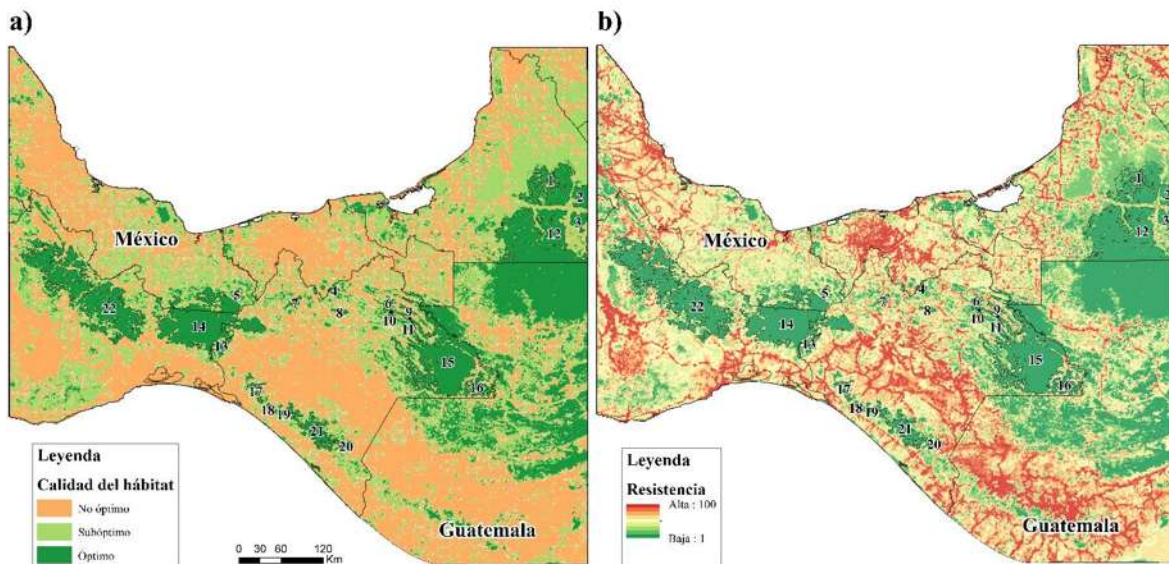
### *Modelo de calidad del hábitat y resistencia*

El puntaje que los expertos asignaron a las variables fue consistente. En general, el grupo de expertos consideró que una menor actividad humana (mayor distancia a carreteras, poblados, menor densidad de población y de incendios), un terreno poco accidentado (pendientes y elevaciones medias a bajas), mayor cobertura vegetal (>70%) y menor distancia a corrientes de agua son las variables que se asocian a una mejor calidad del hábitat del tapir (Apéndice 3).

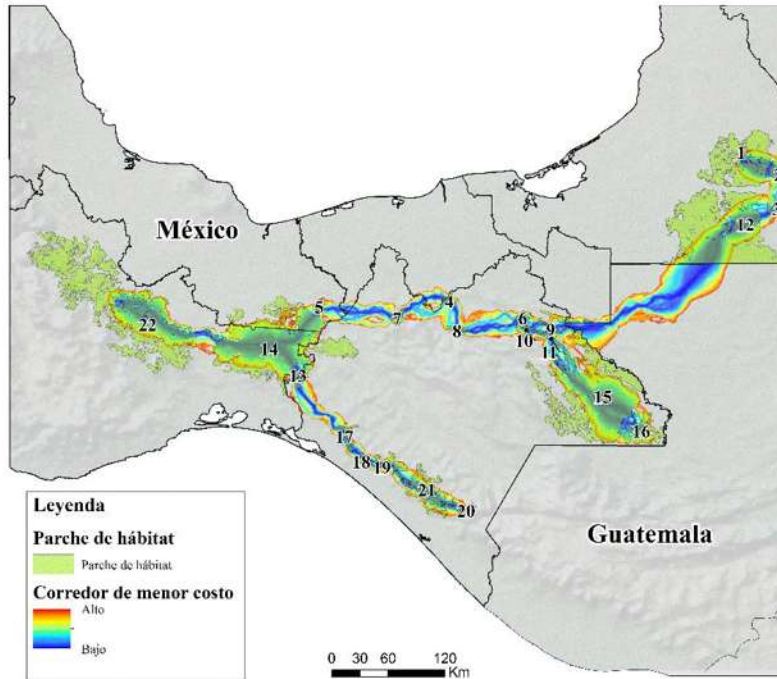
El ámbito de variación de los valores del modelo de calidad del hábitat fue de 328 a 1023 (media =  $686.33 \pm 124.68$ ). El área total del hábitat óptimo para el tapir representa el 15.6% del área de estudio en México (74,383 km<sup>2</sup>). Cerca del 31 % de la superficie del hábitat óptimo se encuentra bajo alguna categoría de protección (17% bajo protección federal, 5% estatal y 9% comunitaria). Además, de esta superficie óptima se identificaron 22 parches de hábitat. El área total de los parches fue de aprox. 33,679 km<sup>2</sup> (45.28 % del hábitat óptimo). Los parches de mayor tamaño se localizan en la región de la Sierra Norte de Oaxaca (#22, con 6,274.3 km<sup>2</sup>), en la región de la Selva Zoque (#14, con 6,376.69 km<sup>2</sup>), Calakmul (#2, con 6,365.95 km<sup>2</sup>), y en la Lacandona (#15, con 6,274.26 km<sup>2</sup>) (Figura 3). Por otro lado, las zonas que presentan una mayor resistencia al movimiento del

tapir se localizan en la Depresión Central y los Altos de Chiapas, así como en la mayor parte del estado de Tabasco y Puebla (Figura 3).

*Corredores de menor costo.* Se identificaron 21 corredores de menor costo entre los 22 parches de hábitat óptimo (Figura 4). La distancia euclidiana (Euc) media fue de 61.9 km (Min= 12.38 km y Max= 208.94 km, DE= 46.98 km), la media de la distancia de la ruta de menor costo (LCP) de 70.29 km (Min= 13.66 km y Max= 245.17 km, DE= 55.05 km), y la media de la distancia ponderada por el costo (DC) de 1,017.602 km ponderados (Min= 245 y Max= 3,230.9, DE= 720.78).



**Figura 3.** a) Modelo de calidad del hábitat e identificación de parches óptimos, y b) modelo de resistencia. El factor de transformación  $c$  fue igual a 1. Los parches de hábitat están numerados de manera única para referencia.



**Figura 4.** Mapa de los corredores de menor costo en el paisaje. Las rutas de menor costo se representan en color amarillo

Los corredores con distancias más cortas son los que conectan los parches número 9 y 11 en la región de la Lacandona (Euc=12.38 km, LCP=13.66 km, DC=245) y 6 y 10 (Euc=14.4 km, LCP=16.13 km, DC=287.5), y entre los parches 18 y 19 en la Sierra Madre de Chiapas (Euc=25.68 km, LCP=28.4 km, DC=410), dentro de los límites de las áreas protegidas de El Triunfo y La Frailesca. Por otro lado, los corredores con los valores de distancias más altos son los que conectan los parches 9 y 12 (Euc= 208.94 km, LCP= 245.17 km, DC=3,230.9) entre la región de Calakmul con la Lacandona, y entre los parches número 13 y 17 (Euc= 79.51 km, LCP= 98.6 km, DC= 2,227.98) que conectan la región de la Selva Zoque con la Sierra Madre de Chiapas. De acuerdo con el índice de calidad del enlace, la resistencia media al movimiento del tapir fue elevada en todos los corredores ( $15.5 \pm 4.4$ ). El índice fue menor entre los parches 5 y 14 (7.86) en la Selva Zoque, y mayor entre los parches 13 y 17 (22.6) que conecta la Selva Zoque con la Sierra Madre de Chiapas (Tabla 1).

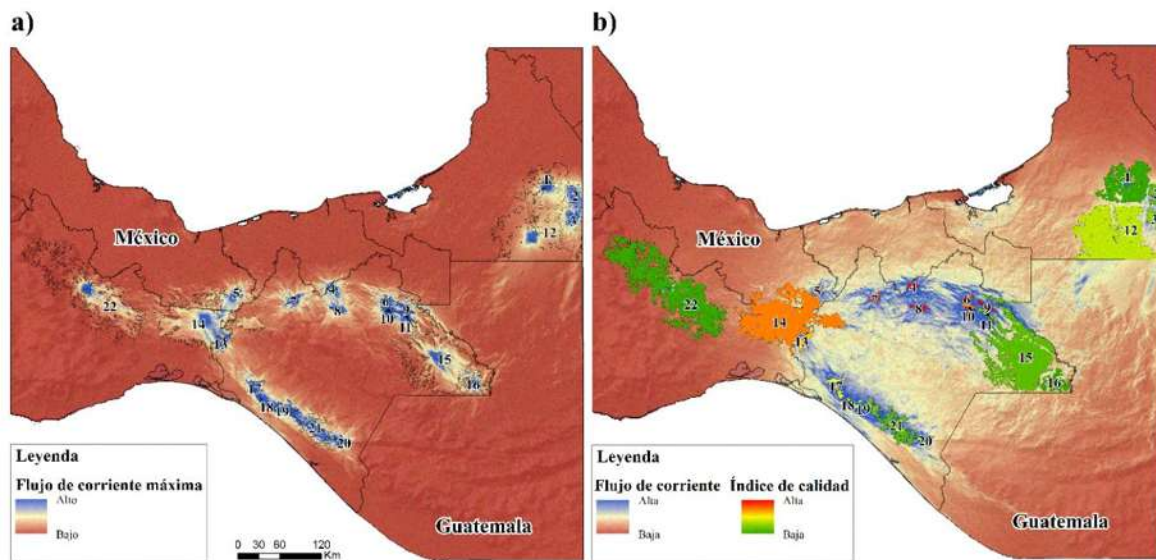
Tabla 1. Características de los 21 corredores de menor costo identificados en el área de estudio.

Parche de hábitat 1	Parche de hábitat 2	Distancia Euclidiana (km)	Distancia de la ruta de menor costo (LCP; km)	Distancia ponderada por el costo (km)	Índice de calidad del enlace
1	2	45.41	49.04	879.55	17.94
2	3	34	35.64	716.46	20.1
3	12	66.02	71.40	1289.58	18.06
4	7	57.22	67.52	1293.95	19.17
4	8	31.68	35.36	729.81	20.64
5	7	83.34	92.84	1589.87	17.13
5	14	61	69.16	543.61	7.86
6	8	70.69	78.98	1749.24	22.15
6	10	14.4	16.13	287.5	17.82
9	10	25.86	32.25	526.81	16.34
9	11	12.38	13.66	245	17.94
9	12	208.94	245.17	3230.9	13.18
11	15	73.69	82.10	1015.36	12.37
13	14	43.80	45.74	434.52	9.5
13	17	79.51	98.6	2227.98	22.6
14	22	174.82	200.41	1676	8.36
15	16	66.80	74.13	603.84	8.15
17	18	35.07	40	637.11	15.93
18	19	25.68	28.4	410	14.45
19	21	47.69	52.20	679.56	13.02
20	21	41.86	47.45	602.92	12.71

*Mapas de flujo de corriente.* La probabilidad de movimiento de individuos de tapir entre pares de parches de hábitat es baja. La menor probabilidad de movimiento se localiza entre los pares de parches 12 y 15 y entre el 15 y 20, el primer par conecta la región de Calakmul con la Lacandona y el segundo la Lacandona con la Sierra Madre de Chiapas. Asimismo, a pesar de su cercanía la probabilidad de movimiento entre los parches 14 y 22 en Oaxaca es baja. Por otro lado, existen pocos sitios que concentren altas densidades de flujo de corriente entre los pares de parches de hábitat del tapir. Los más destacados se localizan en tres zonas diferentes: la primera, entre los

parches número 17 al 21 a lo largo del parteaguas de la Sierra Madre de Chiapas y que recorre las áreas protegidas de El Triunfo, La Fraileskana y La Sepultura; la segunda zona, se localiza en la región de la Selva Zoque conectando el parche 14 con los parches 5 y 13 en Oaxaca y Veracruz y la tercera zona en Calakmul entre los parches 1, 2, 3 y 12 (Figura 5).

