



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MÉXICO
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS
AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES

“IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS POTENCIALES PARA LA
CONSERVACIÓN DE DEPREDADORES TOPE EN MÉXICO”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
RECURSOS NATURALES

PRESENTA:

M. EN C. CLARITA RODRÍGUEZ SOTO

TUTOR ACADÉMICO:

DR. OCTAVIO MONROY VILCHIS

COMITÉ TUTORAL:

DR. VICTOR MANUEL FAJARDO GUADARRAMA

DR. ULISES AGUILERA REYES

El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México, junio de 2013.

RESUMEN

Se reconoce que la identificación de áreas prioritarias para la conservación es un paso importante para la identificación de regiones donde el conflicto con otras formas de uso de suelo es más severo. Existen especies de mayor interés para la conservación como las amenazadas y aquellas cuya conservación puede ayudar a la conservación de otras, dentro de estas se encuentran los depredadores tope. Aunado a esto la identificación de corredores de hábitat para dichas especies es de vital importancia para asegurar la persistencia de sus poblaciones a largo plazo. En particular el estudio de la distribución de jaguar en México sugiere la necesidad de generar corredores para ofrecer estrategias nacionales para su conservación. Con base en lo anterior identificamos corredores viables y potenciales para jaguar y generamos escenarios de priorización para la conservación de 20 especies de depredadores tope en México. Los corredores viables y potenciales de jaguar se identificaron con base en el modelo de distribución potencial de jaguar y las áreas de manejo y conservación de jaguar. Se identificaron 13 corredores (siete viables y seis potenciales). Para la identificación de escenarios de priorización se generaron modelos de distribución potencial de las 20 especies de depredadores tope y capas de factores socio-ambientales que se considera pueden influir en la conservación de las zonas. Dichos modelos y factores se utilizaron dentro de la plataforma Zonation GUI para identificar escenarios de priorización para la conservación. En general los sitios de mayor riqueza de especies se encuentran en regiones con baja densidad humana bajo costo de la tierra, bajo uso antropogénico y alta persistencia de la cobertura vegetal. Los escenarios generados con todos los factores socio-ambientales muestran que las zonas importantes se encuentran en las regiones biogeográficas: sur de la Costa del Pacífico, Yucatán, este del Altiplano Norte, este de la Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Golfo de México, Petén, oeste de la Faja Volcánica Transmexicana, Sonorense y oeste de la Depresión del Balsas. Se espera que nuestros resultados puedan actuar como un paso en un proceso de planificación para la conservación necesaria para la persistencia de los depredadores tope en México y que de la bases para realizar acciones de protección y restauración para conectar los parches de hábitat y disminuir la mortalidad de la vida silvestre entre estas áreas.

ABSTRACT

It is recognized that the identification of priority areas for conservation is an important step in the identification of regions where conflict with other forms of land use is more severe. There are more species of conservation concern such as threatened and those whose conservation can help to the conservation of other species, within these top predators are. Added to this, the identification of habitat corridors for these species is vital to ensure the persistence of their populations over time. In particular the study of the distribution of jaguar in Mexico suggests the need to create corridors to provide better conservation strategies. Based on the above, we identified viable corridors for jaguars and generate potential scenarios for conservation prioritization of 20 species of top predators in Mexico. Potential and viable jaguar corridors were identified based on the jaguar potential distribution model and the jaguar conservation and management areas. We identified 13 corridors (seven viable and six potential). To identify prioritization scenarios we generated potential distribution models of 20 top predators species and layers of socio-environmental factors thought can influence in the conservation. These models and factors were used in the platform GUI Zonation to identify scenarios for conservation prioritization. In general the sites of high richness are founded in regions with low human density, low cost of land, low anthropogenic use and high vegetation cover persistence. The scenarios generated with all socio-environmental factors show that important areas are in the biogeographic regions: Southern Pacific Coast, Yucatan, eastern North Highlands, east of the Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Gulf of Mexico , Peten western Mexican Volcanic Belt, Sonorensense and western Balsas Depression. Our results are expected to act as a step in a process of conservation planning necessary for the persistence of top predators in Mexico and the bases for protection and restoration actions to connect habitat patches and decrease mortality of wildlife between these areas.

DEDICATORIA

A Edahi.

Que este trabajo logre tener un efecto positivo en la conservación de la biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todos los investigadores y estudiantes que contribuyeron con la elaboración de este trabajo (Octavio Monroy, Rafael Loyola, Pisisila Lemes, Alejandro Velázquez, Víctor Fajardo, Ulises Aguilera, Angela Cuervo, Marivel Hernández, Miguel A. Gómez, Frederico Faleiro, Luigi Maiorano, María Cristina Victoria, Nathalia Castillo y Zuleyma Zarco).

También agradezco al CONACyT (beca 214041 y 290618) por su apoyo financiero para la realización del trabajo y estancias de investigación.

Gracias a mi Balam, a Ceci, a toda mi familia, amigos y cuates que han estado cerca y me han dado apoyo incondicional, ánimo y fortaleza, sobre todo en estos últimos años. Compartir con ustedes me llena de felicidad.



CONTENIDO

	Pagina
LISTA DE CUADROS Y FIGURAS	2
INTRODUCCIÓN GENERAL (INCLUYE REVISIÓN DE LITERATURA Y JUSTIFICACIÓN)	4
HIPOTESIS	9
OBJETIVOS	10
RESULTADOS	11
CAPITULO 1. Corridors for jaguar (<i>Panthera onca</i>) in Mexico: conservation strategies.	12
CAPITULO 2. Escenarios de priorización para la conservación de depredadores tope en México bajo la influencia de factores socio-ambientales.	32
DISCUSIÓN GENERAL	64
CONCLUSIÓN GENERAL	68
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69
ANEXOS	75



LISTA DE CUADROS Y FIGURAS

CAPITULO 1. Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: conservation strategies.

	Pagina
Table 1. Variables analyzed to identify the anthropic and environmental viability of the corridors between JMCA	17
Fig 1. Permeability map and habitat patches (Rodríguez-Soto <i>et al.</i> , 2011) and the viable (letters) and potential (numbers) corridors for jaguar in Mexico. (1) North to south of the Pacific Coast, (2) North of Olinala to south of Pacific Coast, (3) South Pacific coast to southern Chiapas, (4) Lacandona to Yucatan Peninsula, (5) Southeast of Pacific Coast to Lacandona, (6) Sierra Madre Oriental to Chapulhuacan, (7) Sierra Madre Oriental to Tamaulipas Sierra. (A) Pacific South Coast to Olinala North, (B) Olinala North to Mazateca Sierra, (C) South of Chiapas to Montes Azules, (D) Cloud Forests of Sierra Madre Oriental to Sierras of Northern Mixe Oaxaca., (E) Chapulhuacan to Tamiahua, (F) Tamiahua to Tamaulipas.	19
Table 2. The seven viable corridors for jaguar in Mexico are shown and their characteristics described	20
Table 3. The six potential corridors for jaguar in Mexico are shown and their characteristics described	21
Figure 2. Stepping stones between cloud forests of Sierra Madre Oriental (BMSMO) and the Northern Mixe Oaxaca Sierras (SNOM) for jaguar in Mexico Six stepping stones from southern Pacific coast to the north of Olinalá were identified, with extensions from 92 to 1 020 km, which account for a surface of 2,770 km ² . The shortest distance between these is 1 km and the longest is 11 km (Figure 3).	22
Figure 3. Stepping Stones between Southern Pacific Coast (SCP) and north of Olinala (NO) for jaguar in Mexico.	23



CAPITULO 2. Escenarios de priorización para la conservación de depredadores tope en México bajo la influencia de factores socio-ambientales.

	Pagina
Cuadro 1. Especies de depredadores tope elegidas. Se muestra la clase, nombre científico, nombre común, número de registros obtenido (No.) y valores de riesgo calculados para cada especie.	45
Figura 1. Modelos de ensamble (modelos de distancia e inteligencia artificial) obtenidos para <i>Crocodylus acutus</i> .	45
Figura 2. Patrón espacial de los factores socio-ambientales y las zonas de incertidumbre (d, ZI) utilizadas en el análisis de trade-off. (a) costo de la tierra, (b) densidad humana, (c) uso antropogenico, (e) gobernación ambiental. (f), predicción de la cobertura vegetal para el año 2024.	46
Figura 3. Escenarios 1 (generados solo con los modelos de las especies: RIQUEZA), 8 (generados con todos los factores socio-ambientales: +FSA) y 9 (generados con todos los factores socio-ambientales y las ANP: +FSA+ANP) para los dos tipos de modelos de ensamble (DIST e IA).	48
Figura 4. Distribución suavizada de los escenarios 8 (generados con todos los factores socio-ambientales: +FSA) y 9 (generados con todos los factores socio-ambientales y las ANP: +FSA+ANP) para los dos tipos de modelos de ensamble (DIST e IA).	49
Cuadro 2. Sobre posición especial entre pares de escenarios de conservación para cada modelo de ensamble (DIST e IA).	50
Cuadro 3. Sobreposición de áreas naturales protegidas actuales (ANP) y escenarios generados con todos los factores (normal y con distribución suavizada)	50



INTRODUCCIÓN GENERAL

Se reconoce que la identificación de áreas prioritarias para la conservación es un paso importante para la identificación de regiones donde el conflicto con otras formas de uso de suelo es más severo (Valenzuela y Vázquez 2007). Esta debe tener en cuenta muchos criterios para garantizar un equilibrio entre la conservación de la biodiversidad y otros tipos de uso, así como catalizar la implementación de las acciones de conservación en el área (Faleiro y Loyola 2013). Históricamente muchas redes de áreas naturales se han seleccionado de forma poco sistemática, lo que resulta en conjuntos de reservas ineficientes, ubicadas en sitios en los que no contribuyen a representar la biodiversidad o que conservan pocas especies en relación a su superficie (Margules y Pressey 2000, Balmford 2002). También se han seleccionado áreas prioritarias para la conservación con una combinación metodológica teniendo como base, sobre todo, la experiencia de investigadores expertos que trabajan en conjunto, en talleres o grupos de trabajo, las prioridades de conservación de diferentes áreas con base en numerosos criterios (e.g. Arriaga *et al.* 2000).

En este tema recientemente se ha desarrollado un enfoque llamado planeación sistemática de la conservación cuyo objetivo es identificar las áreas que deben tener prioridad para la distribución de los recursos dedicados al manejo de la biodiversidad y desvincular éstas áreas de los factores que amenazan su persistencia (Margules y Sarkar 2009). Debido a que la biodiversidad es un concepto imposible de estimar en su totalidad este enfoque usa medidas parciales o subrogados de biodiversidad que si pueden ser estimados (Margules y Sarkar 2009). Dentro de este enfoque Margules y Sarkar (2009) proponen un proceso de once etapas, éstas incluyen el involucramiento de la gente que influye, usa y maneja la biodiversidad, la elección sobre la manera en que la biodiversidad será medida y cartografiada, el establecimiento de objetivos de conservación sobre la biodiversidad, así como la estimación de la contribución de las áreas de conservación existentes en las metas de conservación estipuladas, el uso de la complementariedad para identificar nuevas áreas de conservación, la ejecución de las decisiones y monitoreo de las acciones de manejo.



La priorización espacial de la conservación emerge como un esfuerzo cuantitativo para apoyar las decisiones espaciales que ofrecen mejores rendimientos de inversión en conservación (Ferrier y Wintle, 2009). El análisis de priorización espacial solo es un paso en el proceso de planificación de la conservación (Knight et al., 2006), y la eficacia de las acciones de conservación es mayor si se tienen en cuenta (Naidoo *et al.*, 2006; Knight *et al.*, 2008, 2009) las dimensiones sociales y humanas; esto ha recibido una mayor atención en los estudios de planificación de la conservación recientes (Sarkar *et al.*, 2006; McBride *et al.*, 2007; Eklund *et al.*, 2011; Faleiro y Loyola, 2013). Se han incorporado indicadores de la gobernabilidad y la voluntad política de actuar en la planificación de la conservación (Faleiro y Loyola, 2013). En el plano político ha sido objeto de debate en un contexto global, teniendo en cuenta la necesidad de una buena traducción de la inversión en acciones de conservación (Eklund *et al.*, 2011), aunque esta posibilidad no se ha explorado aún a nivel nacional (Faleiro y Loyola, 2013).

Trabajar a escalas grandes puede ser importante para aportar información que ayude a tomar decisiones sobre dónde invertir recursos financieros para conservación y para identificar áreas clave para evaluaciones posteriores de grano fino (Valenzuela y Vázquez 2007). Aunado a esto, las reservas no deben de ser designadas sólo para representar especies, también para representar y garantizar la continuidad de procesos ecológicos y evolutivos claves. Para ello es necesario tener en cuenta el tamaño y conectividad de las reservas, la interacción potencial con poblaciones humanas, el costo potencial de la tierra, entre otros factores. La selección de estas áreas requiere tomar en cuenta numerosas variables para lo cual ya se han desarrollado varias metodologías computarizadas basadas en algoritmos matemáticos (Mace *et al.* 2002).

Algunas especies son de mayor interés para la identificación de áreas prioritarias para la conservación, tales como las especies endémicas, amenazadas, las especies más distintivas evolutivamente y aquellas especies cuya conservación puede ayudar a la conservación de otras especies (e.g. especies clave, especies con grandes requerimientos de área, especies bandera, Valenzuela y Vázquez 2007). En este sentido en el presente trabajo por un lado



proponemos zonas prioritarias para la conservación de depredadores tope (Ritchie y Johnson 2009) que se encuentren en algún grado de amenaza (NOM-059-ECOL, SEMARNAT 2010; UICN 2011) tomando en cuenta factores como el tamaño de las reservas, la interacción potencial con poblaciones humanas, el costo potencial de la tierra, entre otras; y por otro lado identificamos corredores viables y potenciales para la conexión de parches de hábitat de jaguar, una especie de mayor interés para la conservación en México.

Los depredadores tope se definen como aquellas especies que ocupan la posición trófica más alta en su comunidad, estos en ocasiones son de gran tamaño y son cazadores especializados (Ritchie y Johnson 2009). Por lo tanto la definición de depredadores tope es relativa y es en gran parte contexto-dependiente. Estas especies son las que han sufrido mayor disminución poblacional a nivel mundial, debido a la pérdida y fragmentación del hábitat, la sobre explotación, y la persecución directa y de sus presas (Ritchie y Johnson 2009). Como ejemplo los grandes mamíferos carnívoros terrestres han declinado de un 95 a un 99% en muchas regiones del mundo (Berger *et al.* 2001). La desaparición de los depredadores tope puede facilitar la invasión por mesodepredadores alien y puede generar sobrepoblación de sus presas y de otros depredadores, creando problemas secundarios de pestes (Baum y Wom 2009).

La disminución constante en la distribución y abundancia de los depredadores tope sugieren que existen factores comunes que afectan a la viabilidad de estas especies (Carroll *et al.* 2001). Aunque las especies aquí consideradas como depredadores tope, difieren en su biología, comparten parte o la totalidad de una serie de rasgos de historia de vida que los hacen vulnerables a la perturbación humana (Carroll *et al.* 2001). Estos incluyen la densidad de población baja, baja fecundidad, la especialización del hábitat, la capacidad de dispersión limitada a través de los hábitats abiertos o en desarrollo, y otras características que reducen la resiliencia ecológica (Weaver *et al.* 1996). Las presiones deterministas sobre la viabilidad de las poblaciones de depredadores pueden ser debido a la perturbación humana asociada y los factores de mortalidad, tales como carreteras, o la pérdida de hábitat (Carroll *et al.* 2001).



En las últimas décadas se han realizado varios estudios que abordan aspectos de la ecología de diversas especies de depredadores tope presentes en México. Sin embargo, a pesar de su importancia en la organización y funcionamiento de los ecosistemas (Baum y Wom 2009) y de su delicado estado de conservación, para algunas de las especies la información existente es poca, muy fragmentaria y con escasos datos a escala nacional. Tal es el caso de: *Aquila chrysaetos*, *Haliaeetus leucocephalus*, *Harpia harpyja*, *Harpyhaliaetus solitarius*, *Spizaetus ornatus*, *Spizastur melanoleucus*, *Caracara lutosa*, *Spizaetus tyrannus*, *Cathartes burrovianus*, *Crocodylus acutus*, *Crocodylus moreletii*, *Boa constrictor* y *Ursus americanus*. En la búsqueda de registros realizada se ha encontrado que las especies mencionadas cuentan con muy pocos datos. Aunado a esto, pocos trabajos se han encaminado a conocer la distribución de estas (Rodríguez-Estrella y Sánchez Colón 2004, Navarro y Peterson 2007, Urbina-Torres *et al.* 2009). Considerando el delicado estado de conservación de dichas especies, estudios más precisos sobre su distribución, áreas prioritarias y corredores potenciales constituyen un elemento esencial para la elaboración de programas de conservación efectivos (Wikramanayake *et al.* 2001).

Hoy en día, el número de métodos disponibles para modelar patrones de distribución de especies es notable (Guisan y Zimmermann 2000, Guisan y Thuiller 2005) y su rendimiento relativo continúa evaluándose en ecología y biología de la conservación (Elith *et al.* 2006, Tsoar *et al.* 2007). Algunos modelos presentan ciertas facilidades, como requerir datos de presencia y proporcionar índices de probabilidad de uso de hábitat, además de que se ha reportado una precisión confiable en la predicción (Corsi *et al.* 1999, Lovallo 2000, Podruzni *et al.* 2002). Estos métodos resultan ser buenos predictores; sin embargo, los modelos que se obtienen difieren entre sí considerablemente (Elith *et al.* 2002, Thuiller *et al.* 2003). Para reducir el problema de la variabilidad en la precisión de los modelos se ha sugerido el uso de modelaje en conjunto con un método de consenso, en el que se identifican las zonas de predicción consistentes (Marmmion *et al.* 2008). Las áreas de consenso entre predicciones incorpora las inconsistencias del modelaje para producir estimaciones más reales de la distribución potencial de las especies (Hartley *et al.* 2006).



Marmion *et al.* (2008) identificaron que el método de consenso de media ponderada (MP) provee predicciones significativamente más robustas que otros métodos de consenso.