El flujo de corriente acumulada fue mayor al oeste del área de estudio en la región de la Selva Zoque en Oaxaca, así como en la Lacandona y Sierra Madre de Chiapas (Figura 5). El menor flujo de corriente acumulada se localizó en la región de la Sierra Norte de Oaxaca, debido probablemente a que se localizan menos parches de hábitat. Además, el análisis de centralidad muestra que los parches más importantes para mantener la red global conectada son el 8 y 4 en la Sierra Norte de Chiapas y el 14 en la Selva Zoque. (Figura 5).



**Figura 5.** a) Flujo de corriente máxima usado para estimar la conectividad del hábitat del tapir y b) Flujo de corriente acumulada usado para estimar la conectividad para tapires a través de toda la red de

parches de hábitat y modelo de centralidad aplicado a los parches de hábitat. Los parches de hábitat están numerados de manera única para referencia.

## **Discusión**

Al combinar el conocimiento experto y un modelo empírico de distribución potencial del tapir, pudimos identificar áreas con alta probabilidad de mantener un hábitat óptimo para la especie en el sureste de México. Cada método de estimación del hábitat de las especies y de la resistencia del paisaje tiene sus propias limitaciones, por lo que es valioso usar múltiples métodos y conjuntos de datos independientes para hacer inferencias más fuertes y producir resultados más consistentes (Zeller et al. 2012; Cushman et al. 2013). Asimismo, aplicando métodos de menor costo y de circuitos localizamos zonas prioritarias para la conservación del tapir en términos de su importancia para mantener el movimiento de individuos entre parches de hábitat.

Encontramos que el hábitat óptimo representa apenas el 15.6% de la superficie del área de estudio. La mayor parte de este hábitat se localiza en: i) la región de la Selva Zoque, ii) la Lacandona, iii) la Sierra Madre de Chiapas, y iv) Calakmul. Trabajos anteriores han reconocido a estas áreas como prioritarias para la conservación del tapir en México (Naranjo 2009; Mendoza et al. 2013; Schank et al. 2015). Asimismo, la presencia de tapir ha sido confirmada en estas áreas mediante registros recientes de huellas e imágenes de fototrampeo (Lira-Torres et al. 2014; Carbajal-Borges et al. 2014; Naranjo et al. 2015).

Cerca del 22% de la superficie de hábitat óptimo del tapir se encuentra bajo algún esquema de protección federal y estatal en México. Los parches que se localizan en la Sierra Norte de Chiapas son los más desprotegidos. Esta zona ha sido fuertemente deforestada por la actividad ganadera y agrícola, desarrollando una tendencia de empobrecimiento y agotamiento de recursos (Ochoa-Gaona y González-Espinosa 2000). Sin embargo, la superficie bajo protección aumenta al considerar el hábitat óptimo dentro de áreas protegidas comunitarias (31%), las cuales se localizan



principalmente en el estado de Oaxaca. Estudios previos destacan la importancia de esta alternativa de conservación de la biodiversidad en el sureste de México, mientras se respetan los derechos y responsabilidades de las comunidades indígenas en el cuidado de los recursos (Martin et al. 2010; Muench y Martínez-Ramos 2016).

Por otro lado, parece existir una gran resistencia al movimiento de individuos de tapir a lo largo de la zona de estudio debido a la fuerte antropización del paisaje. La mayor resistencia se localiza en la depresión central y los altos de Chiapas, gran parte del estado de Tabasco, Veracruz, Puebla y Yucatán, así como la región del Istmo en Oaxaca. Como otras regiones de México, estas zonas han sido afectadas por la deforestación y fragmentación, debido a la colonización de nuevas tierras, la expansión de la agricultura, la ganadería y los pastizales, además de la construcción de carreteras (Bray y Klepeis 2005; Díaz-Gallegos et al. 2010). Estudios previos indican que más de un 60 % de las selvas y bosques tropicales se han perdido desde la década de los 70s en los estados de Chiapas, Tabasco y zonas de Veracruz (Cuarón 1991; Gómez et al. 2013; López-Barrera et al. 2014). Asimismo, Naranjo et al. (2015) determinaron que a lo largo del sureste de México las principales amenazas para la conservación del tapir son la deforestación, fragmentación, incendios, cacería, y enfermedades transmitidas por el ganado.

No obstante, los altos niveles de resistencia, se logró identificar 22 parches de hábitat óptimos. Al igual que otros estudios, los parches se asociaron a sitios con menor perturbación humana, terreno poco accidentado, con buena cobertura vegetal y cuerpos de agua (Naranjo y Cruz 1998; Reyna-Hurtado y Tanner 2005; González-Maya et al. 2009). Asimismo, se identificaron 21 corredores de menor costo que conectan los 22 parches de hábitat. Estos corredores ofrecen una visión de las rutas funcionalmente menos costosas para el movimiento de individuos en el paisaje desde la fuente designada hasta el destino (Adriaensen et al. 2003). Además, debido a la fragmentación del hábitat los corredores representan una guía base para focalizar los programas de restauración del hábitat (Hilty et al. 2006). En general, los 21 corredores mantienen pobres

condiciones para el movimiento de individuos de tapir debido a las elevadas distancias de las rutas que unen los parches de hábitat. Sin embargo, se han reportado ámbitos hogareños para el tapir de hasta 39.9 km<sup>2</sup> y desplazamientos de 10.5 km en México (Reyna-Hurtado et al. 2016), por lo que movimientos de individuos entre parches cercanos son posibles si estos usan parches de hábitat óptimos de menor tamaño o parches sub óptimos como “stepping stones”. Los “stepping stones” son particularmente importantes para mantener eventos de dispersión a lo largo de grandes distancias, reduciendo el aislamiento de parches de hábitat de mayor tamaño (Saura et al. 2014).

Las métricas derivadas del análisis de corredores de menor costo coinciden con los mapas de corriente máxima. Los corredores de mejor calidad y mayor probabilidad de movimiento de individuos o pinch points se localizan en 3 grandes zonas probablemente debido a la distancia relativamente corta y también a la continuidad de la cobertura forestal madura entre los parches. La primera zona se localiza a lo largo de la Sierra Madre de Chiapas conectando seis parches de hábitat óptimo. Los parches se encuentran en su mayoría dentro de cuatro áreas protegidas contiguas en la sierra: La Frailescana, La Sepultura, El Triunfo y Pico el Loro-Paxtal. La segunda zona se localiza en la selva zoque entre los parches de los Chimalapas en Oaxaca y el municipio de Uxpanapa, Veracruz y entre los parches de la selva zoque y la Sierra Norte de Oaxaca. En esta región los parches de hábitat se encuentran bajo protección principalmente en las áreas protegidas comunitarias Santa María Chimalapa, Santa Miguel Chimalapa, Santa María Guienagati y Guevea de Humboldt. Finalmente, la tercera zona se localiza en la Lacandona en Chiapas, un sitio prioritario para la conservación del tapir debido a su gran extensión y buena calidad de hábitat (Naranjo et al. 2015).

La distribución espacial de los pinch points y los corredores de menor costo coincide parcialmente con el Corredor Biológico Mesoamericano para México, propuesto desde el 2002, sin embargo, a pesar de los esfuerzos de conservación dentro de este corredor, grandes porciones de hábitat se han transformado (Díaz-Gallegos et al. 2008; Ramírez-Mejía et al. 2011). En este sentido,

el desarrollo de corredores de menor costo alternativos y mapas de flujo de corriente para una o más especies con grandes ámbitos hogareños como los mamíferos herbívoros de talla grande, puede ayudar a focalizar de manera más eficiente los esfuerzos de conservación y restauración de áreas con menor costo de desplazamiento y de mayor probabilidad de movimiento.

A pesar de que existen características del paisaje que pueden facilitar el movimiento de tapires, la conectividad disminuye considerablemente entre los parches de hábitat de la Sierra Madre de Chiapas con la región de la Selva Zoque, y de la Lacandona con la Sierra Norte de Chiapas y Tabasco, volviéndose casi nula entre la Sierra Madre de Chiapas y la Lacandona. La principal causa es la fuerte antropización de la matriz intermedia de estas zonas, consecuencia de una gran incidencia de incendios, elevada cantidad de asentamientos humanos, baja cobertura vegetal y carreteras de administración federal y estatal, tal es el caso de las carreteras estatales #230 y #193 y la federal #190 que constituyen una de las principales barreras para el movimiento de tapires entre los parches de hábitat de la Sierra Madre de Chiapas y la Selva Zoque.

Desafortunadamente, resulta difícil comparar nuestros resultados con otros estudios debido a que son pocos los trabajos publicados que han analizado la conectividad del hábitat del tapir en México y Guatemala. Mendoza et al. (2013) identificaron corredores de menor costo para tapir en México usando el porcentaje de cobertura forestal como modelo de resistencia y criterio de selección para trazar las rutas de los corredores. Al igual que nuestro estudio, la menor conectividad se localiza entre la Sierra Madre de Chiapas y la región de la Selva Zoque y de esta con la Lacandona. Además, identifica un corredor potencial entre la Sierra Madre de Chiapas y la Lacandona, pasando por el norte de Guatemala, debido a que en México el área entre ambas zonas está fuertemente deforestada y fragmentada. Contrario a esto, nuestro análisis no identifica un corredor de menor costo entre la Sierra Madre de Chiapas y la Lacandona. Esta diferencia se debe a que nuestro modelo de resistencia además de utilizar la cobertura forestal, combina un modelo de distribución potencial y 8 variables asociadas al hábitat del tapir y a sus amenazas potenciales

delimitando de mejor manera las áreas que ofrecen una mayor y menor resistencia al movimiento de individuos. De esta manera, a pesar de que puede existir un buen porcentaje de cobertura forestal, si se consideran las otras variables de nuestro modelo principalmente las asociadas a las amenazas potenciales, el costo de desplazamiento es muy elevado y la probabilidad de conectividad es casi nula entre estas dos zonas tanto en México como en Guatemala. Al igual que García y Leonardo (2016) y García et al. (2011), los remanentes de hábitat del tapir en Guatemala y su mayor conectividad se localizan al norte del país colindante con la zona de la Lacandona y Calakmul en México y bajo protección en la Reserva de Biosfera Maya (Noroeste y Este) y la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas. Asimismo, Rabinowitz y Zeller (2010) identificaron corredores de menor costo para el jaguar (*Panthera onca*) en América, los corredores identificados en México que conectan la región de los Chimalapas, la Lacandona y la Sierra Norte de Oaxaca son similares a los identificados en este estudio para tapir. También, identifica la zona sur y centro de Guatemala como un área de alta resistencia al movimiento de la especie.

Finalmente, el análisis de centralidad y el mapa de flujo de corriente acumulada indican que la región de la Selva Zoque es clave para mantener conectada la red completa de parches de hábitat de tapir en el sureste de México. La pérdida de este fragmento implicaría la desconexión de las poblaciones que se localizan al sur en la Sierra Madre de Chiapas y al norte en la Lacandona. En años recientes, esta región ha sido considerada prioritaria para la conservación del tapir debido a las altas abundancias registradas, y a la gran extensión de hábitat que mantiene (Lira-Torres et al. 2014; Naranjo et al. 2015). Sin embargo, debido principalmente al aumento de la deforestación, incendios forestales y cacería, también es una de las áreas de mayor riesgo para las poblaciones de tapir en el sureste de México (Naranjo et al. 2015).

Al combinar diferentes enfoques metodológicos fue posible identificar parches de hábitat de elevada calidad y realizar un análisis completo de la conectividad de estos parches de hábitat. La información derivada permitió identificar corredores de menor costo, conexiones de hábitat crítico

en donde la probabilidad de movimiento de individuos es elevada y parches de hábitat claves para mantener la conectividad en la red. Estas conexiones y corredores pueden servir como referencia para focalizar de mejor manera los esfuerzos de conservación, restauración del hábitat y programas para el desarrollo sustentable de las comunidades locales. Futuros estudios serán necesarios para corroborar la presencia de tapir en los parches de hábitat donde no se ha registrado, así como analizar la viabilidad de sus poblaciones si es el caso. Además, deberán evaluarse el efecto que tienen amenazas tales como el cambio climático, el cambio de uso de suelo y la defaunación sobre la conectividad del hábitat del tapir, y para generar modelos que puedan incluir otras especies con requerimientos de hábitat similares.

## **Referencias**

Adriaensen F, Chardon JP, De Blust G, Swinnen E, Villalba S, Gulinck H, Matthysen E (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and urban planning*, 64(4), 233-247

Arriaga L, Espinoza JM, Aguilar C, Martínez E, Gómez L, Loa E (2000). Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México, D.F.

Bray DB, Klepeis P (2005) Deforestation, forest transitions, and institutions for sustainability in Southeastern Mexico, 1900-2000. *Environment and History* 11(2): 195-223

Brown JL (2014) SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 5(7): 694–700

Broxton PD, Zeng X, Sulla-Menashe D, Troch PA (2014) A Global Land Cover Climatology Using MODIS Data. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 53(6): 1593-1605

Camargo-Sanabria AA, Mendoza E (2016). Interactions between terrestrial mammals and the fruits of two neotropical rainforest tree species. *Acta Oecologica* 73: 45-52.

Carbajal-Borges JP, Godínez-Gómez O, Mendoza E (2014) Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science* 7 (1): 100-114.

Cardillo M, Mace GM, Jones KE, Bielby J, Bininda-Emonds ORP, Sechrest W, Orme CDL, Purvis A (2005) Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science* 309:1239-1241

Ceballos G, Ehrlich PR (2002) Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296:904–907

CONABIO (2015) Sistema de Alerta Temprana de Incendios. <http://incendios1.conabio.gob.mx>  
Accessed 10 September 2016

Correa CA, Mendoza ME, Pérez Salicrup DR, López Granados E (2014) Identifying potential conservation areas in the Cuitzeo Lake basin, Mexico by multitemporal analysis of landscape connectivity. *Journal for Nature Conservation* 22: 424–435

Cuaron A (1991) Conservación de los Primates y sus Hábitats en el Sur de México. Masters Thesis, Sistema de Estudios de Posgrado, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

Cuervo-Robayo AP, Téllez-Valdés O, Gómez-Albores MA, Venegas-Barrera CS, Manjarrez J, Martínez-Meyer E (2014) 'Precipitación anual en México (1910-2009)', escala: 1:1000000. Modificado por Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México

Cushman, SA, B McRae, F Adriaensen, P Beier, M Shirley, K Zeller (2013) Biological corridors and connectivity. In: Macdonald DW, Willis KJ (Eds) (2013). *Key Topics in Conservation Biology* 2, First Edition. John Wiley & Sons. pp. 384-404

Díaz-Gallegos JR, Mas JF, Velázquez A (2008) Monitoreo de los patrones de deforestación en el Corredor Biológico Mesoamericano, México. *Interciencia* 33(12): 882–890

Díaz-Gallegos JR, Mas JF, Velázquez A (2010) Trends of tropical deforestation in Southeast Mexico. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31(2): 180–196

Dickson, BG, GW Roemer, BH McRae, Rundall JM (2013) Models of regional habitat quality and connectivity for Pumas (*Puma concolor*) in the Southwestern United States. *PLoS ONE* 8:e81898. doi:10.1371/journal.pone.0081898

DiMiceli CM, Carroll ML, Sohlberg RA, Huang C, Hansen MC, Townshend JRG (2011) Annual Global Automated MODIS Vegetation Continuous Fields (MOD44B) at 250 m Spatial Resolution for Data Years Beginning Day 65, 2000 - 2010, Collection 5 Percent Tree Cover, University of Maryland, College Park, MD, USA.

Dutta T, Sharma S, McRae BH, Roy PS, DeFries R (2016) Connecting the dots: mapping habitat connectivity for tigers in central India. *Regional Environmental Change* 16 (Suppl 1): 53. doi:10.1007/s10113-015-0877-z

ESRI (2014) ArcGIS Desktop: Release 10.2. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute

Fernandez-Eguiarte A, Zavala-Hidalgo J, Romero R (2011) Atlas Climático Digital de México (versión 2.0). Centro de Ciencias de la Atmósfera. UNAM. Servicio Meteorológico Nacional, CONAGUA. <<http://uniatmos.atmosfera.unam.mx/>>

Galetti M, Dirzo R (2013) Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, 163:1–6

García M, Jordan C, O'Farril G, Poot C, Meyer N, Estrada N, Leonardo R, Naranjo E, Simons Á, Herrera A, Urgilés C, Schank C, Boshoff L, Ruiz-Galeano M (2016) *Tapirus bairdii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T21471A45173340. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T21471A45173340.en>. Downloaded on 28 January 2017.

García MJ, Leonardo R (2016) Clasificación del hábitat potencial del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii* Gill, 1865) para su conservación en Guatemala. *Therya* 7(1): 107-121

García MJ, Castillo F, Leonardo R (2011) Evaluación preliminar de la conectividad de hábitat para el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en Guatemala. The Newsletter of the IUCN /SSC Tapir Specialist Group 20:20-24.

García E (1998) 'Climas' (clasificación de Köppen, modificado por García), escala 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México

González-Maya J, Schipper J, Rojas-Jiménez K (2009) Elevational distribution and abundance of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) at different protection areas in Talamanca Region of Costa Rica The Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group 18: 29–35

Hernández IU, Ellis EA, Gallo CA (2013) Aplicación de teledetección y sistemas de información geográfica para el análisis de deforestación y deterioro de selvas tropicales en la región Uxpanapa, Veracruz. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica* 13: 1-24

Hijmans RJ, Phillips S, Leathwick J, Elith J (2016) Species Distribution Modeling 'dismo' R package. URL <http://rspatial.org/sdm/>



Hijmans RJ, van Etten J, Cheng J, et al. (2016) Geographic Data Analysis and Modeling. R package. URL <http://cran.r-project.org/package=raster> INEGI (2016) Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/continuoelevaciones.aspx>. Accessed 24 December 2016

Hilty JA, Lidicker Jr WZ, Merenlender A (2006) Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press.

Kadoya T (2009) Assessing functional connectivity using empirical data. *Population Ecology* 51: 5-15.

Keeley, ATH, P Beier, J W. Gagnon. (2015) Estimating landscape resistance from habitat suitability: effects of data source and nonlinearities. *Landscape Ecol* 31:2151–2162

Kindlmann P, Burel F (2008) Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23: 879-890.

Krausman PR (1999) Some Basic Principles of Habitat Use. En: Launchbaugh KL, Sanders KD, Mosley JC (1999). *Grazing Behavior of Livestock and Wildlife*. Idaho, Moscow

Lira-Torres I, Briones-Salas M, Sánchez-Rojas G (2014) Abundancia relativa, estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del tapir centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la Selva de Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Rev. Biol. Trop.* 62 (4): 1407-1419

Lira-Torres I, Galindo-Leal C, Briones-Salas M (2012) Mamíferos de la Selva Zoque, México: riqueza, uso y conservación. *Rev. Biol. Trop.* 60 (2): 781-797

López H (2010) Effect of connectivity loss on cloud forest medium-sized mammals diversity in the upper basin of La Antigua river, Veracruz (PhD thesis). Instituto Nacional de Ecología A.C.

- López-Barrera F, Manson RH, Landgrave R (2014) Identifying deforestation attractors and patterns of fragmentation for seasonally dry tropical forest in central Veracruz, Mexico. *Land Use Policy*, 41, 274-283.
- March, J, Naranjo E (2005) Tapir: En: Ceballos, G, Oliva G (2005) *Los mamíferos silvestres de México*. – Fondo de Cultura Económica, México D.F., pp.496-497
- Martin GJ, Camacho CI, Del Campo CA, Anta S, Chapela F, González MA (2011) Indigenous and community conserved areas in Oaxaca, Mexico. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 22(2), 250-266.
- McRae BH (2006) Isolation by resistance. *Evolution* 60:1551-1561.
- McRae B, Kavanagh DM (2011) Linkage Mapper connectivity analysis software. The Nature Conservancy, Fort Collins
- McRae BH, Dickson BG, Keitt TH, Shah VB (2008) Using circuit theory to model connectivity in ecology and conservation. *Ecology* 10: 2712-2724.
- Mendoza E, Fuller TL, Thomassen HA, Buermann W, Ramírez-Mejía D, Smith TB (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: 35–47.
- Morrison JC, Sechrest W, Dinerstein E, Wilcove DS, Lamoreux JF (2007) Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy*, 88:1363-1380
- Muench C, M. Martínez-Ramos. (2016) Can community-protected areas conserve biodiversity in human-modified tropical landscapes? The case of terrestrial mammals in southern Mexico. *Tropical Conservation Science* (1): 178-202

Naranjo, EJ, Amador-Alcalá SA, Falconi-Briones FA, Reyna-Hurtado RA (2015) Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6 (1): 227-249

Naranjo EJ, et al. (2015) Coordinación de Esfuerzos para la Conservación del Tapir en Oaxaca y Chiapas. Informe final Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP).

Naranjo EJ (2009) Ecology and Conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science*, 2:140-158

Naranjo, EJ, Cruz E (1998) Ecología del tapir (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 73: 111-125.

Newbold T, et al. (2016) Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353 (6296): 288-291

O'Farrill G, Gauthier Schampaert K, Rayfield B, Bodin O, Calmé S, et al. (2014) The Potential Connectivity of Waterhole Networks and the Effectiveness of a Protected Area under Various Drought Scenarios. *PLoS ONE* 9(5): e95049. doi:10.1371/journal.pone.0095049

O'Farrill G, Galetti M, Campos-Arceiz A (2013) Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative zoology* 8(1): 4-17.

Ochoa-Gaona S, González-Espinosa M (2000) Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography* 20: 17-42

Owen-Smith N (1988) Megaherbivores: the influence of very large body size on ecology. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Pardini R, Bueno AdA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP (2010) Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. PLoS ONE 5 (10): e13666. doi:10.1371/journal.pone.0013666

Peterson AT, Papeş M, Soberón J (2008) Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. Ecological modelling 213(1): 63-72.

Phillips SJ, Dudík M, Schapire RE (2017) [Internet] Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.0). Available from url: [http://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent/](http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/).

Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological modelling 190: 231-259.

R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Rabinowitz A, Zeller KA (2010) A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. Biological conservation 143(4): 939-945.

Ramírez-Mejía D, Cuevas G, Mendoza E (2011) Escenarios de cambio de cobertura y uso del suelo en el corredor biológico mesoamericano-México. Conference: SELPER 2011

Reyna-Hurtado R, Sanvicente-López M, Pérez-Flores J, Carrillo-Reyna N, Calmé S (2016) Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya Forest. *Therya*, 7(2): 271-276.