Se ha documentado que los carnívoros grandes son buenos modelos para diseñar corredores biológicos a escalas espaciales amplias (Tracey 2006, Carroll 2006, Noss y Daly 2006). Estos modelos se han desarrollado para algunas especies de carnívoros: oso, coyote, puma, ocelote yagouaroundi y jaguar (Beier 1993, Singleton 2002, Grigione *et al.* 2009, Colchero *et al.* 2010). Por lo anterior el jaguar (*Panthera onca*) es un buen modelo para identificar áreas naturales con alta diversidad y sus corredores. El estudio de áreas para la conservación de jaguar en México (Rodríguez-Soto *et al.* 2011), evidencia la necesidad de identificar sus corredores para ofrecer estrategias especiales nacionales para la conservación de jaguar en México. El jaguar como otros carnívoros grandes presenta densidades bajas y requiere extensas áreas de hábitat para sobrevivir. Debido a lo anterior, una de sus principales amenazas es la fragmentación y el aislamiento poblacional (Carroll *et al.* 2001, Crooks 2002, Singleton *et al.* 2002); por esta razón identificar los corredores de hábitat es importante para la viabilidad de las poblaciones de esta especie. Los resultados de este trabajo pueden proveer bases para tomar acciones sobre los sitios de protección para la conexión entre áreas de conservación del jaguar y mitigar la mortalidad de la vida silvestre dentro de estas áreas (Theobald *et al.* 2006, Beier *et al.* 2006).

México es un país privilegiado por sus recursos naturales, siendo uno de los países con mayor riqueza biológica del mundo junto con Brasil, Colombia, Perú, Zaire e Indonesia. Es tal la diversidad de la fauna en México que contamos con el número más alto de reptiles del mundo con 704 especies (52% endémicas), lo que representa el 11% de las especies de este grupo conocidas en el planeta; en mamíferos, ocupa el quinto lugar con 491 especies (29% endémicas), el cuarto en anfibios (60% endémicos) y tiene una rica avifauna de más de 1 000 especies (Conabio 1998). Para muchos grupos de vertebrados y plantas, la región puede considerarse como un centro importante de diversidad biológica, especiación, área de endemismos y corredor biológico (Conabio 1998), aspectos que podrían verse reflejados en algunas de las especies de depredadores tope.



HIPOTESIS

Las unidades de conservación de jaguar y su modelo de hábitat potencial permitirán identificar corredores para jaguar en México a través de un sistema de información geográfica.

Incluir factores socio-ambientales, además de la distribución potencial de 20 especies de depredadores tope en México, en la identificación de escenarios de priorización de áreas para la conservación, será una mejor opción para facilitar la implementación de áreas protegidas que escenarios generados solo considerando la distribución potencial de dichas especies.



OBJETIVOS

- Identificar corredores viables y potenciales para jaguar en México.
- Generar escenarios de priorización para 20 especies de depredadores tope en México bajo la influencia de diferentes factores socio-ambientales.



RESULTADOS

Como resultados de este estudio se tienen dos artículos que corresponden a los dos capítulos de la tesis:

CAPÍTULO 1. Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: conservation strategies.

CAPITULO 2. Escenarios de priorización para la conservación de depredadores tope en México bajo la influencia de factores socio-ambientales.



CAPÍTULO 1

Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: conservation strategies.

Clarita Rodríguez-Soto^a, Octavio Monroy-Vilchis^{*a} Martha M. Zarco-González^a, Leroy Soria-Díaz^a.

**ACEPTADO EN
JOURNAL FOR NATURE CONSERVATION**

^aEstación Biológica Sierra Nanchititla. Facultad de Ciencias,
Universidad Autónoma del Estado de México.
Instituto Literario 100. Centro. 50000. Toluca, México.

*Corresponding author: omv@uaemex.mx or tavomonroyvilchis@gmail.com
tel. and fax +7222-965553

Running title: Jaguar corridors in Mexico.



Abstract

Several species of carnivores, as jaguar, live in low densities and require extent habitat areas for survive. One of their main threats is fragmentation and demographic isolation. Identifying the habitat corridors, we can help the conservation of these species. In this study the viable and potential corridors between jaguar management and conservation areas for *Panthera onca* in Mexico was identified. This was carried out on the basis of an ensemble model of the potential distribution of *P. onca* in Mexico, from which were identified jaguar management and conservation areas (JCMA). Based on these attributes, the possible habitat corridors between the JCMA were identified with Corridor Designer. Thirteen habitat corridors were identified between all JCMA, however only seven were viable corridors and six were potential corridors. Also, in two areas of potential corridors were identified Stepping Stones that can help the jaguar movement between large fragments. In the thirteen habitat corridors was identified that the main threats for jaguars along the possible corridors in this study are roads and highways. The results from this work can provide the bases to take actions on the protection of connecting places and alleviate the mortality of wildlife in these areas.

Keywords: conservation, corridor designer, spatial ecology, stepping stones.



Introduction

Large carnivores are employed to identify prioritized areas for the biodiversity conservation (Carroll *et al.*, 2001; Crooks, 2002; Singleton *et al.*, 2002). Moreover, they are good models to design biological corridors at wide spatial scales (Carroll, 2006; Noss & Daly, 2006). To identify the corridors, three approaches have been applied: intuitive (expert advice); empirical; and modeling (Noss & Daly, 2006). For the modeling, the implementation of a permeability matrix based on the habitat distribution of the interest species has been reported (Theobald, 2006). There are useful methodologies to identify corridors based in modeling tools as the least-cost path or the cost-weighted distance (Singleton *et al.*, 2002; Crooks & Sanjayan, 2006). These models have been performed with some carnivores' species: bear, coyote, puma, ocelot, jagouaroundi and jaguar (Beier, 1993; Singleton *et al.*, 2002; Grigione *et al.*, 2009; Colchero *et al.*, 2010). The jaguar (*Panthera onca*; Linnaeus, 1758) is important in the maintenance of equilibrium ecosystems where it occurs, regulating population sizes. Since the jaguar needs large areas to be preserved to survive and reproduce, it is considered an umbrella species. By preserving the habitat needed for the jaguar to survive, all other species in the ecosystem benefit from the protection (Jaguar conservation foundation, 2009). In this way *P. onca* is a good model to identify corridors. With this species there are studies that identify important areas for its conservation at continental level (Sanderson *et al.*, 2002; Rabinowitz & Zeller, 2010) and national level: México (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011), Nicaragua (Zeller *et al.*, 2011), Guatemala (McNab & Polisar, 2002) and Brazil (Tôrres *et al.*, 2008).

For *P. onca* there are proposals of corridors for the Americas, they uses a geographic information system (GIS) and expert input to create a dispersal cost surface and identify least-cost corridors connecting the 90 known populations across the jaguar's American range (Rabinowitz & Zeller, 2010). The said study identified five corridors of concern and eight dispersal corridors in Mexico, one of the corridors of concern connect areas of northeast and northwest Mexico. However, studies at a different spatial scale in areas with great environmental, biological and anthropic diversity, that have the same policies and



conservation goals, such as Mexico, can leave more applicable and reliable conservation proposals (Sanderson *et al.*, 2002; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011).

The study of jaguar in Mexico (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011) suggests the necessity of generate corridors and offer national spatial strategies for jaguar conservation. Jaguar, as other carnivores, presents low densities and requires extensive habitat areas in order to survive; two of its main threats are habitat fragmentation and demographic isolation (Carroll *et al.*, 2001; Crooks, 2002; Singleton *et al.*, 2002). Due to this, identify the habitat corridors is important for the viability of the species populations. The results of this study can produce guidelines to take action on the protected sites to connect jaguar conservation areas (Beier *et al.*, 2006; Theobald, 2006). The goal of this study is to identify the corridors between jaguar conservation areas in Mexico (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011) and to analyze the viability of the corridors, considering human activities (roads, human settlements, agriculture and livestock rearing). Also, in two areas of potential corridors we identify "stepping stones" that can facilitate the jaguar movement between large fragments.

Study zone

Mexico covers almost 2 million km², from 32°43' to 14°32'. The topography is very complex, with more than 65% of the country's area above 1 000 m.a.s.l. (De Alba & Reyes, 1998). These characteristics have contributed to make Mexico one mega-diverse country (Ramamoorthy *et al.*, 1993) and one of the most important biodiversity hotspots (CBD, 2009). The terrestrial ecosystems of Mexico are: tropical deciduous forest (33.51 million ha, 11.26% of the national extension), evergreen tropical forest (17.82 million ha, 9.1%), montane forest (0.87 million ha), temperate coniferous forests and hardwoods (43.96 million ha, 16.45%), xerophytic scrub (70.49 million ha, 29.7%), grassland (18.68 million hectares, 6.38%), and wetlands (770 000 ha, 0.66%; INEGI, 2003, 2005).



Methods

A useful method of determining corridors is through the development of least-cost paths (Meegan and Maehr, 2002; Schad et al., 2002; Larkin et al., 2004; Kautz et al., 2006; Penrod et al., 2006). This technique models the relative cost for an animal to move between two areas of suitable habitat (Penrod et al., 2006). The cost distance is the prerequisite for finding the least cost path or corridor. The cost distance functions are similar to Euclidean functions, but instead of calculating the actual distance from one point to another. The cost functions determine the shortest weighted distance (or accumulated travel cost) from each cell to the nearest cell in the set of source cells. All weighted-distance functions require a source raster (end of each habitat patch) and a cost raster (permeability map).

The ensemble model of jaguar distribution in Mexico (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011, Figure 1) was considered as cost raster or permeability map. Considering the same ensemble model of jaguar distribution in Mexico (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011; Figure 1); jaguar conservation and management areas (JCMA) were identified with the module “create habitat patch” of Corridor Designer in ArcGis 10 (Beier *et al.*, 2008). The ending points of these JCMA were used as habitat patches or source raster. A habitat patch is a cluster of pixels that are good enough, big enough, and close enough together to support breeding by a particular species. In a GIS context, modeling patches requires a moving window size that reflects perceptual range and landscape effects on habitat quality, a minimum threshold of habitat quality required for breeding and a minimum area to support breeding. In these case 5-kilometer wide moving window was used, considering 25 km² that is the minimal value of home range for the jaguar (Nuñez, 2002), a minimal habitat quality of 45% were used as threshold as defined by Rodríguez-Soto *et al.* (2011), and minimal patch size 900 km² were used (considering that these is the smallest continuous area necessary to preserve a viable jaguar population; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011).

Based upon these two attributes (permeability map and habitat patches) the corridors between the patches were produced utilizing “creating corridor” by Corridor Designer (ArcGis 9.2). Corridor Designer uses the inverse of habitat suitability as a



permeability map and the starting and ending points of each patch to model the corridor. From this, the module calculates the cost-distance of each pixel and chooses an appropriate layer of the distance cost maps as a corridor.

There are no data on the minimal necessary width for a corridor to be functional, nevertheless, in this model the corridors with more than 10 km in width were considered viable (Colchero *et al.*, 2010; Rabinowitz & Zeller, 2010); while those with a smaller width at any point along them were considered potential.

Anthropic (roads, localities, agriculture and livestock rearing) and environmental (altitude and vegetation) variables between patches were thoroughly analyzed to explore the viability of the corridors (Table 1). Besides the protected natural areas were compared (Table 1).

Table 1. Variables analyzed to identify the anthropic and environmental viability of the corridors between JMCA

ID	VARIABLE	SOURCE	AUTHOR	YEAR
1	Vegetation cover	National Forest Inventory	SEMARNAT <i>et al.</i>	2001
2	Human disturbance	Agriculture	SEMARNAT <i>et al.</i>	2001
		Road network	CONABIO	2008
		Human population density	FAO	2005
3	PNA	Protected natural areas	CONANP	2007
4	Elevation	Digital elevation model	USGS	2007

The corridors between Cloud Forests in Sierra Madre Oriental (CFSMO) and the Sierras in Northern Mixe Oaxaca (SNMO) and between the South of the Pacific Coast (SPC) and Northern Olinala (NO) are the largest and narrowest corridors. These corridors may hinder the passage of jaguars, to solve this additional analysis for these zones were



performed. Other smaller patches were identified, although do not allow the establishment of jaguar populations may facilitate dispersal through the corridor. The smallest habitat patches was called "stepping stones" (with areas between 10 and 900 km², a 3-kilometer wide moving window and minimal habitat quality of 45%), were identified with the habitat "create patch module" (Corridor Designer, ArcGIS 9.2) between the source raster said above.

Results

Thirteen habitat corridors between JCMA were identified; out of them, seven were viable and six potential (tables 2 and 3; Figure 1), together they comprise an area of 32 695 km² (20 173 km² viable and 12 512 km² potential). There were PNA (3 296 km² that correspond to 16.33% of the corridors) in five viable corridors and in five potential corridors (tables 2 and 3; supplementary data). The presence of jaguar was recorded in six of the viable corridors and in five of the potential corridors (supplementary data). The minimal width of the viable corridors is 14.25 km and the maximal length is 230 km (Table 2). The minimal width of the potential corridors is 2.43 km and the maximal length is 320 km. The viable and potential corridors are detailed in the supplementary data.

Twenty-three stepping stones between the Could Forests of Sierra Madre Oriental and the northern Mixe Oaxaca were identified, with extensions between 17 and 1 020 km² (total area: 2 596 km²); the shortest distance between these patches is 1 km and the longest 23 km (Figure 2).

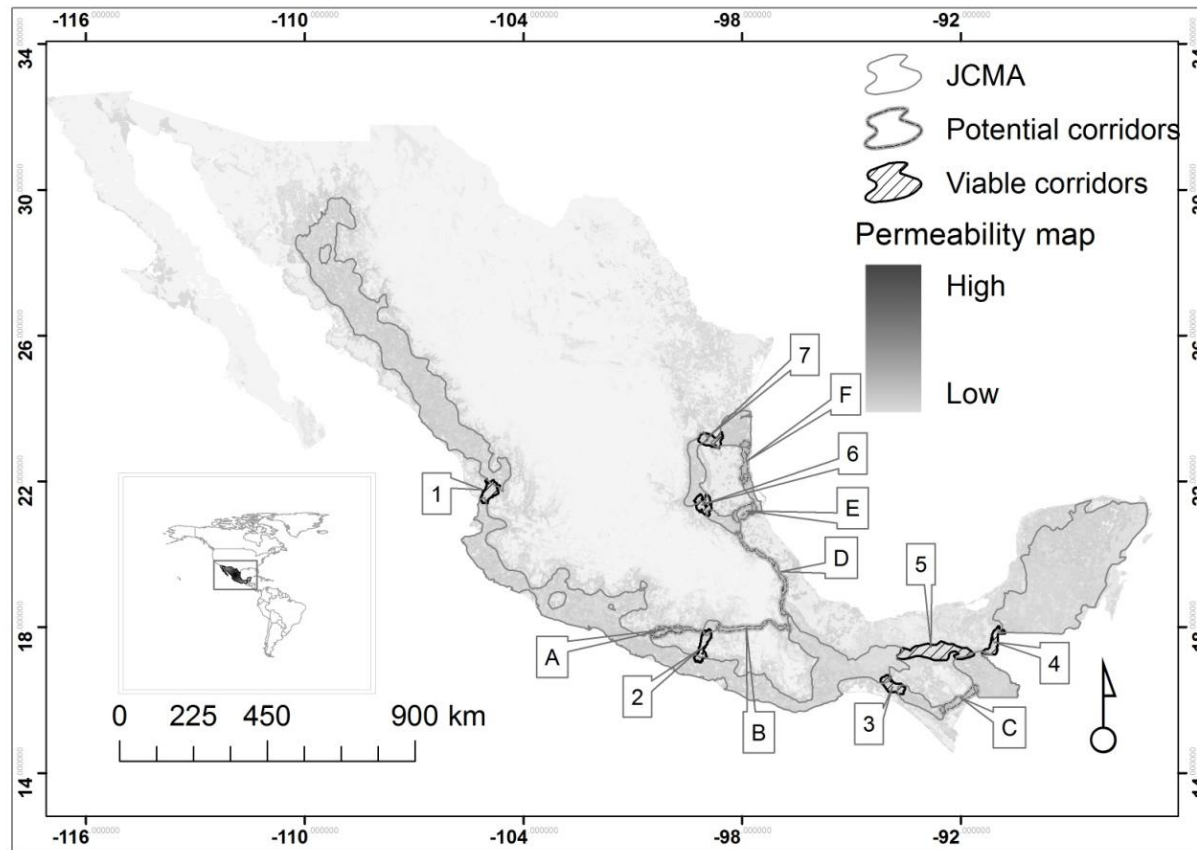


Fig1. Permeability map and habitat patches (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011) and the viable (letters) and potential (numbers) corridors for jaguar in Mexico. (1) North to south of the Pacific Coast, (2) North of Olinala to south of Pacific Coast, (3) South Pacific coast to southern Chiapas, (4) Lacandona to Yucatan Peninsula, (5) Southeast of Pacific Coast to Lacandona, (6) Sierra Madre Oriental to Chapulhuacan, (7) Sierra Madre Oriental to Tamaulipas Sierra. (A) Pacific South Coast to Olinala North, (B) Olinala North to Mazateca Sierra, (C) South of Chiapas to Montes Azules, (D) Cloud Forests of Sierra Madre Oriental to Sierras of Northern Mixe Oaxaca., (E) Chapulhuacan to Tamiahua, (F) Tamiahua to Tamaulipas.



Table 2. The seven viable corridors for jaguar in Mexico are shown and their characteristics described

ID	CORRIDOR	LOCALIZATION	AREA (km²)	MINIMAL WIDTH (km)	MAXIMAL LENGHT (km)	HABITAT* (%)	PROTECTED NATURAL AREAS
1	North to south of the Pacific Coast	Western Tepic	2 057	30	72	80.5	Sierra San Juan and Feeding basin of the 043 watering district of the State of Nayarit
2	North of Olinala to south of Pacific Coast	East of Chilapa	2 137	14	105	71.4	No PNA
3	South Pacific coast to southern Chiapas	From Tehuantepec Isthmus to Sepultura	2 183	25	78	82.4	Sepultura and Selva Zoque
4	Lacandona to Yucatan Peninsula	South of el Trebol	2 060	20	79	76.3	Usumacinta Canyon
5	Southeast of Pacific Coast to Lacandona	From Tehuantepec Isthmus to Lacandona	7 642	16	230	45.3	Palenque, Cascadas de Agua Azul, Sierra de Tabasco and Agua Blanca
6	Sierra Madre Oriental to Chapulhuacan	Xilitla and west of Temazunchale	2 025	37	62	76.7	Sierra Gorda
7	Sierra Madre Oriental to Tamaulipas Sierra	West of El Cielo and Xicotencatl	2 069	26	61	88.9	No PNA

*HABITAT is the percentage of jaguar suitable habitat inside each corridor.