Reyna-Hurtado R, Tanner GW (2005) Habitat Preferences of Ungulates in Hunted and Nonhunted Areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37: 676-685

Ripple WJ, et al. (2015). Collapse of the world's largest herbivores. *Sci. Adv.* 1:e1400103

- Ripley B, Venables B, Bates DM, Hornik K, Gebhardt A, Firth D (2015) Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS. R package. URL <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>
- Román-Cuesta RM, Martínez-Vilalta J (2006) Effectiveness of Protected Areas in Mitigating Fire within Their Boundaries: Case Study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* 20(4): 1074–1086
- Román-Cuesta RM, Retana J, Gracia M (2004) Fire trends in tropical Mexico: a case study of Chiapas. *Journal of Forestry* 102(1): 26–32
- Rzedowski, J (1978) *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Saura S, Bodin Ö, Fortin MJ (2014). EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology* 51(1): 171-182.
- Schank C, et al. (2015) Integrating current range-wide occurrence data with species distribution models to map the potential distribution of Baird's Tapir. *Tapir Conservation, the Newsletter of the IUCN /SSC Tapir Specialist Group* 24(33): 15-25
- Staddon P, Lindo Z, Crittenden PD, Gilbert F, Gonzalez A (2010) Connectivity, non-random extinction and ecosystem function in experimental metacommunities. *Ecology Letters* 13: 543–552
- Taylor PD; Fahrig L, With K (2006) Landscape connectivity: A return to basics. En: Crooks KR, Sanjayan M (editors) (2006) *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press
- Wallach AD, Ripple WJ, Carroll SP (2015) Novel trophic cascades: Apex predators enable coexistence. *Trends Ecol Evol* 30(3):146–153.
- Zeller KA, McGarigal K, Whiteley AR (2012) Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* 27(6): 777-797.

## Apéndices

**Apéndice 1.** Base de datos de presencia de tapir usada para el entrenamiento y evaluación del modelo de distribución potencial

Datos de presencia para entrenamiento del modelo	
Longitud	Latitud
-90.9297	15.8685
-90.9266	16.84856
-90.6163	15.82407
-90.371	17.22579
-90.3605	16.3203
-90.2972	16.44859
-90.1679	16.41186
-90.0652	16.51635
-90.0579	17.43658
-89.9946	17.58115
-89.9911	15.10455
-89.8943	17.76823
-89.88	16.29212
-89.8422	17.09363
-89.7812	17.23741
-89.7706	17.34696
-89.6082	17.20253
-89.4247	17.1042
-89.3598	16.4029
-89.2796	16.4465
-89.7963	17.8178
-91.3674	17.23617
-90.547	17.246
-93.0463	15.833917
-93.5906	16.911028
-90.9014	16.158444
-94.0367	17.204444
-94.3765	17.251694
-94.2166	17.134277
-94.6154	16.873292
-96.0762	17.262289
-92.8075	15.6569
-91.0833	16.7167
-93.5906	16.21

-93.9258	16.3625
-93.5586	16.8528
-91.3667	16.8
-91.1536	16.8306
-91.05	16.55
-90.9167	16.4
-96.1797	17.5561
-90.8994	16.2864
-91.3038	16.9019
-93.6333	16.9889
-94.3556	17.1611
-94.7883	17.1664
-96.4728	17.3275
-96.0325	17.6328

---

Datos de presencia para evaluación del modelo

---

Longitud	Latitud
-89.8793	18.644861
-89.8854	18.645639
-89.8897	18.651583
-89.8912	18.651583
-89.8719	18.319275
-89.7475	18.184509
-89.8578	18.306702
-93.0463	15.833917
-93.0423	15.838222
-93.0417	15.859833
-93.0473	15.866278
-93.0515	15.83025
-93.035	15.833997
-93.0431	15.837278
-93.5906	16.911028
-90.9014	16.158444
-90.9152	16.164583
-90.9138	16.168936
-90.9141	16.161861
-90.8966	16.149972
-90.8237	16.125136
-90.8255	16.124903
-90.8131	16.120556
-90.8131	16.120433
-90.8843	16.129483
-90.8884	16.118161

-90.8286	16.13915
-90.8177	16.120053
-90.8233	16.12
-90.8203	16.123056
-90.8195	16.12185
-90.8204	16.120953
-90.826	16.127447
-90.8205	16.120953
-94.0367	17.204444
-94.0461	17.198056
-94.0354	17.212778
-94.0353	17.205278
-94.0356	17.203917
-94.3765	17.251694
-94.3967	17.238333
-94.3891	17.249111
-94.3889	17.249417
-94.0301	17.206667
-94.036	17.212222
-94.0414	17.200278
-94.2166	17.134277
-94.2221	17.12207
-94.2176	17.133484
-94.217	17.118286
-94.2171	17.118103
-94.2168	17.118896
-94.2027	17.133484
-94.2271	17.137878
-94.2246	17.134277
-94.2224	17.12207
-94.2193	17.124512
-94.2177	17.124512
-94.2201	17.141296
-94.2229	17.14093
-94.1962	17.149208
-94.1943	17.151511
-94.6154	16.873292
-94.6164	16.876794
-96.0762	17.262289
-96.0758	17.261128
-96.0754	17.261611
-92.7904	15.641



**Apéndice 2.** Categorías de cobertura/uso del suelo usadas en el modelo de distribución potencial

Categoría de cobertura/uso del suelo	Descripción
Bosque	Evergreen Needle leaf Forest, Evergreen Broadleaf Forest, Deciduous Needle leaf Forest, Deciduous Broadleaf Forest, Mixed Forests
No Bosque	Closed Shrublands, Open Shrublands, Woody Savannas, Savannas, Grasslands, Permanent Wetland, Barren or Sparsely Vegetated
Antrópico (Asociado a usos humanos)	Croplands, Urban and Built-Up, Cropland/Natural Vegetation Mosaic
Agua	Water

**Apéndice 3.** Variables del hábitat y clases asociadas usadas, así como la media truncada de los valores definidos por el grupo de expertos en función de su importancia para la supervivencia del tapir.

Características del paisaje	
Elevación (m)	Media
0-500	100
501-1000	93
1001-1500	88
1501-2000	85
2001-2500	75
2501-3000	58
3001-3500	43
>3500	13
Pendiente	
0-10°	98
10-20°	93
20-30°	70
30-40°	55
Distancia a corriente de agua (m)	
0-1000	100
1000-2000	100
2000-3000	95
3000-4000	78
4000-5000	63
5000-6000	55
6000-7000	40
7000-8000	33
>8000	20
Porcentaje de cobertura forestal	
10	18
20	19
30	21
40	33
50	50
60	68
70	88
80	93

90	88
100	85
Amenazas potenciales al hábitat del tapir	
Distancia a carretera (m)	Calidad
0-500	10
500-1000	23
1000-1500	65
1500-2000	78
2000-2500	83
2500-3000	83
3000-3500	90
>3500	95
Distancia a poblados (m)	
0-500	18
500-1000	35
1000-1500	63
1500-2000	90
2000-2500	95
2500-3000	98
>3000-3500	100
Densidad de población (habitantes/km <sup>2</sup> )	
0	100
50	78
100	55
150	40
200	30
>200	23
Densidad de puntos de calor(puntos/km <sup>2</sup> )	
0.01	93
0.04	90
0.08	77
0.1	70
>0.1	60

# CAPITULO II

A MULTIFACTORIAL ANALYSIS OF THREATS AFFECTING  
PROTECTED AREAS IN A KEY AREA FOR THE MAINTENANCE OF  
TAPIR HABITAT IN SOUTHEAST MEXICO

UN ANÁLISIS MULTIFACTORIAL DE LAS AMENAZAS QUE  
AFECTAN A LAS ÁREAS PROTEGIDAS EN UN AREA CLAVE PARA  
EL MANTENIMIENTO DEL HABITAT DEL TAPIR EN EL SURESTE DE  
MÉXICO

**A multifactorial analysis of threats affecting protected areas in a  
key area for the maintenance of tapir habitat in Southeast Mexico**

Oscar Godínez-Gómez<sup>1</sup>, Jean-François Mas<sup>2</sup>, Cody Schank<sup>3,4</sup>, Eduardo Mendoza<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Análisis y Conservación de la Biodiversidad - Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Avenida San Juanito Itzicuaró s/n., Colonia Nueva Esperanza. Morelia, Michoacán, C. P. 58337, México.

<sup>2</sup> Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, C.P. 58190, Morelia, Michoacán, tel. (443) 322 38 35

<sup>3</sup> Department of Geography and the Environment, University of Texas at Austin, Austin, TX 78712

<sup>4</sup> Global Wildlife Conservation, Austin, Texas, United States of America

\*Corresponding author E-mail: mendoza.mere@gmail.com, Phone and fax: +52 (443) 327-2350 and 327-2351

## **Abstract**

The establishment of protected areas (PA's) is one of the main strategies for protection of large-bodied wildlife; however, the viability of PA's may be compromised by the threats resulting from human activity. We analyzed the spatial distribution of deforestation patterns between 1986 and 2015, the human density, incidence of fires, and mining activities in four PA's of the Sierra Madre of Chiapas ridge, a key region for the maintenance of Baird's tapir habitat, and surrounding areas: Cordón Pico Loro-Paxtal (CPL), El Triunfo Biosphere Reserve (ETBR), La Sepultura Biosphere Reserve (SEBR) and La Frailesca (LF). Finally, we integrated different threats in a Human Pressure Index (HPI). We found that by 1986 about 44% of the study area had already been deforested. Tropical deciduous forest was the most affected (87% loss). The highest HPI occurred in two important areas for maintaining habitat connectivity, in the northern portion of the study area affecting 45% of the SEBR and in the southern affecting 89% of the CPL. The SEBR and LF were affected mainly by deforestation (35% and 13% lost, respectively) and fire incidence ( $> 0.18$  hot spots/km<sup>2</sup>). On the other hand, the ETBR and CPL presented lower deforestation but were affected by mining and population density ( $>32$  inhabitants/km<sup>2</sup>). These findings suggest a great variation in the intensity of threats between PA's therefore indicating that an independent analysis of these threats, in isolation, might generate a biased view of the conservation of tapir habitat in the Sierra Madre de Chiapas ridge.

Key words. Protected areas, deforestation, human density, fire incidence, mining activities, conservation prospects

## **Acknowledgments**

This study was supported by the project “Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) IN106114-3 -Análisis bayesiano aplicado- de la Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Nacional Autónoma de México”. We thank all the staff of the National Commission for Protected Areas (CONANP), the fellowships from the National Council of Science and Technology (CONACyT) and the Research Institute on Natural Resources and the Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. We would like to thank Richard Lemoine Rodríguez and Josué Israel Puc Sánchez for their contribution.

## Introduction

The impacts of human activities on biodiversity are of such magnitude that the present era is increasingly called the "Anthropocene" (Crutzen and Stoermer 2000; Dirzo et al. 2014). For example, vertebrate extinctions are estimated to be more than one hundred times higher than those occurring in pre-human times (Ceballos et al. 2015). Protected Areas (PA's) constitute one of the main strategies aimed at preserving biodiversity, but they are increasingly affected by human activities occurring in their interior or close vicinity, particularly in tropical regions (Laurance et al. 2012; Dewi et al. 2013). Thus, assessing their ability to meet their conservation goals has become a concern worldwide (Figuerola et al. 2011).