Table 3. The six potential corridors for jaguar in Mexico are shown and their characteristics described

ID	CORRIDOR	LOCALIZATION	AREA (km²)	MINIMAL WIDTH (km)	MAXIMAL LENGTH (km)	HABITAT* (%)	PROTECTED NATURAL AREAS
A	Pacific South Coast to Olinala North	Mexcala	1 368	2.5	164	90.5	No PNA
B	Olinala North to Mazateca Sierra	Sn Miguel Amatitlan North and Tehuacan South	2 207	3	229	44.9	Tehuacán-Cuicatlan, Zapotitlan and Valley of Cuicatlan
C	South of Chiapas to Montes Azules	El Triunfo to la Concordia	2 170	8	131	61.5	Lagunas de Montebello
D	Cloud Forests of Sierra Madre Oriental to Sierras of Northern Mixe Oaxaca.	East of Cordoba and west of Xalapa	2 484	3	320	69.8	Cofre and Perote, Necaxa River, San Pedro en el Monte and San Juan del Monte
E	Chapulhuacan to Tamiahua	Huautla, Amatlan and Cerro Azul	2 119	28	72	70.0	Otontepec Sierra
F	Tamiahua to Tamaulipas	Sierra Lakes of San Andres	2 174	9	132	74.6	No PNA

*HABITAT is the percentage of jaguar suitable habitat inside each corridor.

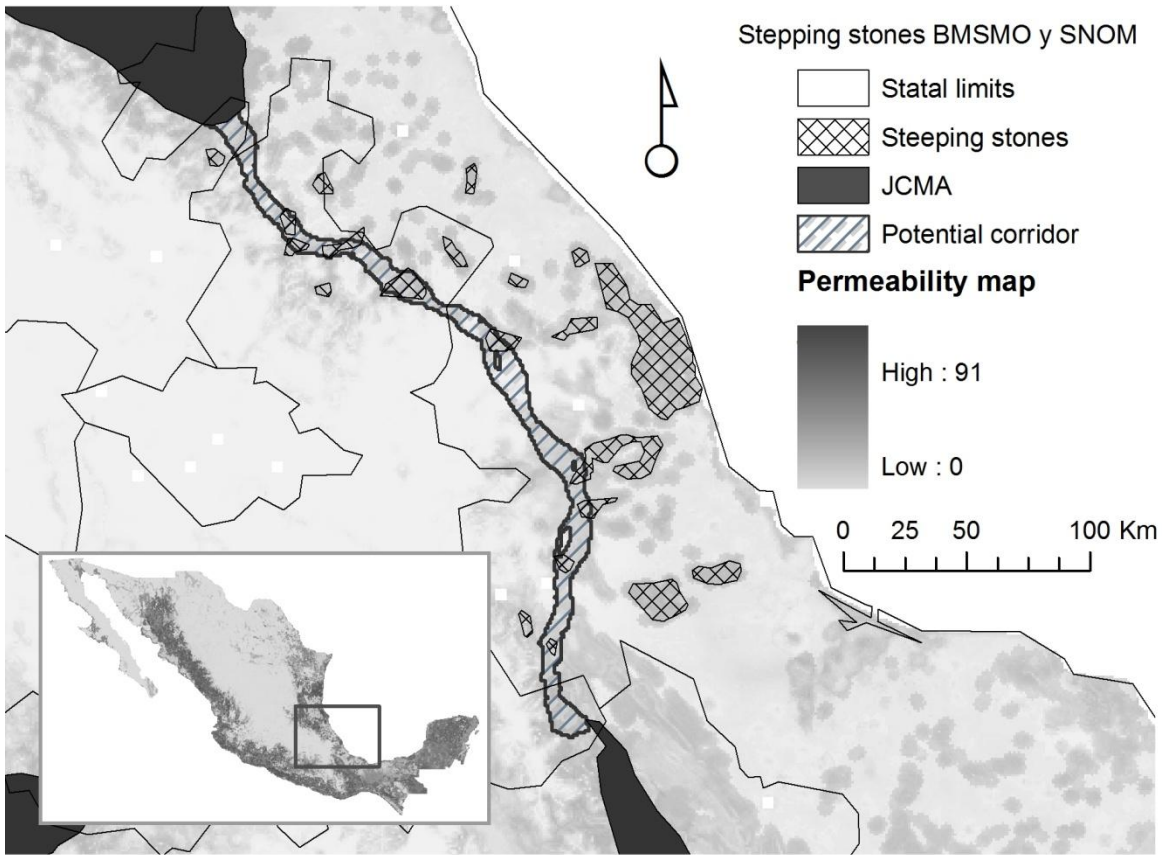


Fig2. Stepping stones between could forests of Sierra Madre Oriental (BMSMO) and the Northern Mixe Oaxaca Sierras (SNOM) for jaguar in Mexico Six stepping stones from southern Pacific coast to the north of Olinalá were identified, with extensions from 92 to 1 020 km, which account for a surface of 2,770 km². The shortest distance between these is 1 km and the longest is 11 km (Figure 3).

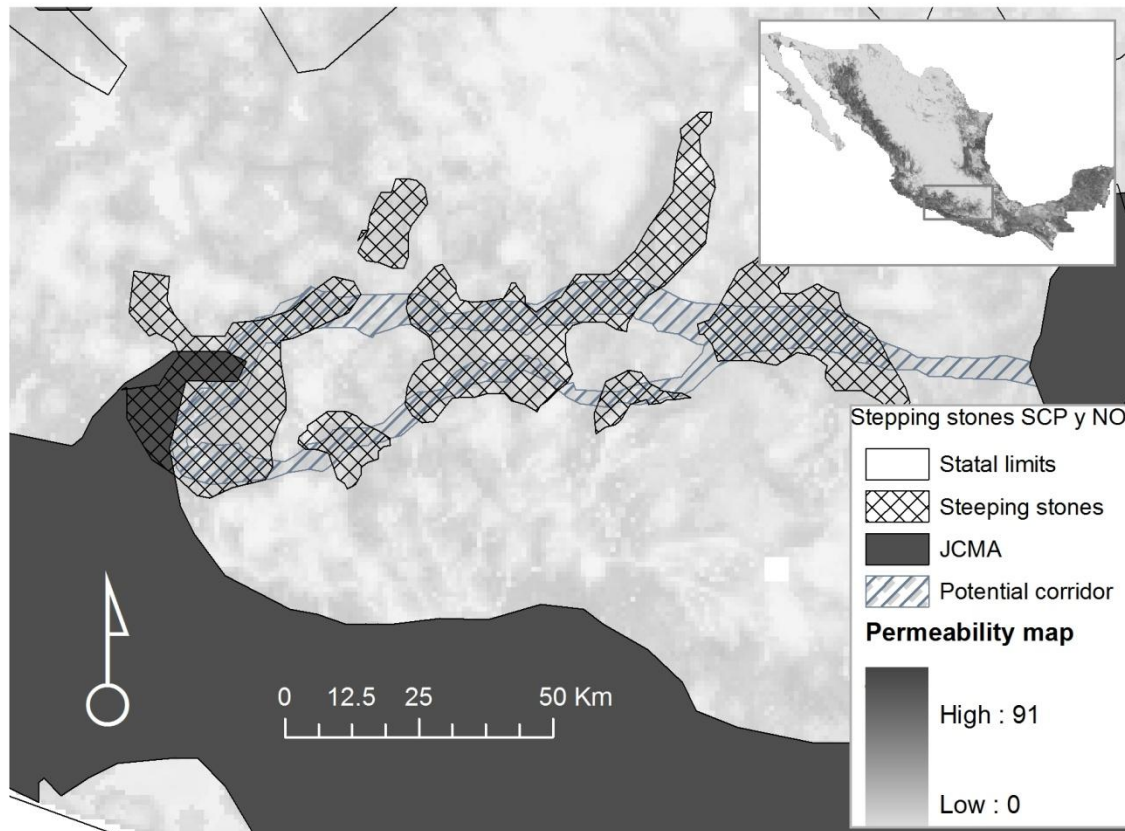


Fig3. Stepping Stones between Southern Pacific Coast (SCP) and north of Olinala (NO) for jaguar in Mexico.

Discussion

This study shows a solid basis to identify the important areas to connect the habitat for jaguar conservation, in order to influence on the guidelines for conservation or restoration projects for these regions in Mexico. This is the first study in Mexico that proposes corridors at national level (2 000 000 km²) for the management and conservation of jaguar considering environmental and anthropic variables. This study can be a model for other countries and guidelines for conservation strategies of jaguar in the Americas.

The PNA's are the principal Government Mexican effort in biodiversity conservation, due to logistic and economics problems in the operation and a few representation of biodiversity this strategy is very poor and insufficient, principally for several top predators (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011, Dominguez-Vega *et al.*, 2012).



Comparing the JCMA identified in these study and the identified by Rodríguez-Soto *et al.* (2011) in these analyses found two new areas in northeastern Mexico and only one area in the center and south pacific coast. An applicable challenge of this study it's that the spatial connectivity in two spatial scales (regional and landscape scale) was analyzed, it allows a comprehensive planning and a more feasible application (Noss & Daly, 2006). With these two modeling scales a similar modification was reported (Zeller *et al.* 2011). We propose that modeling the corridors in regional scale can be a more real approach and realize that kind of models then of the landscape modeling and before of the validation field work allow save resources.

The corridors identified in this study differ from others proposed for Mexico (Rabinowitz & Zeller, 2010). The main difference is that in the present study no corridor was identified between northeast and northwest Mexico. Such a corridor is unlikely to occur, the jaguar potential habitat y that zones have very low suitability and there are too long (670 km straight in line between patches of Sierra Madre Oriental and Sierra Madre Occidental). Furthermore, in these zones the climate is arid with extreme temperatures (annual thermal amplitudes of 20°C and a peak temperature of 45°C) and low precipitation (50 mm - 380 mm annual precipitation; Challenger, 1998). It is the largest deserts in Mexico. Besides, there are few potential preys, such as deer and other vertebrates (Patterson *et al.*, 2007) and nine federal roads travel across it, some of these are highways. In contrast our new identified corridors have zones with high potential habitat values are sorter and in most the jaguar presence have been recorded. In this study the connection between the West and East Jaguar populations is for River Balsas Basin. At a local level, in some regions of Mexico there are approaches that try to identify and preserve habitat corridors for this and other species. As example, Grigione *et al.* (2009) agrees with this work on identifying the area between El Cielo Reserve and Tamaulipas Sierra as potential corridor. Also in almost all of the corridors the presence of jaguar has been recorded (Cruz *et al.*, 2007).



The next step of these research it's to explore the functional connectivity in each corridor identified (Taylor *et al.*, 1993; Wiens, 2001). By and large, the main threats for jaguars along the possible corridors identified in this study are roads and highways (in almost all the corridors); this has also been documented in other studies for other carnivores (Beier, 1993; Mace *et al.*, 1996; Woodroffe & Ginsberg, 1998; Carroll *et al.*, 2001; Singleton *et al.*, 2002; Colchero, 2010).

In the present study we assuming that habitat suitability and habitat permeability are synonyms; however, there is no certainty on this and it is not neglected that animals can move along costly routes.

Scientific data on jaguar dispersion across vast land extensions are few; for big carnivores report lengths of 1 213 km (LaRue & Nielsen, 2008), also in Calakmul, it was registered that a jaguar moved inside an area of 1 000 km² in a year (Ceballos *et al.*, 2005). In other way, the width of corridors is very important and only two studies mention this data, minimum 4 km for cougars and jaguars (De Angelo *et al.*, 2011). In these study the maximum length of viable corridors is 230 km and for potential corridors is 320 km, and the minimum width for viable corridor was 14 km and for potential corridor 2.5 km were suggested. The fact that the proposed corridors in this work are shorter and wider increases highly the likelihood of movement of jaguars among corridors, also in almost all of the corridors there are PNA and were recorded the jaguar presence. Nevertheless, as distances between nucleus or reproductive populations of jaguar increase, those relatively small habitat patches become more important (Rabinowitz & Zeller, 2010).

Most of the areas identified as potential corridors exhibit minimal widths of 1.3 km and maximal lengths of 320 km, characteristics that pose high risk for jaguar displacements, due to anthropogenic threats so ecological restoration actions are required in these zones. Is important to mention that all corridors are in risk zones of predation (Zarco-González *et al.*, 2013) and is priority add effort for optimal jaguar conservation.

A number of habitat patches that can facilitate the displacements of jaguars identified with the stepping stones exercise. Even though some of them are small (17 km²) their



separation is short (23 km at most) according to the reports of the displacements for this species in Mexico (20 km/night; Núñez *et al.*, 2002). The connectivity and restoration of the habitat patches in the cloud forests of Sierra Madre Occidental - Sierra of Northern Oaxaca is possibly the only ways to maintain the genetic flow with population in the northeast of Mexico in addition to other vertebrate species. This population represents the northernmost distribution of jaguar in the American continent and this is the zone that has the major mammal richness in Mexico (Ceballos & Navarro, 1991).

The results from this work can provide the bases to take actions on the protection of connecting places and alleviate the mortality of wildlife in these areas (Beier *et al.*, 2006; Theobald, 2006).

Acknowledgments

We thank the Mexican people for financing this study through the CONACyT with the project 101254 and PROMEP with the project 103./10/0942 and the scholarship to CR-S (214041). Luis Cejudo-Espinoza and Valeria Vazquez help us with translation of the text. Two anonymous reviews strengthen the manuscript.

References

- Almeida, T. (1990). *Jaguar hunting in the Mato Grosso and Bolivia, Safari*. Press, Long Beach, C.A., USA.
- Beier, P. (1993). Determining minimum habitat areas and corridors for cougars. *Conservation Biology*, 7, 94-108.
- Beier, P., Penrod, K.L., Luke, C., Spencer, W.D., & Cabanero, C. (2006). South Coast missing linkages: restoring connectivity to wildlands in the largest metropolitan area in the USA. In: K.R. Crooks & M. Sanjayan (Eds.), *Connectivity conservation*, pp 555–586. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Beier, P., Majka, D., & Spencer, W. (2008). Forks in the road: Choice in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836-851.



- Caso, A. (2002) Situación del jaguar en el estado de Tamaulipas. In: R.A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (Eds.) *El jaguar en el nuevo milenio*, pp. 19-24. Fondo de Cultura Económica-Universidad Nacional Autónoma de México -Wildlife Conservation Society.
- Carroll, C., Reed, F.N., & Paquet, P.C. (2001). Carnivores as focal species for conservation planning in the rocky mountain region. *Ecological Applications*, 11(4), 961-980.
- Carroll, C. (2006). Linking connectivity to viability: insights from spatially explicit population models for large carnivores. In: K.R. Crooks & M. Sanjayan (Eds.) *Connectivity conservation*, pp. 369-389. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Ceballos, G., Chávez, C., Zarza, H., & Manterola, C. (2005). Ecología y conservación del jaguar en la región de Calakmul. *Biodiversitas*, 62, 1-7.
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2009). Convention on Biological Diversity. Montreal, Canada. Available at:<http://www.cbd.int> (accessed August 2009).
- Challenger, A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*. CONABIO, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S.C., México. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S.C., México.
- Clevenger, A.P., & Waltho, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banf National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14, 47-56.
- Clevenger, A.P., & Wierzchowski, J. (2006). Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. In: K. R. Crooks & M. Sanjayan (Eds.) *Connectivity conservation*, pp 502-535. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Colchero, F., Conde, D.A., Materola, C., Chávez, C., Rivera, A., & Ceballos G. (2010). Jaguar son the move: modeling movement o mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation*, 13(2), 256-166.



- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2008) *Red de carreteras de México*. Escala 1:1000000. CONABIO, México.
- Crooks, K.R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16, 488–502.
- Crooks, K.R., & Sanjayan, M. (2006). Connectivity conservation: maintaining connections for nature. In: K. R. Crooks & M. Sanjayan (Eds.) *Connectivity conservation*, pp 1–20. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- De Alba, E., & Reyes, M.E. (1998). Contexto físico. In: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Ed.) *La diversidad biológica de México estudio de país*, pp. 3–21. CONABIO, México.
- De Angelo, C., Paviolo, A., & Di Bitetti, M. (2011). Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Uper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 17 (3), 422–436.
- Dodd, N.L., Gagnon, J.W., Manzo, A.L., & Schweinsburg, R.E. (2007). Video surveillance to assess highway underpass use by elk in Arizona. *Journal of Wildlife Management*, 71, 637–645.
- FAO (Food and agriculture organization) (2005) Mapping global urban and rural population distribution. *Food and Agricultural Organization of the United Nations Statistical Databases*. Available from: <http://geonetworks.fao.org/ows/> 14052. Accessed 10 February 2012.
- Grigione, M.M., Menke, K., López-González, C., List, R., Banda, A., Carrera, J., Carrera, R., Giordano, A.J., Morrison, J., Sernberg, M., Thomas, R., & VanPelt, B. (2009). Identifying potential conservation in the USA and Mexico: integrating reliable knowledge across an international border. *Oryx*, 43, 78–86.
- Grilo, C, Bissone, J.A., & Santos-Reis, M. (2008). Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity & Conservation*, 17,1685–1699.



- Grilo, C., Aseensão, F., & Bissonette, J.A. (2011). Do well-connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research*, 57, 707-716.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2003). *Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria 1:1 000 000*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2005). *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación: escala 1:250 000*. Serie III (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- LaRue, M.A., & Nielsen, C.K. (2008). Modeling potential dispersal corridors for cougars in Midwestern North America using least-cost path methods. *Ecological Modeling*, 212, 372 -381.
- Mace, R.D., Waller, J.S., Manley, T.L., Lyon, L.J., & Zuuring, H. (1996). Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains Montana. *Journal of Applied Ecology*, 33, 1395–1404.
- McNab, R.B., & Polisar, J. (2002). Una metodología participative para una estimación rápida de la distribución del jaguar en Guatemala. In: R.A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, & A. Taber (Eds.) *El Jaguar en el Nuevo Milenio* pp. 73-90. Ediciones Científicas Universitarias. Mexico.
- Morrison, S.A., & Boyce, W.M. (2008). Conserving Connectivity: Some Lessons from Mountain Lions in Southern California. *Conservation Biology*, 23(2): 275-285.
- Ng, S.J., Dole, J.W., Sauvajot, R.M., Riley, .S.P.D., & Valone, T. J. (2004). Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation*, 115, 499-507.
- Noss, R.F., & Daly, K.M. (2006). Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning. In: Crooks K.R. & M. Sanjayan (eds.) *Connectivity conservation*, pp 587-619. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.



- Núñez, R., Miller, B., & Lindzey, F. (1997). Home Range, activity and habitat use by jaguars and pumas in a Neotropical dry forest of Mexico. *Seventh International Congress (Abstracts)*. Acapulco, México.
- Núñez, R., Miler, B., & Lindzey, F. (2002). Ecología del jaguar en la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. In: R.A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson & A. Taber (Eds.) *El Jaguar en el Nuevo Milenio*, pp 107-126. Ediciones Científicas Universitarias. Mexico.
- Patterson, B.D., Ceballos, G., Sechrest, W., Tognelli, M.F., Brooks, T., Luna, L., Ortega, P., Salazar, I., & Young, B.E. (2007). Digital distribution maps of the mammals of the western hemisphere, version 3.0. *NatureServe*, Arlington, Virginia, USA.
- Rabinowitz, A., & Zeller, A. (2010). A range-wild model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation*, 143, 939-945.
- Ramamoorthy, T.P., Bye, R., & Lot, A. (1993). *Biological diversity of México: origins and distribution*, pp. 109-128. Oxford University Press, Oxford.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J.C., Briones, M.Á., Núñez, R., Rosas-Rosas, O., Ceballos, G., & Falcucci, A. (2011). Predicting potential distribution of the *Panthera onca* in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions*, 17, 350-361.
- Sanderson, E.W., Redford, K.H., Chetkiewicz, C.B., Medellín, R.A., Rabinowitz, A.R., Robinson, J.G., & Taber, A.B. (2002). Planning to save a species: the Jaguar as a model. *Conservation Biology*, 16, 58-71.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca), INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), UNAM (Instituto de Geografía, Universidad Autónoma Nacional de México) (2001). *Inventario Nacional Forestal*. Escala 1:2500,00. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Singleton, P.H., Gaines, W., & Lehmkühl, J.F. (2002). Landscape Permeability for Large Carnivores in Washington: A Geographic Information System Weighted Distance and



- Least-Cost Corridor Assessment. *US Forest Service Department of Agriculture*, Research Paper. PNW-RP. U.S.F.S. Pacific Northwest Research Station.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571-572.
- Theobald, E.M. (2006). Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In: Crooks K.R. & M. Sanjayan (Eds.) *Connectivity conservation*, pp. 587-619. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Tracey, J.A. (2006). Individual based modeling as a tool for conserving connectivity. In: K.R.Crooks & M. Sanjayan (Eds.) *Connectivity conservation*, pp. 342-368. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Tôrres, N.M., De Marco Jr., P., Diniz Filho, J.A.F., & Silveira, L. (2008). Jaguar Distribution in Brazil: Past, Present, and Future. *Cat News, Special Issue*, 4, 4-8.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2012). IUCN Red List of Threatened Species, In Version 2011.2. Available from: <http://www.iucnredlist.org/>. Accessed 10 February 2012.
- Wiens, J.A. (2001). Understanding the problem of scale in experimental ecology. In: R.H. Gardner, M. Kemp, V. Kennedy & J. Petersen (Eds.) *Scaling Relationships in Experimental Ecology*. Columbia University Press, New York.
- Woodroffe, R., & Ginsberg, J.R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280, 2126–2128.
- Zarco-González. M.A., Monroy-Vilchis O., & Alaníz, J. (2013). Spatial model of livestock predation by jaguar and puma in Mexico: conservation planning. *Biological Conservation*, 159, 80-87.
- Zeller, K.A., Nijhawan, S., Salom-Pérez, R., Potosme, S.H., & Hines, J.E. (2011). Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: a case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation*, 144, 892-901.



ARTÍCULO

**ESCENARIOS DE PRIORIZACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE DEPREDADORES TOPE
EN MÉXICO BAJO LA INFLUENCIA DE FACTORES SOCIO-AMBIENTALES.**

^aRodríguez-Soto, Clarita; ^aOctavio Monroy-Vilchis; ^bPrisila Lemes; ^cAlejandro Velázquez y
^bRafael Días-Loyola.

**ARTÍCULO ENVIADO A
ACTA ZOOLOGICA MEXICANA**

^aEstación Biológica Sierra Nanchititla. Facultad de Ciencias,
Universidad Autónoma del Estado de México.
Instituto Literario 100. Centro. 50000. Toluca, México.
claritarodriguezsoto@gmail.com
tel. and fax +7222-965553

^bDepartamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas,
Universidade Federal de Goiás.
Campus II, Caixa Postal 131, CEP 74001-970,
Goiânia – GO / Brasil.

^cCentro de Investigaciones en Geografía Ambiental,
UNAM. Antigua carretera a Pátzcuaro No 8701.
Col. Exhacienda de San José de la Huerta CP 58190, Morelia,
Michoacán, México.
Actualmente en: UNAM-Canada, 55
Promenade de Portage, Gatineau, QC, J8X 2J9.



Resumen

Se reconoce que la identificación de áreas prioritarias para la conservación es un paso importante para la identificación de regiones donde el conflicto con otras formas de uso de suelo es más severo. Existen especies de especial interés para la conservación como las amenazadas y aquellas cuya conservación puede ayudar a la conservación de otras, dentro de estas se encuentran los depredadores tope. Con base en lo anterior generamos escenarios de priorización para la conservación de 20 especies de depredadores tope en México. Para lo anterior se generaron modelos de distribución potencial de las 20 especies de depredadores tope y capas de factores socio-ambientales que se considera pueden influir en la conservación de las zonas. Dichos modelos y factores se utilizaron dentro de la plataforma Zonation GUI para identificar escenarios de priorización para la conservación. En general los sitios de mayor riqueza de especies se encuentran en regiones con baja densidad humana, bajo costo de la tierra, bajo uso antropogénico y alta persistencia de la cobertura vegetal. Los escenarios generados con todos los factores socio-ambientales muestran que las zonas importantes se encuentran en las regiones biogeográficas: sur de la Costa del Pacífico, Yucatán, este del Altiplano Norte, este de la Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Golfo de México, Petén, oeste de la Faja Volcánica Transmexicana, Sonorense y oeste de la Depresión del Balsas. Se espera que nuestros resultados puedan actuar como un paso en un proceso de planificación para la conservación necesaria para la persistencia de los depredadores tope en México.

Palabras clave: modelos de distribución, áreas prioritarias, Zonation GUI



Abstract

It is recognized that the identification of priority areas for conservation is an important step in the identification of regions where conflict with other forms of land use is more severe. There are species of special conservation concern endangered and those whose conservation can help to the conservation of other, within these top predators are. Based on the above, we generate scenarios for conservation prioritization of 20 species of top predators in Mexico. For the above models were generated potential distribution of 20 species of top predators and layers of socio-environmental factors thought can influence conservation areas. These models and factors were used in the platform GUI Zonation to identify scenarios for conservation prioritization. In general the sites of major species richness found in regions with low human density, low cost of land, low anthropogenic use and high vegetation cover persistence. The scenarios generated with all socio-environmental factors show that important areas are in the biogeographic regions: Southern Pacific Coast, Yucatan, eastern North Highlands, east of the Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Gulf of Mexico, Peten western Mexican Volcanic Belt, Sonorensis and western Balsas Depression. Our results are expected to act as a step in a process of conservation planning necessary for the persistence of top predators in Mexico.

Key words: distribution models, priority areas, Zonation GUI



Introducción

Se reconoce que la identificación de áreas prioritarias para la conservación es un paso importante para la identificación de regiones donde el conflicto con otras formas de uso de suelo es más severo (Valenzuela y Vázquez, 2007). Históricamente muchas redes de áreas naturales se han seleccionado de forma poco sistemática, lo que resulta en conjuntos de reservas ineficientes (Margules y Pressey, 2000; Balmford, 2002). En este tema recientemente se ha desarrollado un enfoque llamado planeación sistemática de la conservación cuyo objetivo es identificar las áreas que deben tener prioridad para la distribución de los escasos recursos dedicados al manejo de la biodiversidad y desvincular éstas áreas de los factores que amenazan su persistencia (Margules y Sarkar, 2009).

La priorización espacial de la conservación emerge como un esfuerzo cuantitativo para apoyar las decisiones espaciales que ofrecen mejores rendimientos de inversión en conservación (Ferrier y Wintle, 2009). La planificación de la conservación espacial debe tener en cuenta muchos criterios para garantizar un equilibrio entre la conservación de la biodiversidad y otros tipos de uso de la tierra, así como catalizar la implementación de las acciones de conservación en el terreno. El análisis de priorización espacial solo es un paso en el proceso de planificación de la conservación (Knight et al., 2006), y la eficacia de las acciones de conservación es mayor si se tienen en cuenta (Naidoo *et al.*, 2006; Knight *et al.*, 2008, 2009) las dimensiones sociales y humanas; esto ha recibido una mayor atención en los estudios de planificación de la conservación recientes (Sarkar *et al.*, 2006; McBride *et al.*, 2007; Eklund *et al.*, 2011; Faleiro y Loyola, 2013). Se han incorporado indicadores de la gobernabilidad y la voluntad política de actuar en la planificación de la conservación (Faleiro y Loyola, 2013). En el plano político ha sido objeto de debate en un contexto global, teniendo en cuenta la necesidad de una buena traducción de la inversión en acciones de conservación (Eklund *et al.*, 2011), aunque esta posibilidad no se ha explorado aún a nivel nacional (Faleiro y Loyola, 2013).

Se han desarrollado planes de conservación espaciales que implican tanto la diversidad biológica y las limitaciones socioeconómicas a través de análisis multicriterio (Moffett y Sarkar, 2006). Una manera de resolver los problemas de multicriterio de asignación de



recursos es con el análisis de trade-off (compensación; Moffett y Sarkar, 2006). El análisis de trade-off explora los costos de relajar un objetivo al aumentar otro (Faleiro y Loyola, 2013).

Debido a que la biodiversidad es un concepto imposible de estimar en su totalidad este enfoque usa medidas parciales o subrogados de biodiversidad que si pueden ser estimados (Margules y Sarkar, 2009).

Existen especies de especial interés para la conservación como las especies endémicas, las especies amenazadas, las especies más distintivas evolutivamente y aquellas especies cuya conservación puede ayudar a la conservación de otras especies (e.g. especies clave, especies con grandes requerimientos de área, especies bandera; Valenzuela y Vázquez, 2007). En otros estudios se ha explorado como la planificación basada en especies de mamíferos amenazados influye positivamente en la eficiencia y efectividad de las inversiones de conservación, logrando la protección del resto de al menos el 90% del resto de las especies no amenazadas (Bonn *et al.*, 2002; Drummond *et al.*, 2009; Carroll *et al.*, 2001).

Aunado a lo anterior México es un país privilegiado por sus recursos naturales, siendo uno de los países con mayor riqueza biológica del mundo junto con Brasil, Colombia, Perú, Zaire e Indonesia. Es tal la diversidad de la fauna en México que contamos con el número más alto de reptiles del mundo con 704 especies (52% endémicas), lo que representa el 11% de las especies de este grupo conocidas en el planeta; en mamíferos, ocupa el quinto lugar con 491 especies (29% endémicas), el cuarto en anfibios (60% endémicos) y tiene una rica avifauna de más de 1 000 especies (Conabio, 1998). Para muchos grupos de vertebrados y plantas, la región puede considerarse como un centro importante de diversidad biológica, especiación, área de endemismos y corredor biológico (Conabio, 1998), aspectos que podrían verse reflejados en algunas de las especies de depredadores tope.

En este contexto en el presente trabajo utilizamos a las especies de depredadores tope (Ritchie y Johnson, 2009) que se encuentren en algún grado de amenaza en México en



alguna categoría de la NOM-059-ECOL (SEMARNAT, 2010) y en la Union Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN version 2011; <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/spatial-data#mammals>) como subrogados para identificar escenarios de priorización para la conservación de dichas especies a través de un análisis de trade-off que reduzca las limitaciones socioeconómicas y permita aprovechar las oportunidades políticas para la conservación.

Los depredadores tope se definen como aquellas especies que ocupan la posición trófica más alta en su comunidad, estos en ocasiones son de gran tamaño y son cazadores especializados (Ritchie y Johnson, 2009). Por lo tanto la definición de depredadores tope es relativa y es en gran parte contexto-dependiente. Estas especies son las que han sufrido mayor disminución poblacional a nivel mundial, debido a la pérdida y fragmentación del hábitat, la sobre explotación, y la persecución directa y de sus presas (Ritchie y Johnson, 2009). Como ejemplo los grandes mamíferos carnívoros terrestres han declinado de un 95 a un 99% en muchas regiones del mundo (Berger *et al.*, 2001). La desaparición de los depredadores tope puede facilitar la invasión por mesodepredadores alien y puede generar sobrepoblación de sus presas y de otros depredadores, creando problemas secundarios de plagas (Baum y Wom, 2009).

Los objetivos planteados son: (1) modelar la distribución de 20 sp. de depredadores tope en México, (2) generar y ajustar factores socio-ambientales que puedan influir en la conservación en México, (3) identificar escenarios de priorización para dichas especies bajo la influencia de las diferentes factores socio-ambientales generados.

Zona de estudio

México tiene una extensión territorial de 1,972,546 km²; sus coordenadas extremas son N 32° 43' 1" y S 14° 32' 27" y E 86° 42' 6" y W 118° 27' 4" (Challenger, 1998; CONABIO 1998). México posee una topografía muy accidentada; más del 65% del área del país se encuentra por arriba de los 1,000 metros sobre el nivel del mar, y cerca de 47% de la superficie tiene pendientes superiores a 27% (CONABIO, 1998). Los tipos de vegetación presentes en México son: bosque de coníferas, bosque de encino, bosque mesófilo de



montaña, bosque tropical perennifolio, bosque tropical subcaducifolio, bosque tropical caducifolio, bosque espinoso, matorral xerófilo, vegetación secundaria, pastizal o zacatonal, vegetación acuática y subacuática. También se incluye a los pastizales inducidos y cultivos, y a los ambientes acuáticos (Rzedowski, 1978).

Materiales y métodos

Registros

Se compilaron, evaluaron y filtraron, registros de 20 especies consideradas depredadores tope en México que se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT (2008) y en la Lista Roja de la UICN de 2011 (UICN, 2011 version 2011; <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/spatial-data#mammals>). A partir de esta revisión se eligieron 20 especies de depredadores tope, con base en la importancia de la especie, el número y calidad de los registros (Tabla 1). Los registros se obtuvieron de literatura científica publicada, además de tres bases de datos: CONABIO (www.conabio.gob.mx), GBIF (www.gbif.org) y MANIS (www.manisnet.org).

Los registros de cada especie se dividieron al azar en dos bases de datos: la primera base con el 70% de los registros se usó en la calibración de los modelos y la segunda base con el 30% de los registros se usó en la evaluación de los modelos.

Variables del hábitat

Para el análisis del hábitat se tomaron en cuenta factores, ambientales y antropogénicos: cobertura vegetal, elevación, pendiente, densidad de población humana, distancia a carreteras, temperatura, precipitación; todos re-muestreados usando un origen común con tamaño de celda de 10 km².

La cobertura vegetal se obtuvo de la SERIE III del INEGI escala 1:250,000 (2005); las 77 coberturas originales se agruparon en categorías diez y cada una se consideró como una variable.



Con la densidad de población humana (FAO, Salvatore *et al.*, 2005) y distancia a principales carreteras asfaltadas (CONABIO, 2008) se generó una variable denominada perturbación humana.

Para la variable de elevación se usó el modelo digital de elevación (USGS/NASA SRTM, 2007); a partir de éste y usando una ventana móvil se calculó la variable pendiente. Se seleccionaron cuatro capas bioclimáticas (Téllez *et al.*, 2011) de temperatura y precipitación (temperatura promedio anual, temperatura estacional, precipitación promedio anual y precipitación estacional) que pueden influir en la distribución de las especies de estudio.

Finalmente, a partir de un árbol de "Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Means", elaborado con las correlaciones de Pearson (Hirzel *et al.*, 2002), se midió la colinearidad entre las variables, las que presentaron una alta correlación ($R > 0.6$) con más de una variable se eliminaron solo dejando una.

Modelos de hábitat potencial

Se usaron seis métodos de modelaje de nicho los cuales se agruparon en dos conjuntos (modelos de distancia y modelos de inteligencia artificial; Franklin, 2009, Loyola *et al.* 2012). Los métodos de distancia (DIST) incluyeron BIOCLIM (Busby, 1991), Euclidian distance (Carpenter *et al.*, 1993) and Mahalanobis distance (Corsi *et al.*, 1999). Los métodos de inteligencia artificial incluyeron MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008) and Genetic Algorithm for Rule Set Production (GARP; Stockwell & Noble, 1992). De cada modelo se realizaron 10 repeticiones. Los modelos se implementaron en la plataforma BioEnsembles (Diniz-Filho *et al.*, 2009; Rangel *et al.*, 2009). El desarrollo de los modelos fue evaluado a través de: el análisis de área bajo la curva ROC (Receiver Operating Characteristic, ABC; Swets, 1995). Posteriormente se generaron dos modelos de consenso para cada especie (modelos de distancia y modelos de inteligencia artificial; Roura-Pascual *et al.*, 2008). Este método permite identificar áreas de consenso incorporando las predicciones de los modelos para producir estimaciones más reales de la distribución potencial de las especies, resultando un modelo más robusto (Roura-Pascual *et al.*, 2008).



El método de consenso utilizado fue la media ponderada (MP), calculada con base en los valores de ABC internos (Marmion *et al.*, 2008a). Para evaluar los modelos de consenso se calculo su valor de ABC externo.

Además se realizó un análisis para identificar las zonas de inconsistencia (ZI) entre cada ensamble, esto consistió en calcular la diferencia entre los valores máximos y mínimos entre los dos modelos de ensamble. A estas regiones que son inconsistentes en la predicción se les resto peso en la priorización.