One of the most evident threats to PA's viability is deforestation. In a recent study, Spracklen et al. (2015) found that between 2000 and 2012, the forest in the vicinity of 73% of the 3,376 tropical and subtropical PA's was deforested at a rate equal to 0.1% /year or higher. Loss of forest also occurred in the interior of PA's with Asia undergoing the highest deforestation rate (0.25%/year), followed by Africa (0.1%/year), the Neotropics (0.1%/year) and Australasia (0.03%/year). Forest loss has received much attention due to its widespread impacts on biodiversity and because it can be directly measured, at different spatial and temporal scales, using satellite images and technologies whose accessibility has been greatly improved over the last years. However, it is increasingly evident that there is wealth of factors threatening PA's viability which can even have synergistic effects (Laurance et al. 2012). Such factors include fires, mining and in more general terms human population growth. Mining activity is associated with negative impacts on human and wildlife health caused by an increase in the pollution of air, land and water bodies (Akagi et al. 1995; Salomons 1995; MacMillan 1995; Rodrigues et al. 2004; Veiga et al. 2006; Swenson et al. 2011). Moreover, vegetation recovery tends to be very slow in areas affected by this activity (Peterson and Heemskerk 2001). On the other hand, it is estimated that in Central America approximately 2.5 million hectares of forest were affected by fires between 1997 and 1998 (Cochrane 2002). The risk of fires will likely rise due to global trends of temperature increase



(Flannigan et al. 2005). There is some debate regarding the direct link between deforestation and human population growth however, there is a clear evidence that shows an increase of invasive species presence and a decrease in the abundance of native species in association with population growth near tropical PA's (Jha and Bawa 2006; Luck 2007; Wittemyer et al. 2008; Aide et al. 2013). The comprehensive assessment of the potential of PA's to preserve biodiversity in the long-term requires to take into consideration the different threats affecting them. Nevertheless, magnitude of threats affecting PA's are usually assessed individually despite they operate simultaneously and even synergistically.

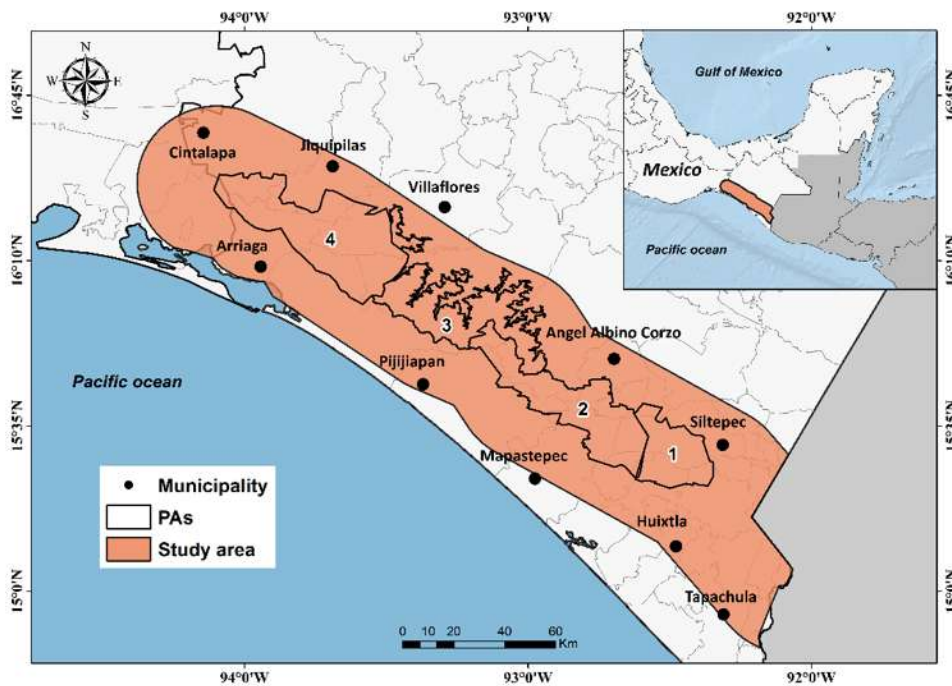
This study focuses on assessing the impact of a set of threats effecting four PA's located in the Sierra Madre Ridge of Chiapas (SMC). The SMC supports one of the largest remnants of Tropical Montane Cloud Forest in Mexico (CONABIO 2010). This forest is of great importance due to its high levels of biodiversity and endemism, particularly of plants and vertebrates and because of the ecosystem services it provides (e.g., those related to the water cycle; Challenger 1998 in CONABIO 2010). It is a globally and locally threatened ecosystem (Bruijnzeel et al. 2010; CONABIO 2010; Sánchez-Ramos and Dirzo 2014). Moreover, the SMC constitutes a key area in terms of the conservation of Baird's tapir habitat and populations, the largest terrestrial mammal that dwelling the neotropics and one of the most endangered species in México and Mesoamerica (Naranjo and Cruz 1999; Lira-Torres et al. 2004; Naranjo 2009; García et al. 2016). Specifically, we analyzed the spatial distribution of deforestation, mining activities, fires and human density in the PA's of the Sierra Madre of Chiapas and their influence zone. We integrate the potential impact of these threats using a human pressure index.

## **Methods**

### *Study area*

We defined a 30 km buffer starting from the top of the SMC ridge to include the entire area of the PA's plus a surrounding strip of unprotected land (total extent = 1,681,138 ha). The resulting polygon had the following extreme coordinates: 94°23'14.4'' - 92°3'26.2'' W and 14°48'15.8'' -

16°43'2.3" N and spanned across the following physiographic subprovinces: Istmo and coastal Plain of Chiapas and Guatemala, the Central Depression of Chiapas and Chiapas highlands (Figure 6). The altitude of the study area ranged between sea level and 4,081 m (INEGI 2016) and included numerous basins and narrow rivers on its Pacific side (e.g., Suichiate, Huehuetán and Pijijiapan) (González-Espinosa et al. 2005). Climate is temperate and humid, with an average annual temperature between 18 and 22 °C (García 1998; Rzedowski 2006). The average annual precipitation varies between 800 and 4500 mm (Cuervo-Robayo et al. 2014). The predominant vegetation types are pine-oak forests, tropical mountain cloud forest and tropical evergreen forest (INEGI 2013).



**Figure 6.** Location of the study area and focal protected areas: 1) Cordón Pico Loro-Paxtal, 2) El Triunfo Biosphere Reserve, 3) La Fraileskana and 4) La Sepultura Biosphere Reserve.

The four PA's located in the SMC are: 1) Cordón Pico Loro-Paxtal (CPL), 2) El Triunfo Biosphere Reserve (ETBR), 3) La Sepultura Biosphere Reserve (SEBR) and 4) La Fraileskana (LF) (Table 2). These PA's protect populations and habitat of several animal and plant species of high

ecological, economic and cultural importance, such as Baird's tapir (*Tapirus bairdii*), Central American red brocket deer (*Mazama temama*), collared peccary (*Pecari tajacu*), jaguar (*Panthera onca*), Geoffroy's spider monkey (*Ateles geoffroyi*). Likewise, they support populations of birds such as the horned guan (*Oreophasis derbianus*), resplendent quetzal (*Pharomachrus mocinno*) and the Cabanis's tanager (*Tangara cabanisi*) (Lira-Torres and Naranjo 2003). Only in the ETBR 2,990 plant species, 347 of which are endemic, have been recorded (Martínez-Camilo et al. 2012) and in a comparative study of tree diversity among cloud forests of Central America and Colombia this reserve was found to be the richest (Vázquez-García 1993).

**Table 2.** Characteristics of the protected areas in the Sierra Madre of Chiapas

	Extent (hectares)	Year of establishment	Protection Category
La Sepultura	192,734	1995	Biosphere reserve
El Triunfo	119,177.3	1990	Biosphere reserve
La Frailecana	181,350	1979	Forest Protection Zone
Cordón Pico el Loro-Paxtal	61,268.34	2000	Ecological Conservation Area

#### *Analysis of deforestation patterns in the SMC*

We used satellite images from the Landsat Thematic Mapper (TM5) year 1986, Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) year 2000 and Operational Land Imager (OLI) year 2015 to analyze changes in the landscape of the study area. Our study area was included in the following scenes (Path-Row): 21-49, 21-50 and 22-49 of the World Reference System (WRS-2). The selected images were acquired during the dry season (December-February) and have a low cloud coverage (< 5 %). All images were downloaded from the Earth Resources Observation and Science Center (EROS) using the Global Visualization viewer tool (GloVis, <http://glovis.usgs.gov/>) implemented by the United States Geological Survey (USGS).

Moreover, we downloaded the digital cartography of land use and vegetation Series IV (scale 1:250 000) for year 2007 elaborated by the National Institute of Statistics and Geography (INEGI). The Series IV map was created based on the photointerpretation of SPOT multispectral satellite images and validated through ground-truthing (Hernández et al. 2013). We simplified the legends used in the Series IV to have only 7 categories based on the criteria applied by Ramírez-Mejía et al. (2011) and Díaz-Gallegos et al. (2008) (Table 3).

**Table 3.** Land use and cover categories used to evaluate the deforestation processes in the Sierra Madre of Chiapas.

Land use/cover category	Description
Temperate Forest	Pine-oak forest and cloud forest
Tropical rainforest	Evergreen and subperennifolial forests, Deciduous and sub-deciduous forests
Secondary temperate forest	Herbaceous, shrub and arboreal stages of temperate forest secondary vegetation
Secondary Tropical rainforest	Herbaceous, shrub and arboreal stages of tropical rainforest secondary vegetation
Land use	Agricultural, livestock and forestry information, urban and human settlements
Other coverages	Palm grove, halophytic and gypsophile vegetation
Without apparent vegetation	Without apparent vegetation

The reclassified map of the Series IV was used as “base map” to classify the satellite images of 2000 following the method proposed by Mas and González (2015). First, we divided the 2000 Landsat images in spectrally homogeneous segments with a minimum area of 400 m<sup>2</sup> using the software Spring 5.3 ©. For each of these segments, we calculated the mean and standard deviation of the spectral indices of the multispectral Landsat bands using the Zonal statistics of ArcGis 10.2 ® software (ESRI 2014). Moreover, using the base map as reference we obtained the most frequently occurring land cover/use category value (i.e., majority) within each of the

segments. We estimated the probability of each segment to belong to a particular land cover/use category based on their spectral characteristics. Those segments which spectral response did not match any of the "typical" spectral responses of the land cover/use categories were classified as "outliers". We applied a decision tree (using the C5 classifier) to assign a category to these outlier segments (Mas et al. 2015). We used the program R (R Core Team 2016) to conduct these analyses. The final category of each outlier was determined by visual interpretation of a false-color composite of 2000 Landsat images enhanced with a panchromatic band ("Panchromatic Image Sharpening") using the SAGA GIS software (Conrad et al. 2015). We repeated this process but using the reclassified 2000 Landsat images as the base map to classify the satellite image of 1986 and 2015. For the visual interpretation of the resulting outliers we used high-resolution satellite images from Google Earth Pro server © (Google Inc 2015).