Factores socio-ambientales (FSA)

En esta etapa se obtuvieron datos y otras capas a partir de los cuales se generaron y ajustaron factores que pueden reflejar la facilidad o dificultad para realizar acciones de conservación de las especies en México, a estos factores de les denomino socio-ambientales. Se consideraron seis tipos de factores socio-ambientales: costo de la tierra (CT), densidad humana (DH), uso antropogenico (UA), gobernación ambiental (GA), persistencia de la cobertura vegetal (PCV) y zonas de inconsistencia (ZI). El CT se refiere al costo indirecto de obtención de terrenos y se intenta reflejar a través del Producto Interno Bruto per cápita (SIMBAD, INEGI 2010, <http://sc.inegi.org.mx/sistemas/cobdem/>). Para la DH se utilizó un modelo de densidad humana (FAO, Salvatore *et al.* 2005). El uso antropogenico se calculo sumando un modelo de densidad de ganado (FAO 2007) y una capa de presencia de agricultura (INEGI 2005). Para representar la GA, que se refiere a la voluntad política de invertir en acciones de conservación, se consideró la superficie reforestada (ha, SIMBAD, INEGI 2010, <http://sc.inegi.org.mx/sistemas/cobdem/>) más un mapa generado por Velázquez *et al.* (2010) que indica áreas con oportunidad social para la conservación (núcleos agrarios con recursos y organización social).

Para la persistencia de la cobertura vegetal (PCV) a partir de dos series cronológicas de uso suelo (Velazquez *et al.*, 2002) la primera del año 1976 (SERIE I; INEGI, 1976) y la segunda del año 2000 (SEMARNAP, 2001), un mapa de distribución de carreteras y un modelo digital de elevación dentro del modulo "land change modeller" (Idrisi Selva) se



generó un modelo de transición potencial de la cobertura vegetal a partir del cual, usando cadenas de Markov, se obtuvo una proyección de la cobertura vegetal para el año 2024.

También se incluyó una capa de incertidumbre que refleja las zonas de inconsistencia (ZI) entre el escenario de riqueza de especies obtenido con modelos de distancia y el obtenido con modelos de inteligencia artificial (la elaboración de estos escenarios se detalla más adelante), esta capa se incluyó como una variable negativa con la intención de evitar priorizar sitios en donde los modelos no coinciden al identificar zonas de importancia para la presencia de las especies.

Priorización de áreas

Usamos el software Zonation GUI (Versión 3.1.1, Moilanen *et al.*, 2012) para identificar escenarios de priorización para la conservación de los depredadores tope a través de un análisis de trade-off que reduzca las limitaciones socioeconómicas y permita aprovechar las oportunidades políticas para la conservación (véase Faleiro y Loyola, 2013; para un enfoque similar). Este algoritmo calcula la pérdida marginal después de la extracción de una célula (es decir, la contribución relativa de la celda a la consecución del objetivo de conservación), utilizando la regla de eliminación de superficie original "área núcleo" (Moilanen *et al.*, 2009a para más detalles). Zonation genera un rango jerárquico anidado del paisaje maximizando el mayor nivel de ocurrencia, ponderado por la importancia de la variable o especie, dividido por el costo de la celda, y toma en cuenta la complementariedad (Moilanen *et al.*, 2009a).

Además, Zonation ofrece la posibilidad de penalizar las zonas de acuerdo a muchos factores ponderados por su importancia, lo que permite un equilibrio entre los beneficios (pesos positivos) y los factores de restricción (pesos negativos) para las acciones de conservación (Moilanen *et al.*, 2011).

En este sentido en este trabajo a cada especie y a cada variable se le asignó un peso o importancia diferente dentro del programa (véase Faleiro y Loyola 2013). En el caso de las especies para cada una se obtuvieron tres variables: riesgo de extinción, rareza y tamaño corporal (véase Loyola *et al.*, 2008; para un enfoque similar). Los riesgos de extinción de



cada especie se extrajeron de la NOM-059-SEMARNAT (2008) y de la Lista Roja de la UICN (2011). La conversión de las categorías de la Lista Roja de la UICN a un índice constante se realizó de acuerdo a Purvis *et al.* (2000), de la siguiente manera: datos insuficientes y menor preocupación = 0, 1 = casi amenazada, vulnerable = 2, en peligro de extinción = 3. La rareza para cada especie se define como el $1/\text{rango geográfico}$ (km^2 ; Gaston, 2003), el rango geográfico es el área de distribución histórica reportada para la especie en la UICN (2011) para México. El tamaño corporal de las especies (peso promedio en gramos) se obtuvo de Smith *et al.* (2004), Sunquist y Sunquist (2002), Ferguson- Lees *et al.* (2001) y Del Hoyo *et al.* (2005); se calculó el \ln a cada especie para disminuir el efecto de la gran diferencia de pesos. Cada uno de estos rasgos se han propuesto como sustitutos de las amenazas para las especies, y de hecho se han usado, solos o en combinación, para predecir los riesgos de extinción (Loyola *et al.*, 2008). Los valores de las tres variables se transformaron a valores de 0 a 1 donde 1 indica un mayor grado de importancia y viceversa; los valores fueron sumados para reflejar el peso de cada especie teniendo como resultado valores de 0 a 3 donde las especies con valores cercanos a 3 se les da más peso dentro del programa.

Los factores socio-ambientales se dividieron en dos: factores que representan zonas con aspectos positivos que deben aprovecharse al máximo para aumentar la efectividad de la conservación y la oportunidad; y factores que indican zonas con características negativas que deben minimizarse para evitar conflictos de conservación. A las primeras se les dio un peso positivo igual a 1 y a las segundas un peso negativo igual a -0.5. Se tomaron en cuenta dos factores positivos (gobernanza ambiental y persistencia de la cobertura vegetal) y cuatro factores negativos (costo de la tierra, densidad humana, uso antropogénico y zonas de inconsistencia) la suma de los dos pesos da un valor de 0 lo cual impide un sesgo en el equilibrio (véase Moilanen *et al.*, 2011; para un enfoque similar).

Se creó un escenario de riqueza de especies, uno para cada variable por separado y otro con todos los factores; lo anterior para cada tipo de ensamble (DIST e IA). Los escenarios son: (1) escenarios de riqueza de especies, (2) escenario de densidad de



población humana, (3) escenario de costo de la tierra, (4) escenario de uso antropogenico, (5) escenario de gobernación ambiental, (6) escenario de zonas de inconsistencia, (7) escenario de persistencia de la cobertura vegetal, (8) escenario con todos los factores. Finalmente se incluyo un escenario (9) con todos los factores en el que se forzó la inclusión de las Áreas Naturales Protegidas actuales (ANP, CONANP <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>), este escenario muestra otras zonas que complementan la actual red de áreas protegidas de México.

Para los escenario 8 y 9 además se generaron dos escenarios adicionales de distribución suavizada en Zonation la función es un método de agregación específica de la especie que retiene zonas que están bien conectados a otras, lo que resulta una solución más compacta. Con esta función las celdas que tienen muchas celdas ocupadas alrededor reciben un valor más alto que las aisladas. La amplitud del núcleo suavizado es específica de las especies, expresa implícitamente la capacidad de dispersión de las especies. En este caso se obtuvieron valores de ámbito hogareño registrado para la mayoría de las especies de estudio (Madrid *et al.*, 1991; Snyder, 1993; Coan-Crider, 1995; Oliveira 1998; Sunquist y Sunquist, 2002; Scognamillo, 2003; Ariano-Sánchez, 2006; Carvajal *et al.*, 2007; Dillon y Kelly, 2008; Muñoz-López, 2008; CONABIO, 2011) y generamos dos escenarios adicionales con distribución suavizada para los escenarios 8 y 9.

Se cuantificó la superposición espacial en el mejor 17% de los sitios en el cerrado entre cada escenario y todos los factores-escenario para evaluar la influencia de cada factor en la solución final. Se definió como meta el 17% de los sitios para todos los escenarios, de acuerdo con el objetivo definido para el entorno terrestre de las metas de diversidad Aichi para el año 2020 (CDB, 2010). Tomando en cuenta el mismo 17% se sobrepusieron las áreas naturales protegidas actuales sobre el escenario 8 generado con todos los factores y el 8 con distribución suavizada y se calculó el porcentaje de las áreas identificadas como prioritarias en esos escenarios que está cubierto por la red actual de áreas protegidas.



Resultados

Se obtuvieron y depuraron 3,235 registros de las 20 especies elegidas, *Panthera onca* fue de la que se obtuvieron más (510) y *Harpia harpyjade* la que se obtuvieron menos (12, Cuadro 1). El águila solitaria, el águila arpía, el tigrillo y el jaguar son las especies que recibieron mayor peso de acuerdo a su riesgo de extinción, rarea y tamaño corporal (cuadro 1) Los modelos de hábitat potencial obtenidos tuvieron una buena precisión en la predicción con valores de ABC siempre por encima de 0.67, la mayoría de las especies presentaron valores cercanos a 0.83 (Cuadro S1). En la figura 1 se muestra un ejemplo de los modelos de ensamble obtenidos para una de las especies (*Crocodylus acutus*). IA tuvo valores de ABC más altos en promedio, sin embargo en la evaluación del ensamble el valor de ABC coincide para los dos modelos (ABC = 0.91). En general los sitios de mayor riqueza de especies se encuentran en regiones con baja densidad humana, bajo costo de la tierra, bajo uso antropogénico y alta persistencia de la cobertura vegetal (Figura 2a, b, c y f).



Cuadro 1. Especies de depredadores tope elegidas. Se muestra la clase, nombre científico, nombre común, número de registros obtenido (No.) y valores de riesgo calculados para cada especie.

Clase	Especie	Nombre común	No	Riesgo de extinción	Rareza	Tamaño corporal	Suma riesgo
Aves (9 spp.)	<i>Aquila chrysaetos</i>	Águila real	185	0.50	0.65	0.30	1.50
	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Águila cabeciblanca	85	0.75	0.74	0.30	1.75
	<i>Harpia harpyja</i>	Águila arpía	12	1.00	0.95	0.35	2.00
	<i>Harpyhaliaetus solitarius</i>	Águila solitaria	57	1.00	0.91	0.24	2.00
	<i>Spizaetus ornatus</i>	Águila elegante	123	0.75	0.85	0.14	1.75
	<i>Spizaetus tyrannus</i>	Águila tirana	118	0.75	0.86	0.12	1.75
	<i>Spizastur melanoleucus</i>	Águila blanquinegra	17	0.75	0.86	0.11	1.75
	<i>Cathartes burrovianus</i>	Aura sabanera	250	0.25	0.87	0.12	1.25
	<i>Sarcoramphus papa</i>	Zopilote rey	116	0.75	0.78	0.25	1.75
Mammalia (7 spp.)	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	261	0.75	0.39	0.43	1.75
	<i>Leopardus wiedii</i>	Tigrillo	121	1.00	0.65	0.26	2.00
	<i>Lynx rufus</i>	Lince	265	0.00	0.24	0.43	1.00
	<i>Panthera onca</i>	Jaguar	510	1.00	0.41	0.75	2.00
	<i>Puma concolor</i>	Puma	245	0.00	0.00	0.68	1.00
	<i>Puma yagouaroundi</i>	Yagouaroundi	167	0.50	0.63	0.32	1.50
	<i>Ursus americanus</i>	Oso negro	166	0.75	0.97	0.85	1.75
Reptilia (4 spp.)	<i>Crocodylus acutus</i>	Cocodrilo americano	60	0.75	0.75	1.00	1.75
	<i>Crocodylus moreletii</i>	Cocodrilo mexicano	25	0.25	0.84	0.67	1.25
	<i>Boa constrictor</i>	Boa	350	0.50	0.07	0.63	1.50
	<i>Heloderma horridum</i>	Heloderma	102	0.50	0.50	0.30	1.00

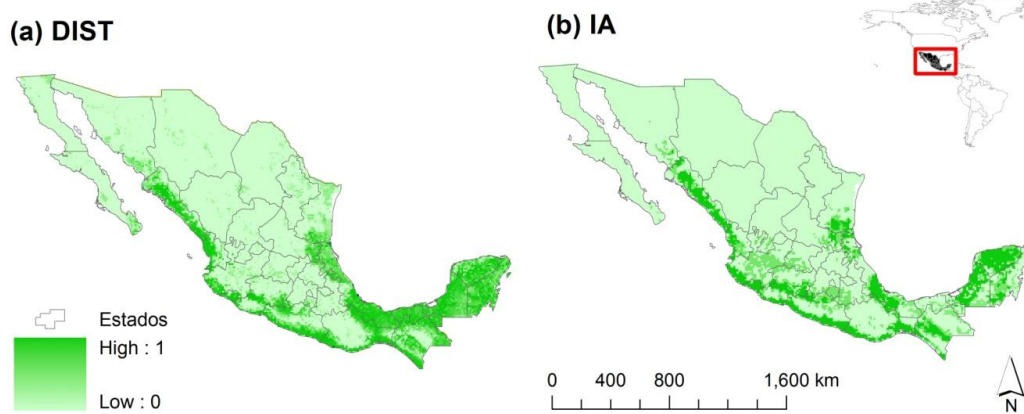


Figura 1. Modelos de ensamble (modelos de distancia e inteligencia artificial) obtenidos para *Crocodylus acutus*.

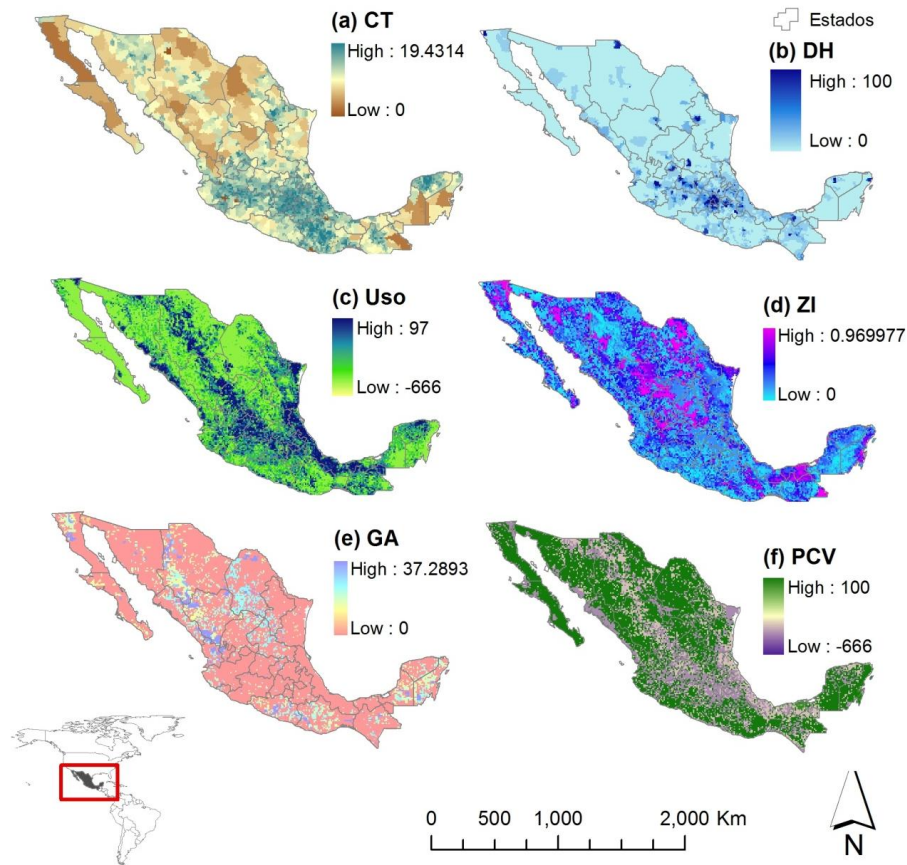


Figura 2. Patrón espacial de los factores socio-ambientales y las zonas de incertidumbre (d, ZI) utilizadas en el análisis de trade-off. (a) costo de la tierra, (b) densidad humana, (c) uso antropogenico, (e) gobernación ambiental. (f), predicción de la cobertura vegetal para el año 2024.

Los mapas de riqueza muestran que las zonas importantes para la presencia de la mayoría de las especies se encuentra a lo largo de las regiones biogeográficas: Costa del Pacífico, Península de Yucatán, este del Altiplano Norte, Sierra Madre Occidental y Sierra Madre Oriental (Figura 3). Las zonas de inconsistencia más marcadas entre los dos modelos de ensamble se encuentran en el Altiplano Sur, en los altos de Chiapas y en el Istmo de Tehuantepec (Figura 2). IA tuvo valores de ABC más altos en promedio, sin embargo en la evaluación del ensamble el valor de ABC coincide para los dos modelos (ABC = 0.91). Cuando se integran los factores socio-ambientales al análisis de trade-off en ambos escenarios las prioridades se desplazan las zonas importantes se encuentran en las regiones biogeografías: sur de la Costa del Pacifico, Yucatán, este del Altiplano Norte, este



de la Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Golfo de México, Petén, Oeste de la Faja Volcánica Transmexicana, Sonorense y oeste de la Depresión del Balsas (Figura 3). Cuando se incluyen las ANP actuales se agregan muy pocas áreas sobre todo en Chihuahua, Chiapas y la Península de Yucatán (Figura 3).

En el ensamble de DIST, la sobreposición espacial entre cada escenario individual con el escenario de todas socio-ambientales para el mejor 17% de las células fue mayor para el uso del suelo antropogénico, seguido por la densidad de población humana, la gobernación ambiental y el costo de la tierra, respectivamente (Cuadro 2). En el ensamble de IA, dicha sobreposición espacial fue mayor para densidad humana, seguido por gobernación ambiental, uso antropogénico y riqueza de especies. Escenarios individuales son fueron menos efectivos en el equilibrio de las limitaciones y oportunidades para la conservación permiten comprender las influencias de cada variable en la solución espacial final (escenario 8 con todos los factores (Figura S1).

Se observa claramente una alta agregación en los escenarios de distribución suavizada (Figura 4), se resaltan parches extensos en Chihuahua, en la Sierra Madre Occidental, en la Costa del Pacífico Sur, en Chiapas y Yucatán. Hay una mayor sobreposición con las ANP actuales de los modelos generados con todos los factores y los ensambles de IA (Cuadro 3). Los modelos con distribución suavizada presentan poca sobreposición con las ANP actuales (Cuadro 3).