To assess the accuracy of the 2000 classification, we applied the method of Card (1982) and we used the 2005 Forest inventory plots from the National Forestry Commission (CONAFOR) as ground-truthing sites. We complement the analysis adding 50 sites gotten by a stratified random sample in not forest covers that were visually interpreted using high resolution satellite images of 2005 from Google Earth Pro server © (Google Inc 2015). To assess the accuracy of the 2015 map we carried out the visual interpretation of a stratified random sampling of 300 sites taken from high resolution satellite images from Google Earth Pro server © (Google Inc 2015) and we applied again the Card (1982) method to correct the bias related to the sampling. We quantified deforestation and regeneration occurred in the 1986-2000 and 2000-2015 periods using the "Determine transition matrix" tool of Dinamica EGO software (Soares-Filho et al. 2002). The rate of change (RC in percent) was calculated using the equation proposed by FAO (1996):

$$RC = \left( \left( \frac{A_2}{A_1} \right)^{\frac{1}{n}} - 1 \right) \times 100$$

Where  $A_1$  is the area of forest at time 1,  $A_2$  is the area of forest at time 2, and  $n$  is the number of years in the period evaluated. Moreover, we estimated the historical vegetation loss by

comparing the images classified with the map of potential vegetation 1: 4,000,000 produced by the National Commission for Knowledge and Use of Biodiversity (CONABIO) based on the National Atlas of Mexico edited by Rzedowski (1990). We conducted these calculations dividing our study area in two sections: lowlands (0-1000 m) and highlands (> 1000 m). The 1000 m cutoff roughly corresponds to the lower limit of distribution of the TMCF. To complement this analysis of deforestation, we downloaded a digital map with the values of the Deforestation Risk Index for the study region. This index was elaborated by the National Institute of Ecology and Climate Change (INECC) of Mexico to estimate the probability of deforestation based on a Von Thünen econometric model. It combines information on economic parameters and biophysical variables such as: level of population poverty, number of inhabitants of the nearest urban center, prices of maize and cattle, accessibility to localities and urban centers, maize yield, type of vegetation, altitude and slope which influence the profitability of the conversion of land to different land cover/uses (INECC 2013). For example, a reduced accessibility to urban centers (where regional markets are located) reduces the profitability to transform a forest to land destined to agricultural and livestock uses. Values of the index range from 0 to 1 however, to ease their interpretation values were divided in quintiles corresponding to the following categories: very low, low, medium, high and very high (INECC 2013).

#### *Mining activity distribution*

We compiled information regarding the geographical location of active mines. To locate potential mining activities, we also compiled mining concessions occurring in our study area. A mining concession gives his owner the right to explore, exploit and benefit from all substances that are located within the designated area for a period of up to 50 years. This information was obtained from two sources: 1) the catalog of mining concessions authorized by the Ministry of Economy (<http://catalogo.datos.gob.mx/dataset/concesiones-mineras-vigentes>), and 2) a 1: 1,000,000 scale map of mines and other geological features made by the INEGI (<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/geologia/infoescala.aspx>).

### *Hot spot distribution in the SMC*

We compiled, in a vector format, a geo-referenced database of hot spots (HS), which occurred during 2015 from the early fire warning system of CONABIO (<http://incendios1.conabio.gob.mx/>). This system identifies as a hot spot any heat source having an emission strong enough as to be detected by the MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) and VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) sensors. These hot spots can be caused by a variety of heat sources, however there is general agreement that they constitute a good indicator of fire occurrence (CONABIO 2015).

### *Human population distribution.*

We compiled information about the geographical location and population size of human settlements located within our study area according to the National Census of Population 2010 by the INEGI. These data were downloaded in vector format, from the Geographic Metadata catalog of CONABIO ([www.conabio.gob.mx/informacion/gis/](http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/)).

### *Processing of the information*

We integrated all the data into a geographical information systems using ArcGis 10.2 ®. The coordinate reference system used was WGS84 with a UTM Zone 15 projection and a 1.0 arc second spatial resolution (approximately 30 m). We applied a kernel density (KD) tool to calculate the density for each threat. The bandwidth was computed using the default search that is calculated based on the spatial configuration and number of input points (ESRI 2014). Also, we uploaded the 2015 land use classification and generated a raster showing Euclidean distances from the patches of mature forest.

### *Integration of threats in a human pressure index*

The raster values of the Euclidean distances and the densities of all the threats were transformed applying the "fuzzy membership tool" of ArcGis 10.2 and the diffuse linear membership function (ESRI 2014). This function applies a linear transformation to the input values and scale them to value between 0 to 1, where 0 is assigned to the lower input value and 1 to the higher. We used all

the data layers to calculate the human pressure index (HPI) applying the "fuzzy overlay tool" which sum the values of each pixel, across different data layers, and standardize them to a scale between 0 and 1, where values close to 1 indicate greater human pressure and values close to 0 indicate less human pressure. The resulting raster was classified into quantiles corresponding to the following categories: very low, low, medium, high and very high to facilitate its interpretation.

## **Results**

*Deforestation patterns.* By 1986 the study area had lost 737,536 hectares of forest corresponding to 44% of its original extent. The most affected vegetation types were the tropical deciduous and semi deciduous forests and the tropical rain forest which lost 87%, 59% and 60% of their extent, respectively (Appendix 1). Most of the deforestation was concentrated in the lowlands, which lost nearly 60% of their originally forested area. In contrast, the highlands, in which the TMCF occurs, lost 21% of its original forest cover during the same period.

On the other hand, the overall accuracy was estimated 90% for the 2000 map with the user and producer accuracies between 69 and 97%. While for the 2015 map the overall accuracy was of 89% and the user and producer accuracies were between 50 and 100%. Between 1986 and 2000 there was a loss of 16,017 ha or 4.51% of mature forest and 12,738 ha were regenerated (DR= -0.443% annually) for a net reduction of 3,279 ha. Moreover, 3,043 ha of secondary forest were also lost. In comparison, between 2000 and 2015 there was a loss of 16,612 ha (ca. 5% of the remaining mature forest) and 12,780 ha regenerated (DR= -0.202% annually) for a net reduction of 3,833 ha (Table 4 and Figure 7). A total of 12,187 ha of secondary forest were lost during this period. Deforestation concentrated on the northwestern and southeastern portions of the study area. The PA's more severely affected were the SEBR and the LF, which lost 16% and 15% of their original forest area, respectively.

An extent of 142,785 ha of forest was classified as having a high Risk of Deforestation Index whereas 142,947 ha had very high index values. Together, they accounted for approximately



32% of the forested in the study area. The PA's with the largest extent of forest under high and very high economic pressure to deforestation were the CPL with 12,672 ha (21% of its total area) and the SEBR with 14,724 ha (9% of its total area). In comparison, about 35% of the forests had a low or very low risk of deforestation. The ETBR stands out for having the largest extent of forest in the low risk of deforestation category ca. 94,455 ha (79% of its total area; Figure 8).



**Figure 7.** Change in forest cover in the study area in the periods 1986 - 2000 and 2000 - 2015 based on the analyses of Landsat images. Protected areas: 1) Cordón Pico Loro-Paxtal, 2) El Triunfo Biosphere Reserve, 3) La Frailescana and 4) La Sepultura Biosphere Reserve. Key: M=Mangrove, COF=Pine-oak forest, CF= Cloud forest, DTF= Deciduous tropical forest, ETF= tropical rain forest, SDTF= Sub deciduous tropical forest.

**Table 4.** Changes in the extent of vegetation cover categories due to human use land. The table shows loss or gain of cover in hectares by period and the total change in the PA's

Cover category	In the SMC			By 2015 in the Protected Areas			
	Extent in 1986	1986-2000	2000-2015	SEBR	FL	ETBR	CPL
Temperate Forest	341,994	-15,188	-15,926	-1,506	-2,250	-6,708	-1,067
Tropical rainforest	12,915	-829	-687	-545	-5	-175	*
Secondary forest	276,981	-22,110	-25,077	-1,264	+657	+4,038	+828
Secondary Tropical rainforest	257,640	-24,200	-28,636	+640.35	-162	+1,770	-334

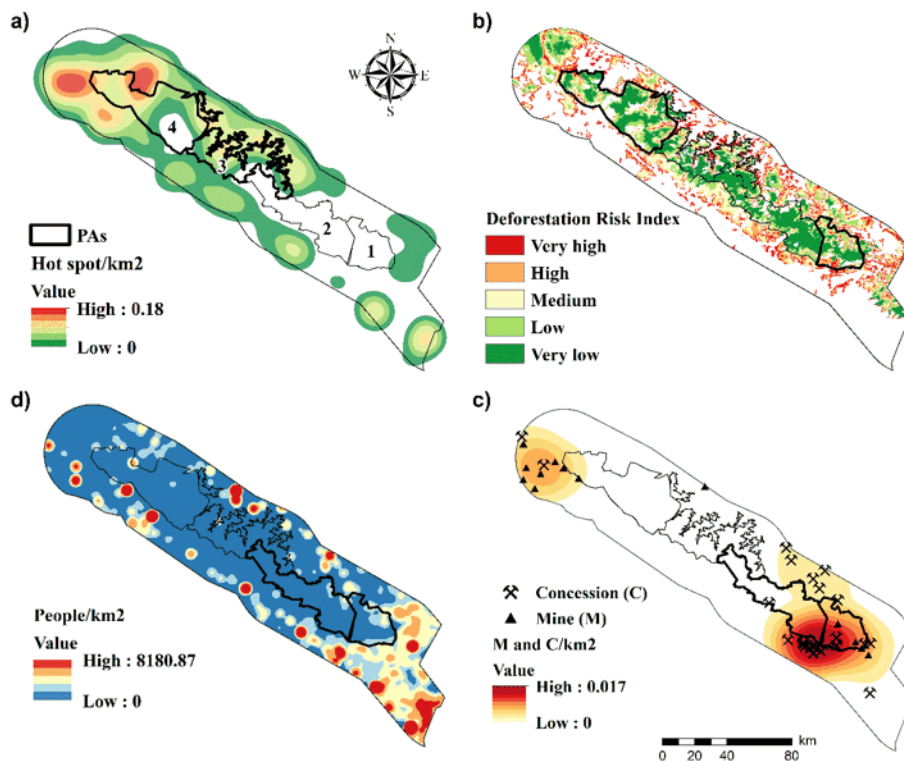
\* No such vegetation exists for the Protected Area

*Distribution of hot spots.* In 2015, a total of 983 hot spots were recorded in the study area. Most of them were associated with seasonal agriculture and pasture lands (19% and 32% of the records, respectively). All the PA's had at least one hot spot in their interior during 2015 and 49% percent of them occurred in pine forest. Forty percent of the hot spots were located at less than four km from the border of any of the PA's. The LF and the SEBR were the most affected PA's with about 0.18 hot spots/km<sup>2</sup> (Figure 8).

*Human population density.* A total of 6,238 human settlements were identified in the study area. The maximum population size for a human settlement was 202,672 people, the minimum was one and the mode value was four. The highest density in the study area (> 8 000 inhabitants/km<sup>2</sup>) occurred at the southern portion of the study. The PA's most affected were the ETBR and the CPL, with 136 and 142 human settlements, respectively and with an average of 79 and 116 people per

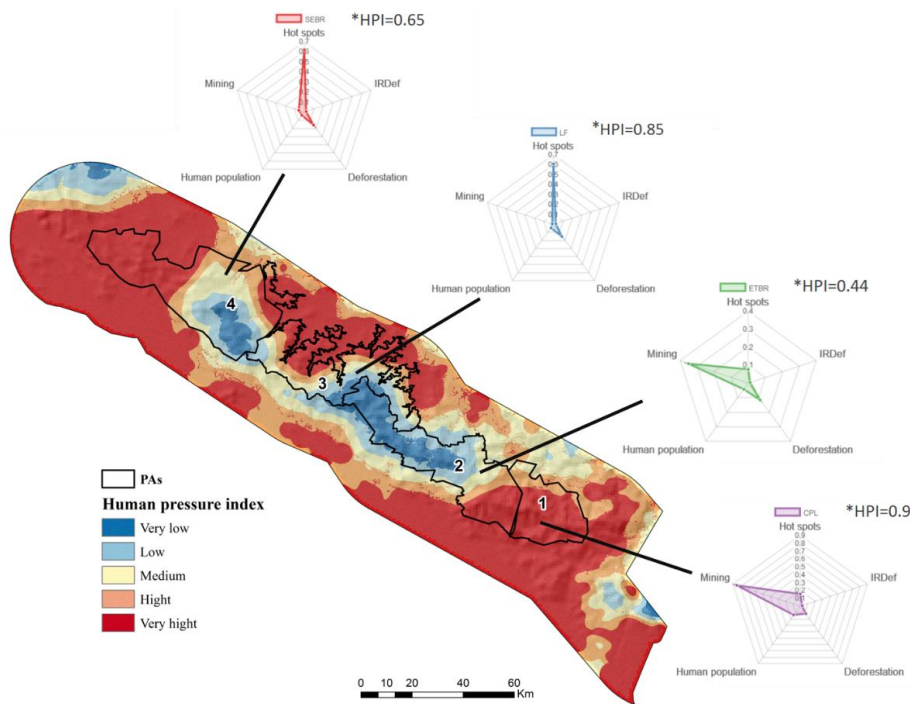
settlement. However, all the PA's exhibit in their interior human densities above 32 inhabitants /km<sup>2</sup>, whereas in their vicinity human density can reach 40 inhabitants/km<sup>2</sup>.

*Presence of mining activity.* A total of 33 mining concessions ranging in size between 20 and 40,869 ha occurred in the study area. Thirteen of them were active mines dedicated to the extraction of gold, silver, iron, titanium and copper. The greatest potential mining activity (three mines and four mining concessions) occurred in the southern portion of the study area, directly affecting the CPL. Moreover, several mining concessions and mines concentrated in the southernmost portion of the ETBR, close to its core areas.



**Figure 8.** Spatial distribution of the threats analyzed in the study area: a) risk of deforestation, b) hot spots density, c) human population density, and d) mining density. Protected areas: 1) Cordón Pico Loro-Paxtal, 2) El Triunfo Biosphere Reserve, 3) La Frailescana and 4) La Sepultura Biosphere Reserve.

*Human pressure index.* About 54.3% of the study area extent (*ca.* 912,419 ha) had very high and high Human Pressure Index values (19.5% and 34.8%, respectively). Together they spanned over 46% (211,488 ha) of the extent of the PA's in the study area. There were two areas standing out for having the greatest human pressure. The first was the northwestern extreme of the study area, which includes 45% of the extent of the SEBR. The second area was located at the southern extreme of the study area, and affected 89% of the extent of the CPL and 25% of the southern portion of the ETBR (Figure 9).



**Figure 9.** Human pressure index. The radar charts and values represent the mean of human pressure index (HPI) and indicator of risk level that of each threat analyzed for each Protected area. Code: 1) Cordón Pico Loro-Paxtal (CPL), 2) El Triunfo Biosphere Reserve (ETBR), 3) La Frailescana (LF) and 4) La Sepultura Biosphere Reserve (SEBR).

## Discussion

We applied an approach that allowed us to simultaneously evaluate the magnitude of different threats impinging on protected areas in the SMC. This approach helped us to gain a more integrated

view of the conservation perspectives in the region. Moreover, we found that despite occurring in the same region PA's in the SMC are characterized for being affected in contrasting magnitudes by different threats.

As other regions of Mexico, the study area has been greatly affected by deforestation but its greatest pulse occurred before the 80's due to an extensive transformation of tropical forests to pasture for cattle rising (Díaz-Gallegos et al. 2010). This deforestation had its greatest impact on the lowlands and deciduous forest, similarly to what has been observed in other tropical regions (Houghton et al. 1991; Mendoza et al. 2005). However, in relative terms the magnitude of deforestation in the recent decades has progressively been reduced in the region likely due to a combination of factors such as the impact of the establishment of the PA's, the reduced accessibility of the remaining forest, the high levels of human emigration and the increase in agricultural efficiency (Hilty et al. 2006; Aide et al. 2012; Keenan et al. 2015). Other studies have found, similar trends (i.e., decrease) of deforestation in the region but between 1993 and 2007 (Ramírez-Mejía et al. 2011). Our estimates indicate that although on smaller areas and at a lower rate, deforestation continues. The SEBR experienced the highest deforestation and stands out as the PA with the highest risk of future deforestation according to the Risk of Deforestation index values.

Our analysis of hot spot occurrence showed that potentially the northern portion of the SMC and the SEBR were the most fire-affected areas. Forest fires have already had a strong impact on the SEBR where during 1995–2005 nearly 56% of the extent of the pine-oak forest in this reserve was burned in association with the establishment of grazing areas for livestock (March and Flamenco 1996; Román-Cuesta and Martínez-Vilalta 2006). The main factors behind this high incidence of fires are related to deficient land management practices, and human activity (Román-Cuesta and Martínez-Vilalta 2006). These factors may facilitate the natural ignition of fires through the presence of characteristics such as high soil compaction, high seedlings mortality and solar radiation, and lower soil relative humidity (Reimoser et al. 1999; Ramírez-Marcial et al. 2001). Several studies indicate that due to climate change, the frequency and magnitude of fires in

ecosystems such as tropical mountain cloud forest and tropical forests will most likely increase (Barlow and Peres, 2004; Román-Cuesta et al. 2004; Román-Cuesta and Martínez-Vilalta 2006).

There are portions of the study area, within and outside PA's, which still show extensive forest cover and a reduced impact of fire. However, these areas are under the influence of other possible threats. For example, the highest human densities in the study region occur in the southern portion of the study area affecting principally the ETBR and the CPL. People in these communities participate in activities such as the establishment of coffee plantations, tourism and extraction of wildlife and non-timber products which, if not well planned, can have a negative effect on the ecosystem structure, the services it provides and its biodiversity. This population growth can help to create a ring of disturbance that increases natural habitat isolation and wildlife species population decrease such as invasive species presence, hunting and habitat loss (Luck 2007; Wittemyer et al. 2008; Aide et al. 2012; DeFries et al. 2010). Also, the ETBR and the CPL show the highest presence of mining activity related to the extraction of copper, gold, silver, iron and titanium. These elements are of great value for the industry however; their exploitation produces highly toxic wastes such as mercury, arsenic, cyanide and sulfide (Salomons 1995; Peterson and Heemskerk 2001; Veiga et al. 2006; Swenson et al. 2011). These wastes are dispersed by the wind and rain, polluting the forest and soils, water bodies and aquifers, and affecting the entire biota (Martínez-Trinidad et al. 2013). Moreover, there is evidence that exposure to any of these elements and chemical compounds can cause severe poisoning, damage to the central nervous system, heart attacks, kidney damage and autism among local people (Razo et al. 2004; Riojas-Rodríguez et al. 2010; Cordy et al. 2011; Martínez-Trinidad et al. 2013). Recovery of the vegetation after being affected by mining activity can be very slow due to the combined effects of logging, loss of seed bank, roots and seedling and alteration of soil properties (Peterson and Heemskerk 2001).

According to the Mexican Ministry of Economy (2014), about one fifth of the national territory is under concession to mining companies. These companies operate under contradictory legislation, which, among other things, pays little attention and support to the rights of indigenous

peoples. It also allows the development of mining activities within PA's, foreign investments up to 100% and payment of exploitation rights based on the extent of the concessions instead of the amount of minerals extracted (Cárdenas 2013). The negative impact of mining on the environment, wildlife and human populations can be profound but difficult to measure thus its effect could be underestimated.

With our final analysis integrating all the threats and their spatial variation we were able to identify two areas in the study area standing out as having the highest overall threat. Both areas are important for maintaining the continuity of the habitat to connect to the northern with the Chimalapas region in Oaxaca and southern with the central mountain range of Guatemala. The increase of human pressure in these two areas and along the lowlands are accelerating the process of isolation of the remaining habitat patches in the study area. This isolation can decrease the movement of organisms including the tapirs and the integrity of ecological processes across the landscape.

By combining different data sources, we were able to identify particular threats impinging within or in the vicinity of protected areas in the Sierra Madre ridge of Chiapas. Our human pressure index simplified the five threats analyzed and gives a robust estimate of the potential synergic effect of the threats on protected areas. This mapping initiative provides useful information to design conservation and management strategies specifically tailored to mitigate and, if possible, reverse the effects of human impact on biodiversity and on the human welfare itself. Despite our approach includes some of the main threat to PA's viability, it is needed to include in future updated assessment other threats, less visible but with highly pervasive effects, such as those derives from defaunation and climate change.

## **References**

Aide TM, Clark ML, Grau HR, López-Carr D, Levy MA, Redo D, Bonilla-Moheno M, Riner G, Andrade-Núñez MJ, Muñiz M (2013) Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45(2): 262–271

- Akagi H, Malm O, Branches FJP, Kinjo Y, Kashima Y, Guimarães JRD, Oliveira RB, Harakutchi K, Pfeiffer WC, Takizawa Y, Kato H (1995) Human exposure to mercury due to gold mining in the Tapajós River basin, Amazon, Brazil: speciation of mercury in human hair, blood, and urine. *Water, Air and Soil Pollution* 80: 85–94
- Barlow J, Peres CA (2004) Ecological responses to el Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359(1443): 367–380
- Bruijnzeel LA, Kappelle M, Mulligan M, Scatena FN (2010) Tropical montane cloud forests: state of knowledge and sustainability perspectives in a changing world. In: Bruijnzeel LA, Scatena FN, Hamilton LS (eds) *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. Cambridge University Press, pp 691–740
- Card D H (1982) Using known map category marginal frequencies to improve estimates of thematic map accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 48:431-439
- Cárdenas J (2013) La minería en México: Despojo a la nación. *Cuestiones Constitucionales* 28: 35–74
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM (2015) Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1(5): e1400253, doi: 10.1126/sciadv.1400253
- Challenger A (1998) La zona ecológica templada húmeda (el bosque mesófilo de montaña). In: *Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México, Pasado, Presente y Futuro*. CONABIO, México, pp 443–518
- Cochrane MA (2002) *Spreading Like Wildfire—Tropical Forest Fires in Latin America and the Caribbean: Prevention, Assessment and Early Warning*. United Nations Environment Programme (UNEP), Mexico City
- CONABIO (2015) Sistema de Alerta Temprana de Incendios. <http://incendios1.conabio.gob.mx>  
 Accessed 10 September 2016



CONABIO (2010) 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. México DF, México

Conrad O, Bechtel B, Bock M, Dietrich H, Fischer E, Gerlitz L, Wehberg J, Wichmann V, Böhner J (2015) System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geosci. Model Dev.*, 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015

Cordy P, Veiga MM, Salih I, Al-Saadi S, Console S, García O, Mesa LA, Velásquez-López PC, Roeser M (2011) Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Sci. Total Environ.* 410-411: 154–160

Crutzen, PJ, Stoermer EF (2000) The Anthropocene. *Global Change Newsletter* 41: 17–18

Cuervo-Robayo AP, Téllez-Valdés O, Gómez-Albores MA, Venegas-Barrera CS, Manjarrez J, Martínez-Meyer E (2014). 'Precipitación anual en México (1910-2009)', escala: 1:1000000. Modificado por Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México

DeFries RS, Rudel T, Uriarte M, Hansen M (2010) Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* 3: 178–181. doi: 10.1038/NGEO756

Dewi S, van Noordwijk M, Ekadinata A, Pfund JL (2013) Protected areas within multifunctional landscapes: Squeezing out intermediate land use intensities in the tropics? *Land Use Policy* 30(1): 38–56

Díaz-Gallegos JR, Mas JF, Velázquez A (2010) Trends of tropical deforestation in Southeast Mexico. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31(2): 180–196

Díaz-Gallegos JR, Mas JF, Velázquez A (2008) Monitoreo de los patrones de deforestación en el Corredor Biológico Mesoamericano, México. *Interciencia* 33(12): 882–890

Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195): 401–406

ESRI (2014) ArcGIS Desktop: Release 10.2. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute