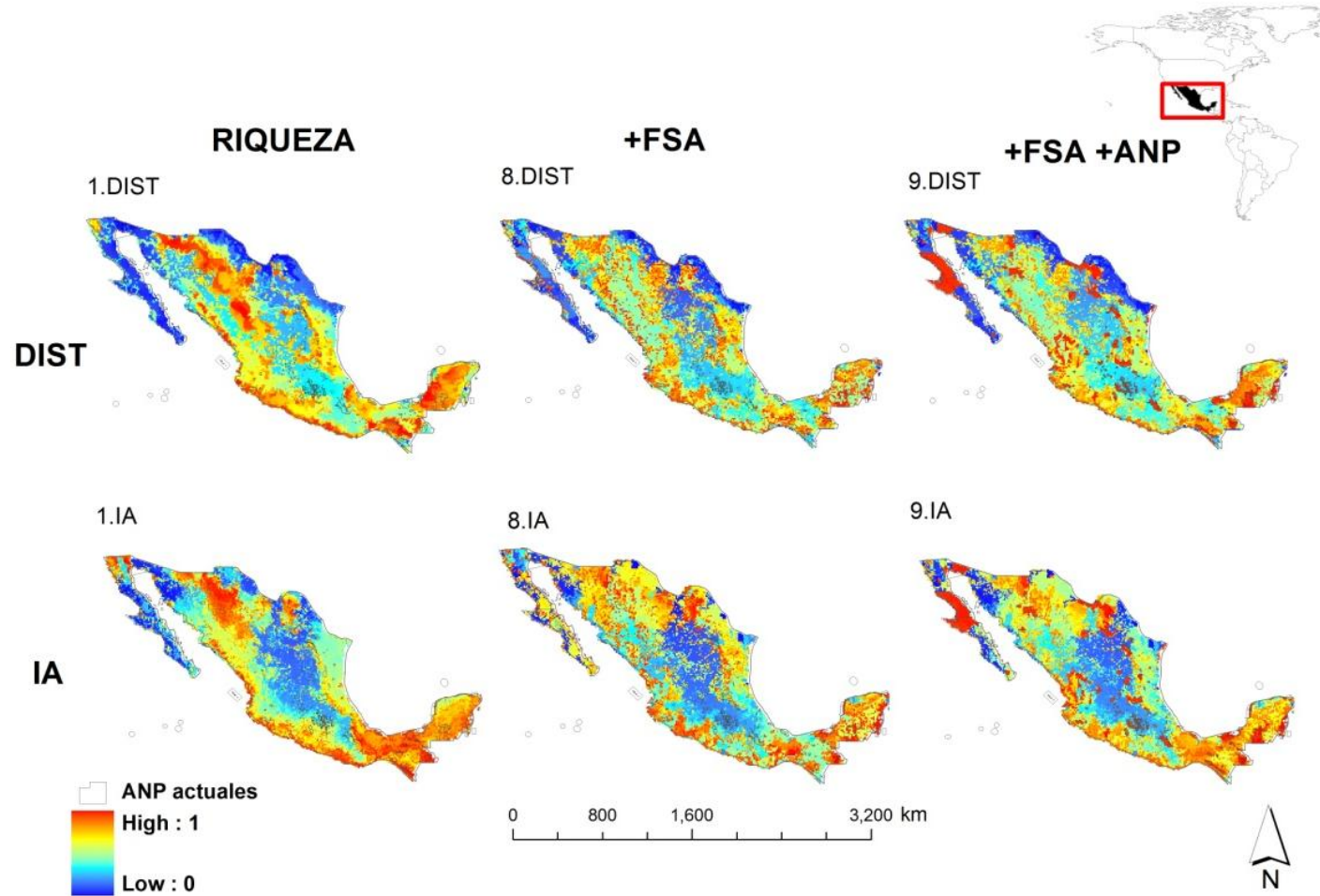


Figura 3. Escenarios 1 (generados solo con los modelos de las especies: RIQUEZA), 8 (generados con todos los factores socio-ambientales: +FSA) y 9 (generados con todos los factores socio-ambientales y las ANP: +FSA+ANP) para los dos tipos de modelos de ensamble (DIST e IA).

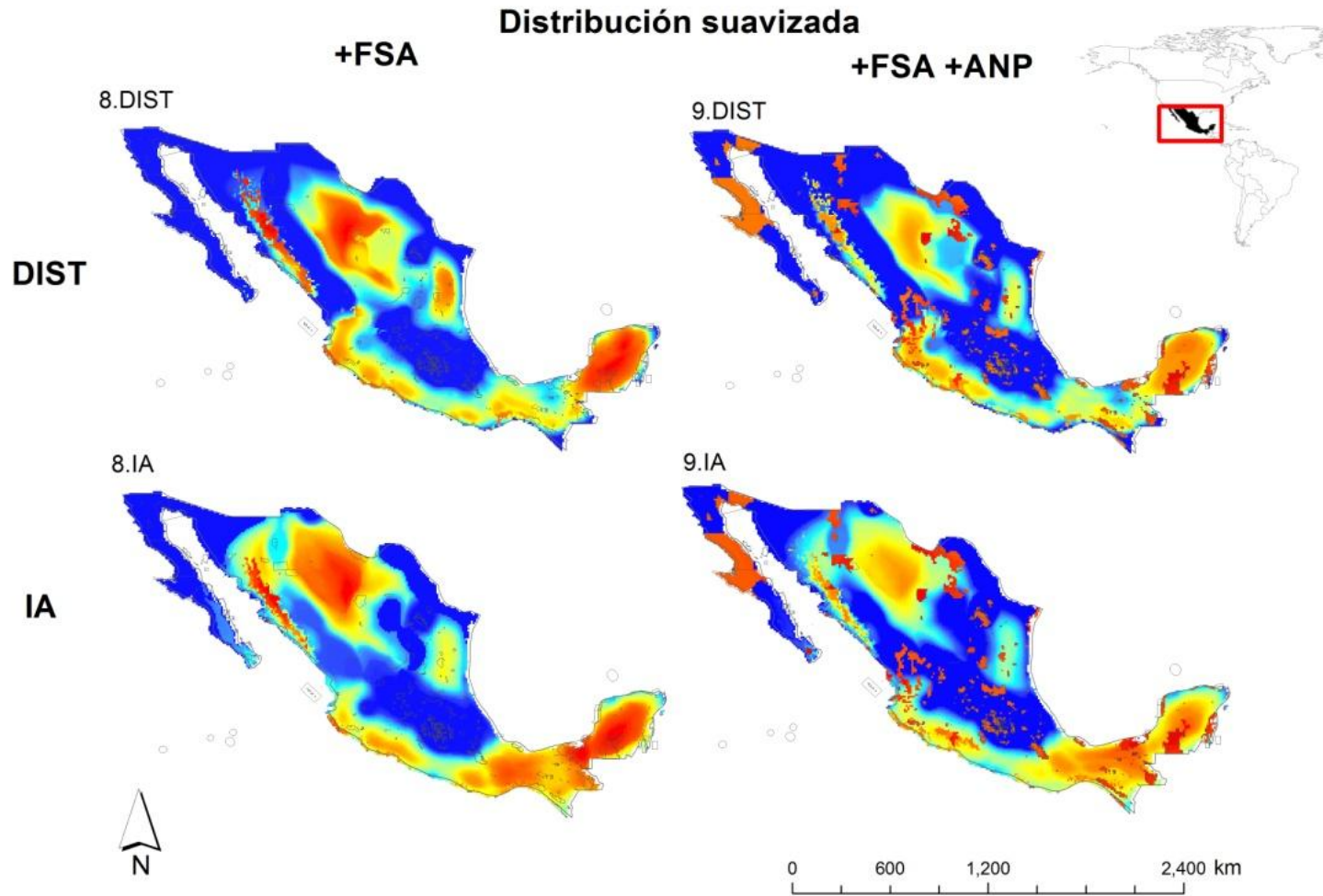


Figura 4. Distribución suavizada de los escenarios 8 (generados con todos los factores socio-ambientales: +FSA) y 9 (generados con todos los factores socio-ambientales y las ANP: +FSA+ANP) para los dos tipos de modelos de ensamble (DIST e IA).



Cuadro 2. Sobre posición especial entre pares de escenarios de conservación para cada modelo de ensamble (DIST e IA).

Escenario	Factores	DIST (%)	IA (%)
1	Todos vs. riqueza	42	55
2	Todos vs. costo de la tierra	43	51
3	Todos vs. densidad humana	51	73
4	Todos vs. uso antropogenico	53	61
5	Todos vs. zonas de inconsistencia	41	52
6	Todos vs. gobernación ambiental	49	72
7	Todos vs. persistencia de la cobertura vegetal	42	55

Cuadro 3. Sobreposición de áreas naturales protegidas actuales (ANP) y escenarios generados con todos los factores (normal y con distribución suavizada)

Sobreposición	DIST(%)	IA (%)
ANP vs. Todos	23.8	32.6
ANP vs. Todos (distribución suavizada)	12.7	12.0

Discusión

El presente trabajo es uno de los primeros que intenta integrar factores socio-ambientales tales como el costo de obtención de terrenos, la gobernación ambiental y la persistencia de la cobertura vegetal en la priorización espacial de la conservación además de métodos de vanguardia de los modelos de distribución de especies, en conjunto lo anterior puede dar como resultado planes de conservación más robustos y viables.



Incorporación de criterios no biológicos es una tendencia clara en la literatura de planificación de la conservación, y su incorporación ha logrado buenos resultados de conservación en algunas regiones (Pressey y Bottrill, 2008; Moilanen *et al.*, 2009b).

Retomando las etapas de la planeación sistemática de la conservación propuestas por Margules y Sarkar (2009) este trabajo integra nueve de las once etapas, entre estas se resalta la incorporación de actores sociales integrado dentro de la gobernación ambiental; la incorporación de objetivos y metas de conservación en donde se dio importancia diferente a las especies, se integro (indirectamente) el área y conectividad que ocupan estas especies; además de la evaluación del pronóstico de las áreas integrando factores que influyen en la vulnerabilidad (densidad poblacional y uso antropogenico) y la persistencia de las áreas (predicción de cambio de cobertura vegetal para el 2024). De estas etapas solo faltaría incorporar la gestión de la conservación de las áreas con las autoridades competentes y grupos de interés y monitorear las acciones de manejo, lo cual se pretende hacer posteriormente a diferentes escalas.

El cambio de uso del suelo y el cambio climático pueden reducir la efectividad de las áreas protegidas previstas en el marco de un enfoque estático (Carroll *et al.*, 2010, Faleiro *et al.*, 2013). En este trabajo se proponen escenarios de priorización que superan los posibles impactos del cambio de uso suelo hacia las especies de depredadores tope de México. Lo anterior se incorporó analizando la pérdida de la cobertura vegetal original para el año 2024, se identificaron zonas importantes de pérdida dentro de la Sierra Madre Occidental y Oriental, la Faja Volcánica Transmexicana y la Costa del Golfo de México; éstas son también las regiones que presentan un uso antropogenico y densidad humana actual más altos, estas regiones requieren de estrategias de planeación urgentes que logren mitigar el impacto y la fragmentación del hábitat ya que se puede considerar como un ecotono de gran importancia entre la región Neártica y Neotropical y es la única conexión para algunas poblaciones de especies del norte y sur de México.

Con la intención de integrar a dimensión política de la conservación de la biodiversidad lo cual ha sido un tema recurrente de debate en la literatura (Ferraro, 2005;



Katzner, 2005; Smith & Walpole, 2005), en este trabajo se utilizó una medida de la voluntad política de actuar propuesta por Faleiro y Loyola (2013) que se definió como gobernanación ambiental, la medida se refiere a las tendencias de la inversión en la conservación, lo que podría indicar que las regiones en las que las acciones de conservación tiene mayores posibilidades de éxito. En el caso de México se consideraron la superficie reforestada (ha, SIMBAD, INEGI 2010) y un mapa generado por Velázquez *et al.* (2010) que indica los ejidos seleccionados para la conservación, como factores que influyen en la gobernanación ambiental.

En la priorización realizada se excluyeron las zonas en donde las diferentes metodologías de modelaje no coinciden en identificar hábitat potencial para las especies generando con esto zonas de inconsistencia, lo anterior da más confiabilidad en la elección de zonas para la conservación.

Los escenarios de priorización son consistentes en algunas zonas de México (en las regiones biogeografías: sur de la Costa del Pacífico, Yucatán, este del Altiplano Norte, este de la Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Golfo de México, Petén, oeste de la Faja Volcánica Transmexicana, Sonorense y oeste de la Depresión del Balsas) al comparar estas regiones con los factores socio-ambientales se encontró que tienen baja densidad humana baja, costo de la tierra bajo, bajo uso antropogénico y alta persistencia de la cobertura vegetal características benéficas para la conservación de las especies. En comparación este resultado es inverso a lo encontrado en el Cerrado (Brasil) para mamíferos no voladores (Faleiro y Loyola, 2013), en donde las zonas de mayor riqueza de especies están muy amenazadas por la perturbación humana dificultando su conservación y provocando la elección de áreas prioritarias en sitios muy diferente a los sitios de mayor riqueza de especies. Un patrón similar se encontró en la escala global, en el que los resultados de los diferentes escenarios de conservación son más sensibles a las limitaciones socioeconómicas que a la taxonomía biológica (Bode *et al.*, 2008).

Se destaca la importancia del escenario generado con todos los factores socio-ambientales como la mejor opción para facilitar la implementación de áreas protegidas



para depredadores tope en México, ya que mostró un buen equilibrio entre los criterios biológicos, sociales, económicos y políticos, lo que aumenta su probabilidad de éxito si se aplican (Knight *et al.*, 2009).

Los escenarios generados con distribución suavizada son más claros al identificar grandes parches para la conservación, esto resulta más atractivo para las autoridades encargadas de la incorporación de ANP a nivel nacional, la protección de estas áreas además favorece la complementariedad de las zonas, así como la conectividad y la conservación de especies de ámbito hogareño extenso como lo son la mayoría de los depredadores tope considerados en este trabajo.

La generación de escenarios de priorización a nivel nacional permite tener un panorama integrado de las políticas, actividades socioeconómicas y prioridades en inversión para la conservación lo cual facilitara su ejecución (cita).

En México se han hecho exploraciones similares intentando encontrar zonas prioritarias para la conservación de primates (Tobón *et al.*, 2012) y reptiles mamíferos (Illoldi-Rangel *et al.*, 2008), Este y esos trabajos aunque fueron generados con otras metodologías y para otras especies resultan ser complementarios; un ejemplo de lo anterior es el ejercicio de priorización para la conservación de los primates (Tobón *et al.*, 2012) en donde resaltan zonas importantes que también han sido identificadas como importantes en este estudio (Chimalapas, en Oaxaca y Veracruz, la Selva Lacandona al este de Chiapas, Pantanos de Centla en Tabasco, Calakmul y Balam-Ku en Campeche y este de Quintana Roo desde la Bahía de Chetumal pasando por Sian Ka'an hasta Yum Balam). Un análisis global revela que la distribución geográfica de primates y felinos (especies incluidas en este estudio) tiene un alto grado de solapamiento de tal forma que las medidas para conservar los grandes felinos tienen el potencial de beneficiar a varias especies de primates amenazados, y viceversa (McDonald *et al.*, 2012).

Las áreas naturales protegidas actuales de acuerdo al presente análisis solo estarían cubriendo de 12 al 33% de las zonas importantes para la conservación de los



depredadores tope en México, esto refleja la necesidad de conservar otras áreas para asegurar la persistencia de dichas especies en nuestro país.

Los escenarios de conservación no consideraron las amenazas como el cambio climático, las especies invasoras, la caza y el comercio ilegal, así como sus acciones de conservación atenuantes. Esta última advertencia limita los resultados de las acciones relacionadas con la protección de la tierra, pero otras medidas deben aplicarse para hacer frente a otras amenazas (Faleiro y Loyola, 2013).

En resumen, se concluye que las dimensiones socioeconómicas y políticas de los problemas de conservación tienen más importancia en la determinación de las prioridades de conservación espaciales de la distribución espacial de las especies de depredadores tope en México. Por otra parte, la inclusión de estos criterios reduce los conflictos en escenarios de conservación con alguna pérdida en el valor de la biodiversidad, pero con grandes cambios en el patrón espacial de áreas prioritarias dadas las limitaciones socioeconómicas y políticas.

Se espera que nuestros resultados puedan actuar como un paso en un proceso de planificación para la conservación necesaria para la persistencia de los depredadores tope en México.

Agradecimientos

Agradecemos a todos los investigadores y estudiantes que contribuyeron con la elaboración de este trabajo (Victor Fajardo, Ulises Aguilera, Frederico Faleiro, Luigi Maiorano, María Cristina Victoria, Nathalia Castillo y Zuleyma Zarco).

También agradecemos al CONACyT (beca 214041 y 290618) por su apoyo financiero para la realización del trabajo y estancias de investigación.

Literatura citada

Ariano-Sánchez, D. 2006. "The Guatemalan beaded lizard: endangered inhabitant of a unique ecosystem". *Iguana* 13: 178-183.



- Arriaga, I., J. M. Espinoza, C. Aguilar, e. Martínez, L. Gómez & E. Loa (coordinadores). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, México.
- Balmford, A. 2002. Selecting sites for conservation. In: K. Norris & D. J. Pain (Eds.) Conservation bird biodiversity: general principles and their application. (Cambridge university press. Cambridge, UK. Pp 74-104.
- Baum, J.K. & Worm, B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *J. Anim. Ecol.*, 78, 699– 714.
- Berger, J., Stacey, P.B., Bellis, L. & Johnson, M.P. 2001. A mammalian predator-prey imbalance: grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecol. Appl.*, 11, 947–960.
- BirdLife International. 2010. "*Aquila chrysaetos*". *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4*. International Union for Conservation of Nature. Retrieved 27 December 2010.
- Bonn A. S., Rodrigues L.& K. J. Gaston. 2002. Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? *Ecol. Lett.*, 5: 733–741.
- Bode, M., Wilson, K.A., Brooks, T.M., Turner, W.R., Mittermeier, R.A., McBride, M.F., Underwood, E.C. & Possingham, H.P. 2008 Cost-effective global conservation spending is robust to taxonomic group. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 6498–6501.
- Busby, J.R., 1991. BIOCLIM: a bioclimate analysis and prediction system. In: Margules, C.R., Austin, M.P. (Eds.), *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. CSIRO, pp. 64–68.
- Carpenter, G., Gillison, A.N. & Winter, J., 1993. DOMAIN: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodivers. Conserv.* 2, 667–680.