FAO (1996) Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Roma

Figuerola F, Sánchez-Cordero V, Illoldi-Rangel P, Linaje M (2011) Evaluación de la efectividad de las áreas protegidas para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. ¿Un índice es suficiente? *Revista mexicana de biodiversidad* 82(3): 951–963

Flannigan MD, Amiro BD, Logan KA, Stocks BJ, Wotton BM (2005) Forest fires and climate change in the 21st century. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11: 847–859

García E (1998) 'Climas' (clasificación de Köppen, modificado por García), escala 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México

García M, Jordan C, O'Farril G, Poot C, Meyer N, Estrada N, Leonardo R, Naranjo E, Simons Á, Herrera A, Urgilés C, Schank C, Boshoff L, Ruiz-Galeano M (2016) *Tapirus bairdii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T21471A45173340 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T21471A45173340.en>. Downloaded on 28 January 2017

González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Ruíz-Montoya L (2005) Diversidad biológica en Chiapas. México: Plaza y Valdés, ECOSUR/COCyTECH, México, DF

Google Inc. (2015). Google Earth. Mountain View, CA

Hernández AV, Niño-Alcocer M, Rodríguez-Ávalos JA (2013) La serie IV de uso del suelo y vegetación escala 1: 250,000 de INEGI, información del periodo 2007-2008. In: Sánchez SMT, Bocco VG, Casado IJM (eds) *La política de ordenamiento territorial en México: de la teoría a la práctica*, Mexico, pp 243–268

Hilty J, Lidicker W, Merenlender A (eds) (2006) *Corridor ecology: The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation* Island Press, Washington DC

Houghton RA, Lefkowitz DS, Skole DL (1991) Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985. I. Progressive loss of forest. *Forest Ecology and Management* 38: 143–172

INECC (2013) Índice de Presión Económica (Riesgo) de la Deforestación Ine-Irdef-2.0.1.

INEGI (2016) Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/continuoelevaciones.aspx>. Accessed 24 December 2016

INEGI (2013) 'Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000, serie V (capa unión)', escala: 1:250000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Aguascalientes, México

INEGI (2010) Localidades de la República Mexicana, 2010, escala: 1:1. Obtenido de Principales resultados por localidad (ITER). Censo de Población y Vivienda 2010. Editado por Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), DF, Mexico

INEGI (2009) 'Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000, serie IV (capa unión)', escala: 1:250000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Aguascalientes, México

INEGI (2002) Conjunto de datos vectoriales Geológicos. Escala 1:1 000 000 (Continuo Nacional) Minas otras ubicaciones geológicas. <http://www3.inegi.org.mx/> Accessed 15 September 2016

Jha S, Bawa KS (2006) Population Growth, Human Development, and Deforestation in Biodiversity Hotspots. *Conservation biology* 20(3): 906–912

Keenan RJ, Reams GA, Achard F, de Freitas JV, Grainger A, Lindquist E (2015) Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352: 9–20

Laurance WF et al (2012) Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489: 290–294

- Lira-Torres I, Naranjo EJ (2003) Abundancia, preferencia de hábitat e impacto del ecoturismo sobre el puma y dos de sus presas en la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 7: 20–39.
- Lira-Torres I, Naranjo EJ, Güiris DM, Cruz E (2004) Ecología de *Tapirus bairdii* (perissodactyla: tapiridae) en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (polígono I), Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 20: 1-21
- Luck GW (2007) A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biol. Rev.* 82:607–645
- MacMillan G (1995) *At the End of the Rainbow? Gold, Land, and People in the Brazilian Amazon.* New York, NY
- March JJ, Flamenco Á (1996) Evaluación rápida de la deforestación en las áreas naturales protegidas de Chiapas (1970-1993). Informe para The Nature Conservancy, El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México
- Martínez-Trinidad S, Hernández G, Martínez J, Solorio G, Solís S, Ramírez ME, García R (2013) Total mercury in terrestrial systems (air-soil-plant-water) at the mining region of San Joaquín, Queretaro, Mexico. *Geofísica Internacional* 52(1): 43–58
- Martínez-Camilo R, Pérez-Farrera MA, Martínez-Meléndez N. (2012). Listado de plantas endémicas y en riesgo de la reserva de la biosfera El triunfo, Chiapas, México. *Botanical Sciences* 90(3): 263–285
- Mas J-F, González R (2015) Change detection and land use / land cover database updating using image segmentation, gis analysis and visual interpretation. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XL-3/W3: 61-65, doi:10.5194/isprsarchives-XL-3-W3-61-2015
- Mas J-F, González R, Lemoine-Rodríguez R, López-Sánchez J, Piña-Garduño A, Herrera-Flores E (2015) Actualizaciones sucesivas de mapas de cubierta del suelo combinando segmentación de

imagen e interpretación visual. Memorias de resúmenes en extenso SELPER-XXI-México-UACJ-2015

Mendoza E, Fay J, Dirzo R (2005) A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 451–467

Ministry of Economy (2014) Cartografía Minera. Sistema de Administración Minera <http://www.cartografia.economia.gob.mx/cartografia/> Accessed 26 June 2016

Naranjo EJ (2009). Ecology and Conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science*, 2:140-158

Naranjo EJ, Cruz AE (1999) Conservación del tapir en la sierra madre de Chiapas, México. In: Fang TG, Montenegro OL, Bodmer RE (eds) *Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina*, Instituto de Ecología. La Paz, Bolivia. pp. 429-434

Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martínez-Meyer E, Nakamura M, Bastos M (2011) *Ecological niches and geographic distributions (MPB-49) (No. 49)*. Princeton University Press

Peterson GD, Heemskerk M (2001) Deforestation and forest regeneration following small-scale gold mining in the Amazon: the case of Suriname. *Environmental Conservation* 28(2): 117–126

R Core Team (2016) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ramírez-Mejía D, Cuevas G, Mendoza E (2011) Escenarios de cambio de cobertura y uso del suelo en el corredor biológico mesoamericano-México. Conference: SELPER 2011

Razo I, Carrizales L, Castro J, Díaz-Barriga F, Monroy M (2004) Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution* 152: 129–152

- Riojas-Rodríguez H, Solís-Vivanco R, Schilman A, Montes S, Rodríguez S, Ríos C, Rodríguez-Agudelo Y (2010) Intellectual Function in Mexican Children Living in a Mining Area and Environmentally Exposed to Manganese. *Environmental Health Perspectives* 118(10):1465–1470
- Rodrigues RR, Martins SV, de Barros LC (2004) Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management* 190(2): 323–333
- Román-Cuesta RM, Martínez-Vilalta J (2006) Effectiveness of Protected Areas in Mitigating Fire within Their Boundaries: Case Study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* 20(4): 1074–1086
- Román-Cuesta RM, Retana J, Gracia M (2004) Fire trends in tropical Mexico: a case study of Chiapas. *Journal of Forestry* 102(1): 26–32
- Rzedowski J (2006) *Vegetación de México*, 1st edn. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México
- Rzedowski J (1990) *Vegetación Potencial*, IV.8.2. Atlas Nacional de México, Vol II. Escala 1: 4,000,000. Instituto de Geografía, UNAM, México
- Salomons W (1995) Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration* 52(1–2): 5–23
- Sánchez-Ramos G, Dirzo R (2014) El bosque mesófilo de montaña: un ecosistema prioritario amenazado. In: Gual-Díaz M, Rendón-Correa A (eds) *Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo*, CONABIO. México, DF, pp 109–139
- Soares-Filho BS, Cerqueira GC, Pennachin CL (2002) Dinamica—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an amazonian colonization frontier. *Ecological modelling*, 154(3): 217–235
- Spracklen BD, Kalamandeen M, Galbraith D, Gloor E, Spracklen DV (2015) A Global Analysis of Deforestation in Moist Tropical Forest Protected Areas. *PLoS ONE* 10(12): e0143886. doi:10.1371/journal.pone.0143886

Swenson JJ, Carter CE, Domec JC, Delgado CI (2011) Gold Mining in the Peruvian Amazon: Global Prices, Deforestation, and Mercury Imports. *PLoS ONE* 6(4): e18875. doi: 10.1371/journal.pone.0018875

Vázquez-García JA (1993) Cloud Forest Archipelagos: Preservation of Fragmented Montane Ecosystems in Tropical America. In: Hamilton LD, Juvik JO, Santana FN (Eds) *Tropical Montane Cloud Forest. Proceedings of an International Symposium*. East-West Center, pp 203–216

Veiga MM, Maxson PA, Hylander LD (2006) Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. *Journal of Cleaner Production* 14(3–4): 436–447

Wittemyer G, Elsen P, Bean WT, Coleman A, Burton O, Brashares JS (2008) Accelerated Human Population Growth at Protected Area Edges. *Science* 321(123): 123–126

## Conclusiones generales

El modelo de calidad del hábitat del tapir que se desarrolló con base en la opinión de un grupo de expertos y un modelo de distribución potencial de la especie, nos permitió delimitar con mayor rigor los parches de hábitat óptimos del tapir, así como a la matriz del paisaje en la que se encuentran inmersos (capítulo I). La evidencia indica que el 15.6% del área de estudio puede ser considerado como hábitat óptimo para el tapir, del cual cerca del 31% se encuentra bajo protección dentro de Áreas Naturales Protegidas. Además, al combinar un modelo de corredores de menos costo y modelos de flujo de corriente identificamos zonas prioritarias para la conservación de la conectividad entre los parches de hábitat óptimos de la especie en el sureste de México. Las zonas más importantes para la conservación de la conectividad se localizan a lo largo de la Sierra Madre de Chiapas, en la Selva Zoque (en especial en la región de los Chimalapas) y en la Lacandona (capítulo I). Dentro de estas zonas se mantiene una alta calidad de hábitat y una alta conectividad. Sin embargo, la conectividad entre estas zonas disminuye debido a la alta resistencia del paisaje del área que las separa, restringiendo su movilidad a un número muy reducido de vías. La menor probabilidad de movimiento de individuos de tapir se localiza entre la región de la Lacandona con la Sierra Madre de Chiapas (capítulo I).

En el segundo capítulo, se analizaron algunas de las principales amenazas que afectan a cuatro Áreas Naturales Protegidas presentes en la Sierra Madre de Chiapas, una de las zonas prioritarias para la conservación del tapir en términos de conectividad. Este análisis y la integración de diferentes enfoques, nos ayudó a tener una visión integral de las perspectivas de conservación a nivel local. En general, la Sierra Madre de Chiapas presenta una fuerte presión humana, sobre todo en las partes bajas de la sierra. La presión afecta en mayor medida a las Áreas Naturales Protegidas “La Sepultura” y el “Cordón Pico Loro-Paxtal”. No obstante, a pesar de ocurrir en la misma región estas cuatro ANP se caracterizan por ser afectadas en magnitudes contrastantes por diferentes amenazas. Las dos ANP situadas al norte de la sierra (La Sepultura y La Frailescana) han sufrido un



impacto potencial debido a la deforestación y una gran densidad de puntos de calor, los cuales pueden interpretarse como probables incendios. Por otro lado, las dos reservas restantes (El Triunfo y Cordón Pico Loro-Paxtal) que se localizan en el extremo sur de la sierra han sufrido un impacto potencial debido a la actividad minera y la creciente población humanas. El avance continuo de estas amenazas puede acelerar el proceso de aislamiento del hábitat remanente del tapir y de otras especies, a pesar de que se encuentre bajo protección en las ANP. La información derivada de ambos capítulos resulta útil para diseñar y focalizar de mejor manera las estrategias de conservación del hábitat del tapir y de otras especies a escala regional en el sureste de México y a nivel local en la Sierra Madre de Chiapas.