- Carroll, C. , Noss, R. F. & Paquet, P.C. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the rocky mountain region. *Ecol. Appl.*, 11(4), 2001, pp. 961–980.
- Carroll, C., Dunk J. R. & Moilanen A. 2010. Optimizing resiliency of reserve networks to climate change, multispecies conservation planning in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology*. 16: 891-903.
- Carvajal, S., Caso, A., Downey, P., Moreno, A. & Tewes, M. 2007. Home range and activity patterns of the margay (*Leopardus wiedii*) at 'El Cielo' Biosphere Reserve, Tamaulipas, Mexico. In: *Felid Biology and Conservation Conference 17–20 September 2007: Programme and Abstracts*. Wildlife Conservation Research Unit, Oxford, UK, p. 118
- CDB (Convention on Biological Diversity). 2010. Strategic plan for biodiversity 2011–2020. CDB, Montreal, QC.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*. CONABIO, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S.C., México. *México: pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S.C., México.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1997. Provincias biogeográficas de México. Escala 1:4 000 000. México.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1998. La diversidad biológica de México estudio de país. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. México. 3-21 p.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1998. La diversidad biológica de México estudio de país. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. México. 3-21 pp.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2008) Red de carreteras de México. Escala 1:1000000. CONABIO, México.



- CONABIO. 2011. Fichas de especies prioritarias. Águila real (*Aquila crysaetos canadensis*)
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el
Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.
- Corsi, F., Dupré, E. & Boitani, L. 1999. A large-scale model of wolf distribution in Italy for
conservation planning. *Cons. Biol.*, 13, 150–159.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Rangel, T.F.L.V.B., Loyola, R.D., Hof, C., Nogués-Bravo, D. &
Araújo, M.B. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts
of species turnover under climate change. *Ecography*, 32, 897– 906.
- Doan-Crider, D. L. 1995. Population characteristics and home range dynamics of the black
bear in northern Coahuila, Mexico. M. S. Thesis. Texas A&M University-Kingsville,
Kingsville. E.U.A., 117 pp.
- Del Hoyo, J., Elliott, A. & Christie D.A. 2005. Handbook of the Birds of the World - Volume
15. Lynx Edicion.
- Dillon A. & Kelly M.J. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio
telemetry with camera trapping. *J. of Zool.* 275 (2008) 391–398.
- Drummond S. P., Wilson K. A., Meijard E., Watts M., Dennis R., Chrysty L. & Possingham H.
2009. Influence of a threatened species focus on conservation planning. *Cons. Biol.*,
23(2): 441-449.
- Eklund, J., Arponen, A., Visconti, P. & Cabeza, M. 2011. Governance factors in the
identification of global conservation priorities for mammals. *Philosophical
Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366, 2661–2669.
- Ferguson-Lees, Christie, Franklin, Mead & Burton. Houghton Mifflin. 2001. *Raptors of the
World* by, ISBN 0-618-12762-3
- Faleiro, F.V. & R. D. Loyola. 2013. Socioeconomic and political trade-offs in biodiversity
conservation: a case study of the Cerrado Biodiversity Hotspot, Brazil. *Diversity and
Distributions*, DOI: 10.1111/ddi.12072
- Faleiro, F.V., Machado, R.B. & Loyola, R.D. 2013. Defining spatial conservation priorities in
the face of land-use and climate change. *Biological Conservation*, 158, 248–257.



- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001. Global forest resources assessment. ISSN 0258–6150, FAO Forestry Paper 140. Electronically published on the internet, URL: <http://www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp>.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations).2007. Gridded livestock of the world (G.G.W. Wint y T. Robinson, eds.) FAO. Animal Production and Health Division, Rome 131 pp.
- Ferrier, S. & Wintle, B.A. (2009) Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: matching the solution to the need. In: A. Moilanen, K.A. Wilson & H.P. Possingham (Eds.) Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools . Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 1–15.
- Franklin, J.. 2009. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Predictions, first ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ferraro, P. 2005. Corruption and conservation: the need for empirical analyses. A response to Smith & Walpole. *Oryx*, 39, 1–3.
- Gaston, K.J. 2003 *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press, Oxford.
- Guisan, A., Edwards, T.C. & Hastie, T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecol. Model.* 157, 89–100.
- Guisan A. & Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than implem habitat models. *Ecology letters.* 8:993–1009.
- Hartley S., Harris R. & Lester P. J. 2006. Quantifying uncertainty in the potential distribution of an invasive species: climate and the argentine ant. *Ecology letters.* 9:1068-1079.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D. & Perrin, N. 2002. Ecological niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology.* 83:2027–2036.
- Illoldi-Rangel *et al.* 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and distributions.* 14: 493-508.



- INEGI, 1976. Conjunto de uso de suelo y vegetación a escala 1:250,000, Serie I. DDG-INEGI, México.
- INEGI, 2005. Conjunto de uso de suelo y vegetación a escala 1:250,000, Serie III. DDG-INEGI, México.
- Katzner, T.E. 2005 Corruption—a double-edged sword for conservation? A response to Smith & Walpole. *Oryx*, 39, 1–3.
- Knight, A.T., Cowling, R.M. & Campbell, B.M. 2006. An operational model for implementing conservation action. *Cons. Biol.*, 20, 408–419.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A.T. & Campbell, B.M. 2008. Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology*, 22, 610–617.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Possingham, H.P. & Wilson, K.A. 2009 From theory to practice: designing and situating spatial prioritization approaches to better implement conservation action. In: A. Moilanen, K.A. Wilson and H.P. Possingham (Eds.) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 249–259.
- Loyola R. D., de Oliveira G., Felizola Diniz-Filho J. A. & Lewinsohn T. M. 2008. Conservation of neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. *Div. & Dist.*, 14:949-960.
- Madrid, J. A., Madrid H. D., Funes S. H., Lopez J., Botzoc R. & Ramos A. 1991. Reproductive biology and behavior of the Ornate Hawk-Eagle (*Spizaetus ornatus*) in Tikal. W.A. Burnham, and J.P. Jenny (Eds.) *Progress report National Park*. Pages 93–113 in D.F.
- Margules C. R. & Pressey R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*. 405:243-253.
- Margules, C.R. & Sarkar, S. 2009. *Planeación Sistemática de la Conservación*. (Trad. V. Sánchez-Cordero & F. Figueroa). Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el



- Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 304 pp. México D.F. (Original en inglés, 2007)
- Marmion M., Parviainen M., Luoto M., Heikkinen R.K. & Thuiller W. 2008. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Div. & Dist.* Doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x.
- McBride, M.F., Wilson, K.A., Bode, M. & Possingham, H.P. 2007. Incorporating the effects of socioeconomic uncertainty into priority setting for conservation investment. *Cons. Biol.*, 21, 1463–1474.
- Macdonald D. W., Burnham D., Hinks E. A. & Wrangham R. 2012. A Problem Shared Is a Problem Reduced: Seeking Efficiency in the Conservation of Felids and Primates. *Folia Primatol.* 2012;83:171–215.
- Moilanen, A., Possingham, H.P. & Wilson, K.A. (2009b) Spatial conservation prioritization: past, present and future. In: A. Moilanen, K.A. Wilson and H.P. Possingham (Eds.) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools.* Oxford University Press, Oxford, pp. 260–268.
- Moilanen, A., Possingham, H.P. & Wilson, K.A. 2009b Spatial conservation prioritization: past, present and future. In: A. Moilanen, K.A. Wilson and H.P. Possingham (Eds.) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools.* Oxford University Press, Oxford, pp. 260–268.
- Moilanen, A., Anderson, B.J., Eigenbrod, F., Heinemeyer, A., Roy, D.B., Gillings, S., Armsworth, P.R., Gaston, K.J. & Thomas, C.D. 2011. Balancing alternative land uses in conservation prioritization. *Ecol. Appl.*, 21, 1419–1426.
- Moffett, A. & Sarkar, S. 2006 Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks: a minireview with recommendations. *Div. & Dist.*, 12, 125–137.
- Muñiz-López 2008. Revisión de la situación del Águila Harpía *Harpia harpyja* en Ecuador. *Cotinga* 29-080304.
- Myers, R.A. & Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423, 280–283.



- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P.J., Polasky, S., Ricketts, T.H. & Rouget, M. 2006 Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecol. & Evol.*, 21, 681–687.
- Niels R. & H. Steege 2007. A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography*. 30:727-736.
- Oliveira, T. G. de. 1998. *Herpailurus yagouaroundi*. *Mammalian Species*, 578, 1–6.
- Pressey, R.L. & Bottrill, M.C. 2008 Opportunism, threats, and the evolution of systematic conservation planning. *Cons. Biol.*, 22, 1340–1345.
- Rabinowitz A. & K. A. Zeller. 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation of the jaguar. *Biol. Cons.*, 143:939-945.
- Rangel, T.F.L.V.B., Diniz-Filho, J.A.F. & Araújo, M.B. 2009. BIOENSEMBLES 1.0. Software for Computer Intensive Ensemble Forecasting of Species Distributions Under Climate Change. Goiás, Madrid, Évora.
- Ritchie, E. G. & N. J. Johnson. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecol. Let.*, 12:982-998.
- Roura-Pascual N., Brorons, L., Peterson A. T. & Thuiller W. 2008. Consensual predictions of potential distributional areas for invasive species: a case study of Argentine ants in the Iberian Peninsula. *Biol. Inv.* DOI 10.1007/s10530-008-9313-3.
- Rzedowski J. 1986. *Vegetación de México*. LIMUSA. México. 432 p.
- Purvis, A., Gittleman, J.L., Cowlishaw, G. & Mace, G.M. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267, 1947–1952.
- Salvatore M., F.Pozzi, E. Ataman, B. Haddleston & M. Bloise. 2005. Mapping global urban and rural population distributions. Food and Agricultural Organizations of the United Nations. Environment and natural resources working paper 24. Roma.
- Sarkar, S. 2002. Preface: conservation biology, the new consensus. *Journal of biosciences*. 27: i-iv.



- Sarkar, S., Pressey, R.L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K.A., Williams, K.J., Williams, P.H. & Andelman, S. 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources*, 31, 123–159.
- Scognamillo, D., Maxit I. E., Sunquist M. & Polisar J. 2003 Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *J. Zool.*, 259, 269–279 C
- SEMARNAP (Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca), Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), Instituto de Geografía Universidad Autónoma Nacional de México (UNAM). 2001. Inventario Nacional Forestal. 2000-2001. Escala 1:250000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca). 2010 Norma Oficial Mexicana, NOM-059-ECOL-SEMARNAT-2001, Protección ambiental, especies nativas de México, Flora y Fauna Silvestre-Categorías de riesgo y especificación por su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 6 de Diciembre de 2010. México. 2nd edition:pp. 1–86. México, D. F.
- Smith, F.A., Brown, J.H., Haskell, J.P., Lyons, S.K., Alroy, J., Charnov, E.L., Dayan, T., Enquist, B.J., Ernest, S.K.M., Hadly, E.A., Jones, K.E., Kaufman, D.M., Marquet, P.A., Maurer, B.A., Niklas, K.J., Porter, W.P., Tiffney, B. & Willig, M.R. 2004. Similarity of mammalian body size across the taxonomic hierarchy and across space and time. *The American Naturalist*, 163, 672–691.
- Smith, R.J. & Walpole, M.J. 2005. Should conservationists pay more attention to corruption? *Oryx*, 39, 251–256.
- Sunquist, M. & Sunquist, F. 2002 *Wild cats of the world*. University of Chicago Press, Chicago.
- Snyder, S. A. 1993. *Haliaeetus leucocephalus*. In: Fire Effects Information System, (Online). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Available: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>.



- Swets, J.A. 1995.. *Signal detection theory and ROC analysis in psychology and diagnostics: Collected papers*. Lawrence Erlbaum Associates.
- Téllez O., Hutchinson M. A., Nix H. A. & Jones P. 2011. Desarrollo de coberturas digitales climáticas para México. In: Sánchez R. G., Ballesteros B. C. & Pavón P. N. (Eds.) *Cambio Climático: aproximaciones para el estudio de su efecto sobre la biodiversidad*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México. Pp. 15-112.
- Thuiller W. 2003. BIOMOD — optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global change biology*. 9:1353–1362.
- Valenzuela G. D. y Vázquez L. B. 2007. Consideraciones para priorizar la conservación de carnívoros mexicanos. En: Sánchez-Rojas y Rojas Martínez. *Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 197-214 pp.
- Velázquez, A., Cué-Bär E. M., Larrazábal A., Sosa N., Villaseñor J.L., McCall M. & Ibarra-Manríquez. 2009. Building participatory landscape-based conservation alternatives: A case study of Michoacán, México, *Applied Geography*, doi:10.1016/j.apgeog.2008.11.001
- Velázquez, A., Mas, G. Bocco J.F. & Palacio-Prieto J. L. 2010. Mapping land cover changes in Mexico, 1976–2000 and applications for guiding environmental management policy. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 31:152–162
- Valenzuela, D. G. & Vázquez L. B. 2007. Consideraciones para priorizar la conservación de carnívoros mexicanos. En: Sánchez-Rojas G. y A. Rojas-Martínez (Eds) *Tópicos en sistemática, biogeografía ecología y conservación de mamíferos*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México. Pp. 197-214.



DISCUSIÓN GENERAL

El presente trabajo es uno de los primeros que intenta integrar factores socio-ambientales tales como el costo de obtención de terrenos, la gobernación ambiental y la persistencia de la cobertura vegetal en la priorización espacial de la conservación además de métodos de vanguardia para modelar la distribución de las especies, en conjunto lo anterior puede dar como resultado planes de conservación más robustos y viables. LA incorporación de criterios no biológicos es una tendencia clara en la literatura de planificación de la conservación, y su incorporación ha logrado buenos resultados de conservación en algunas regiones (Pressey y Bottrill, 2008; Moilanen *et al.*, 2009b).

Retomando las etapas de la planeación sistemática de la conservación propuestas por Margules y Sarkar (2009) en esta planeación se integran nueve de las once etapas, entre estas se resalta la incorporación de actores sociales integrado dentro de la gobernación ambiental; la incorporación de objetivos y metas de conservación en donde se dio importancia diferente a las especies, se integro (indirectamente) el área y conectividad que ocupan estas especies; además de la evaluación del pronóstico de las áreas integrando factores que influyen en la vulnerabilidad (densidad poblacional y uso antropogenico) y la persistencia de las áreas (predicción de cambio de cobertura vegetal para el 2024). De estas etapas solo faltaría incorporar la gestión de la conservación con las autoridades competentes y grupos de interés, y el monitoreo de las áreas, objetivo que se pretende realizar posteriormente a diferentes escalas.

Al analizar la pérdida de la cobertura vegetal original para el año 2024, se identificaron zonas importantes de pérdida dentro de la Sierra Madre Occidental y Oriental, la Faja Volcánica Transmexicana y la Costa del Golfo de México; éstas son también presentan un uso antropogenico y densidad humana actual más altos, estas regiones requieren de estrategias de planeación urgentes que logren mitigar el impacto y la fragmentación del hábitat ya que se puede considerar como un ecotono de gran importancia entre la región Neártica y Neotropical y es la única conexión para algunas poblaciones del norte y sur de México.



Los escenarios de priorización son consistentes en algunas zonas de México (Sierra Madre Occidental, Costa del Pacífico, Sierra Madre de Oaxaca, Altos de Chiapas y Selva Húmeda de Yucatán) al comparar estas regiones con los factores socio-ambientales se encontró que tienen baja densidad humana, costo de la tierra bajo, bajo uso antropogénico y alta persistencia de la cobertura vegetal características benéficas para la conservación de las especies. En comparación este resultado es inverso a lo encontrado en el Cerrado (Brasil) para mamíferos no voladores (Falerio y Loyola, 2013), en donde las zonas de mayor riqueza de especies están muy amenazadas por la perturbación humana dificultando su conservación y provocando la elección de áreas prioritarias en sitios muy diferentes a los sitios de mayor riqueza de especies.

Se destaca la importancia del escenario generado con todos los factores socio-ambientales como la mejor opción para facilitar la implementación de áreas protegidas para depredadores tope en México, ya que mostró un buen equilibrio entre los criterios biológicos, sociales, económicos y políticos, lo que aumenta su probabilidad de éxito si se aplican (Knight *et al.*, 2009).

Los escenarios generados con distribución suavizada son más claros al identificar grandes parches para la conservación, esto resulta más atractivo para las autoridades encargadas de la incorporación de ANP a nivel nacional, la protección de estas áreas además favorece la complementariedad de las zonas, así como la conectividad y la conservación de especies de ámbito hogareño extenso como lo son la mayoría de los depredadores tope considerados en este trabajo.

La generación de escenarios de priorización a nivel nacional permite tener un panorama integrado de las políticas, actividades socioeconómicas y prioridades en inversión para la conservación lo cual facilitara su ejecución.

En México se han hecho exploraciones similares intentando encontrar zonas prioritarias para la conservación de primates (Tobón *et al.*, 2012) y reptiles mamíferos (Iloldi-Rangel *et al.*, 2008), Este y esos trabajos aunque fueron generados con otras metodologías y para otras especies resultan ser complementarios; un ejemplo de lo anterior es el ejercicio de priorización para la conservación de los primates (Tobón *et al.*,



2012) en donde resaltan zonas importantes que también han sido identificadas como importantes en este estudio (Chimalapas, en Oaxaca y Veracruz, la Selva Lacandona al este de Chiapas, Pantanos de Centla en Tabasco, Calakmul y Balam-Ku en Campeche y este de Quintana Roo desde la Bahía de Chetumal pasando por Sian Ka'an hasta Yum Balam).

Las áreas naturales protegidas actuales de acuerdo al presente análisis solo estarían cubriendo de 12 al 33% de las zonas importantes para la conservación de los depredadores tope en México, esto refleja la necesidad de conservar otras áreas para asegurar la persistencia de dichas especies en nuestro país.

En México este es el primer estudio que propone corredores a nivel nacional para el manejo y la conservación de jaguar. Con este estudio se presenta una base sólida para la identificación de áreas importantes para conectar las áreas de hábitat potencial del jaguar que influya en directrices de proyectos de conservación o restauración de estas regiones a nivel nacional.

En general las principales amenazas para los jaguares a través de los posibles corredores identificados en este estudio son las carreteras y autopistas, esto ha sido documentado también en otros estudios (Woodroffe y Gingsberg 1998, Beier 2001, Carroll *et al.* 2001, Singleton 2002, Colchero 2010). Por lo cual es importante verificar los sitios de paso a través de ellas y las características del hábitat que lo permiten, a partir de estos datos se pueden generar propuestas para proteger o establecer pasos de vida silvestre en las autopistas (Clevenger & Waltho 2000, Dodd *et al.* 2007). Los corredores viables propuestos en este trabajo con longitudes máximas de desplazamiento de 230 km y ancho mínimo de 14 km pueden ser usados por el jaguar. Sin embargo, conforme las distancias entre poblaciones núcleo o reproductivas de jaguar aumentan, se hacen más importantes aquellos parches relativamente pequeños de hábitat.

En su mayoría las áreas identificadas como corredores potenciales presentan anchos mínimos de 1.3 km y longitudes máximas a 320 km características que representan un alto riesgo para el desplazamiento del jaguar, debido a las amenazas antropogénicas, por lo cual se requieren acciones de restauración ecológica en esas zonas. El ejercicio de



Stepping Stones identificó varios parches de hábitat que pueden facilitar el paso de jaguares aunque algunos de estos parches son pequeños (17 km²), la distancia de separación entre ellos es corta (23 km máximo) de acuerdo a los reportes de desplazamiento de esta especie en México (20 km por noche, Núñez 2002). La conectividad y restauración de los parches de hábitat de los Bosques Mesófilos y Sierra Madre Occidental-Sierras del Norte de Oaxaca es posiblemente la única forma de mantener el flujo génico con poblaciones del noreste de México. Es importante mencionar que esta población representa el extremo norte de la distribución del jaguar en América.



CONCLUSIÓN GENERAL

Las unidades de conservación de jaguar y su modelo de hábitat potencial permitieron identificar siete corredores viables y seis potenciales para jaguar en México a través de un sistema de información geográfica, además permitió identificar pequeños parches de hábitat entre las dos unidades de manejo y conservación de jaguar en México más aisladas.

Incluir factores socio-ambientales, además de la distribución potencial de 20 especies de depredadores tope en México, en la identificación de escenarios de priorización de áreas para la conservación, fue una mejor opción para facilitar la implementación de áreas protegidas que escenarios generados solo considerando la distribución potencial de dichas especies.

En resumen, se concluye que las dimensiones socioeconómicas y políticas de los problemas de conservación tienen más importancia en la determinación de las prioridades de conservación espaciales de la distribución espacial de las especies de depredadores tope en México. Por otra parte, la inclusión de estos criterios reduce los conflictos en escenarios de conservación con alguna pérdida en el valor de la biodiversidad, pero con grandes cambios en el patrón espacial de áreas prioritarias dadas las limitaciones socioeconómicas y políticas. Es importante validar la viabilidad de los corredores, lo cual se pretende realizar a través del monitoreo de jaguares con collares satelitales capturados en algunos de los sitios de inicio y termino de los parches identificados en este trabajo.

Se espera que nuestros resultados puedan actuar como un paso en un proceso de planificación para la conservación necesaria para la persistencia de los depredadores tope en México y son las bases para tomar acciones sobre los sitios de conservación y conexión para lograr mitigar la mortalidad de la vida silvestre dentro de estas áreas (Beier *et al.* 2006).



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arriaga, I., Espinoza, J.M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L. & Loa, E. (coordinadores). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, México.
- Balmford, A. 2002. Selecting sites for conservation. En: Norris, K. & Pain, D.J. (Eds.) Conservation bird biodiversity: general principles and their application. (Cambridge university press. Cambridge, UK, pp 74-104.
- Baum, J.K. & Worm, B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *J. Animal Ecology*, 78, 699– 714.
- Beier, P. 1993. Determining minimum habitat areas and corridors for cougars. *Conservation Biology*, 7, 94-108.
- Beier, P., Penrod, K.L., Luke, C., Spencer, W.D., & Cabanero, C. 2006. South Coast missing linkages: restoring connectivity to wildlands in the largest metropolitan area in the USA. En: K.R. Crooks & M. Sanjayan (Eds.), *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp 555–586.
- Carroll, C., Reed, F.N., & Paquet, P.C. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the rocky mountain region. *Ecological Applications*, 11(4), 961-980.
- Carroll, C. 2006. Linking connectivity to viability: insights from spatially explicit population models for large carnivores. In: K.R. Crooks & M. Sanjayan (Eds.) *Connectivity conservation*, pp. 369-389. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Clevenger, A.P., & Waltho, N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banf National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14, 47-56.
- Colchero, F., Conde, D.A., Materola, C., Chávez, C., Rivera, A., & Ceballos G. 2010. Jaguar son the move: modeling movement o mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation*, 13(2), 256-166.



- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1998. La diversidad biológica de México estudio de país. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. México. 3-21 p.
- Crooks, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16, 488–502.
- Dodd, N.L., Gagnon, J.W., Manzo, A.L., & Schweinsburg, R.E. 2007. Video surveillance to assess highway underpass use by elk in Arizona. *Journal of Wildlife Management*, 71, 637–645.
- Eklund, J., Arponen, A., Visconti, P. & Cabeza, M. 2011. Governance factors in the identification of global conservation priorities for mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366, 2661–2669.
- Elith J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.McC., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K.S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve predictions of species distributions from occurrence data. *Ecography*. 29:129-151.
- Faleiro, F.V. & Loyola, R.D. 2013. Socioeconomic and political trade-offs in biodiversity conservation: a case study of the Cerrado Biodiversity Hotspot, Brazil. *Diversity and Distributions*, DOI: 10.1111/ddi.12072
- Ferrier, S. & Wintle, B.A. 2009. Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: matching the solution to the need. En: A. Moilanen, K.A. Wilson & H.P. Possingham (Eds.) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 1–15.
- Grigione, M.M., Menke, K., López-González, C., List, R., Banda, A., Carrera, J., Carrera, R., Giordano, A.J., Morrison, J., Sernberg, M., Thomas, R., & VanPelt, B. 2009. Identifying potential conservation in the USA and Mexico: integrating reliable knowledge across an international border. *Oryx*, 43, 78-86.



- Guisan, A., and N.E. Zimmerman. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Guisan A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than implem habitat models. *Ecology letters*. 8:993-1009.
- Hartley, S., Harris, R. & Lester, P.J. 2006. Quantifying uncertainty in the potential distribution of an invasive species: climate and the argentine ant. *Ecology letters*. 9:1068-1079.
- Iloldi-Rangel, P., Fuller, T., Linaje, M., Pappas, C., Sánchez-Cordero, V., Sarkar, S. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and distributions*. 14: 493-508.
- Knight, A.T., Cowling, R.M. & Campbell, B.M. 2006. An operational model for implementing conservation action. *Cons. Biol.*, 20, 408-419.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A.T. & Campbell, B.M. 2008. Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology*, 22, 610-617.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Possingham, H.P. & Wilson, K.A. 2009 From theory to practice: designing and situating spatial prioritization approaches to better implement conservation action. In: A. Moilanen, K.A. Wilson and H.P. Possingham (Eds.) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 249-259.
- Lovallo, M.J. 2000. Multivariate models of bobcat habitat selection for Pennsylvania landscapes. Ph. D. thesis. Pennsylvania State University, University Park.
- Mace, G.M., Balmford, A., Boitani, L., Cowlshaw, G., Dobson, A.P., Faith, D.P., Gaston, K.J., Humphriies, C.J., Vane-Wright, R.I., Williams, P.H., Lawton, J.H., Margules, C.R., May, R.M., Nicholls, A.O., Mace, H., Collar, N.J. 2002. Priority-setting in species conservation. In K. Norris y D. j. Pain (Eds). *Conserving bird biodiversity. General principles and their application*. Cambridge University Press. Cambridge, pp. 61-73.
- Margules C.R. & Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*. 405:243-253.



- Margules, C.R. & Sarkar, S. 2009. Planeación Sistemática de la Conservación. (Trad. V. Sánchez-Cordero & F. Figueroa). Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 304 pp. México D.F. (Original en inglés, 2007)
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K. & Thuiller, W. 2008. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity & Distributions*. Doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x.
- McBride, M.F., Wilson, K.A., Bode, M. & Possingham, H.P. 2007. Incorporating the effects of socioeconomic uncertainty into priority setting for conservation investment. *Conservation Biology*, 21, 1463–1474.
- Moilanen, A., Possingham, H.P. & Wilson, K.A. 2009 Spatial conservation prioritization: past, present and future. In: A. Moilanen, K.A. Wilson and H.P. Possingham (Eds.) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, Oxford, pp. 260–268.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P.J., Polasky, S., Ricketts, T.H. & Rouget, M. 2006 Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 681–687.
- Navarro-Sigüenza, A.G. & Townsend-Peterson, A. 2007. Mapas de las aves de México basados en WWF. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. CE015. México D. F.
- Noss, R.F., & Daly, K.M. 2006. Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning. In: Crooks K.R. & M. Sanjayan (eds.) *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp 587-619.
- Podruzni, S.R., Cherry, S., Schwartz, C.C. & Landenburger, L.B. 2002. Grizzly bear dining and potential conflict areas. In the Greater Yellowstone Ecosystem. *Ursus*, 13, 19–28.
- Ritchie, E.G. & Johnson, N.J. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 12:982-998.



- Rodríguez-Estrella, R. & Sánchez-Colón, S. 2004. Predictive models of raptors' habitat of Baja California Sur, Mexico: a comparison of logistic and classification-tree models. 179-212. En: R. Rodríguez-Estrella and L.A. Bojórquez-Tapia (Eds.). Spatial Analysis in Raptor Ecology and Conservation. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, CONABIO. 212 p.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J.C., Briones, M.Á., Núñez, R., Rosas-Rosas, O., Ceballos, G., & Falcucci, A. 2011. Predicting potential distribution of the *Panthera onca* in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions*, 17, 350-361.
- Sarkar, S., Pressey, R.L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K.A., Williams, K.J., Williams, P.H. & Andelman, S. 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources*, 31, 123-159.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca). 2010 Norma Oficial Mexicana, NOM-059-ECOL-SEMARNAT-2001, Protección ambiental, especies nativas de México, Flora y Fauna Silvestre-Categorías de riesgo y especificación por su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 6 de Diciembre de 2010. México. 2nd edition:pp. 1-86. México, D. F.
- Singleton, P.H., Gaines, W., & Lehmkuhl, J.F. 2002. Landscape Permeability for Large Carnivores in Washington: A Geographic Information System Weighted Distance and Least-Cost Corridor Assessment. US Forest Service Department of Agriculture, Research Paper. PNW-RP. U.S.F.S. Pacific Northwest Research Station.
- Theobald, E.M. 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. En: Crooks K.R. & M. Sanjayan (Eds.) *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 587-619.
- Tracey, J.A. 2006. Individual based modeling as a tool for conserving connectivity. En: K.R.Crooks & M. Sanjayan (Eds.) *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 342-368.



- Tobón, W., Urquiza-Haas, T., Ramos-Fernández, G., Calixto-Pérez, E., Alarcón, J., Kolb, M. & Koleff, P. 2012. Prioridades para la conservación de los primates en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Asociación Mexicana de Primatología, A.C.– Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D. & Kadmon, R. 2007. A comparative evolution of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions*, 13, 397–405.
- Urbina-Torres, F., Romo de Vivar-Álvarez, C. & Navarro-Sigüenza, A.G.. 2009. Notas sobre la distribución de algunas aves en Morelos, México. *Huitzil Revista de Ornitología Mexicana*, 10:30-37.
- Valenzuela, G.D. & Vázquez, L. B. 2007. Consideraciones para priorizar la conservación de carnívoros mexicanos. En: Sánchez-Rojas y Rojas Martínez. *Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, pp 197-214.
- Weaver, J. L., P. C. Paquet, and L. F. Ruggiero. 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10:964-976.
- Wikramanayake, E., Dinerstein, E., Loucks, C., Olson, D., Morrison, J., Lamoreux, J., McKnight, M. & Hedao, P. 2001. *Terrestrial ecoregions of the Indo-Pacific: A conservation assessment*. Washington (DC): Island Press.
- Woodroffe, R., & Ginsberg, J.R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280, 2126–2128.



ANEXOS

Material suplementario del artículo “Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: conservation strategies”.

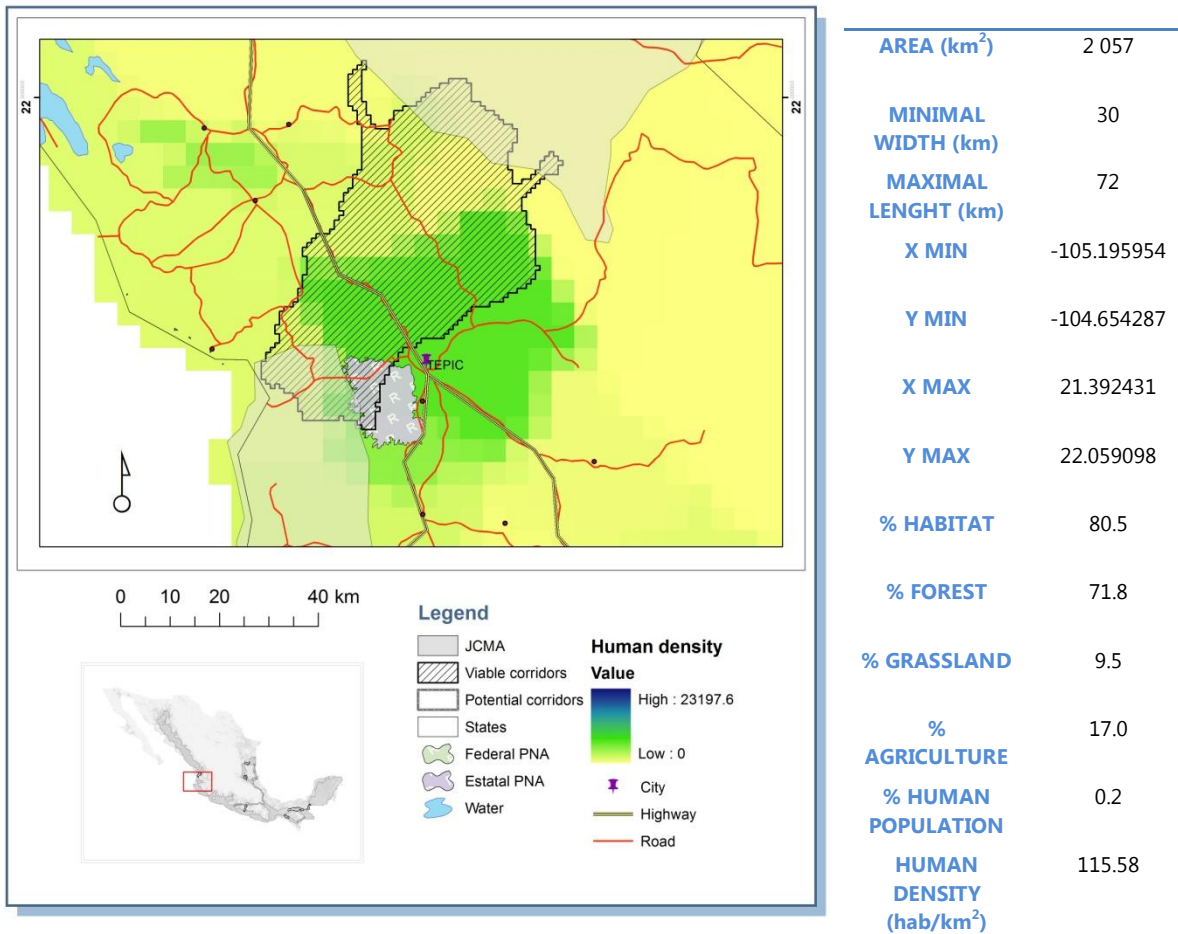
Viable corridor



North to South of the Pacific Coast

Localization: state of Nayarit, western Tepic. Located in the Pacific Coast biogeographic region.

Description: is the shorter and wider corridor, has 80% of viable habitat, the West have a good degree of original cover preservation. There are two PNA: Sierra de San Juan and Feeding of the 043 watering basin district of the State of Nayarit. In the north are one UMA “El Zopilote”. There are three highways traversing one is federal highway running from Tepic to Mazatlan. In the eastern, the human density is high.





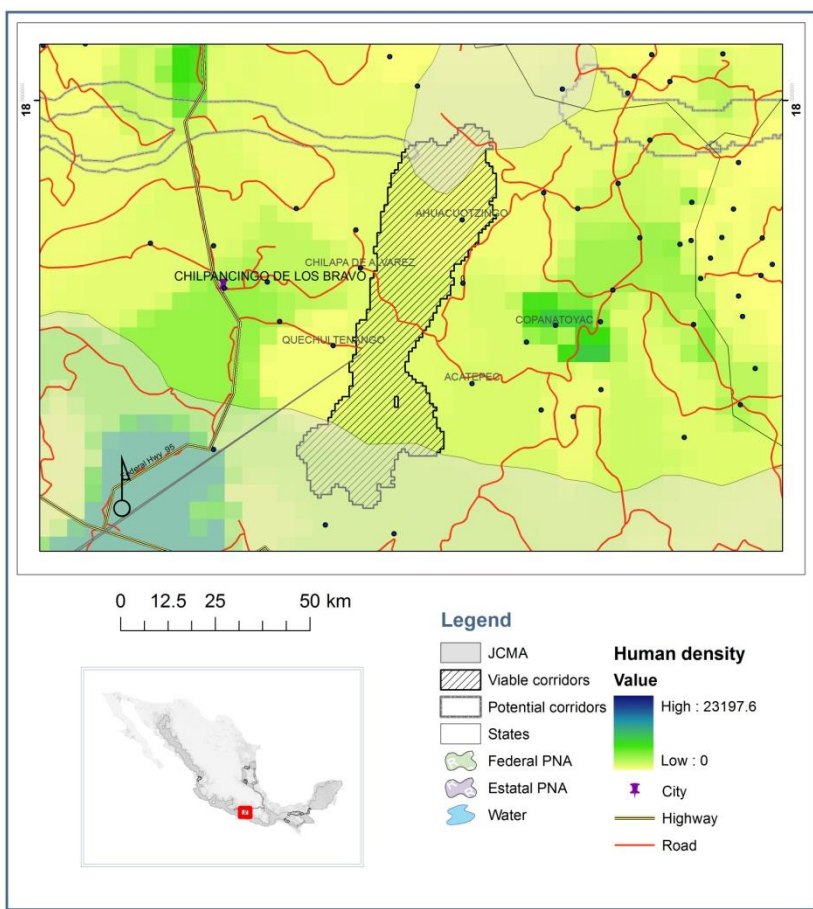
Viable corridor

2

North of Olinalá to South of Pacific Coast

Localization: within of Guerrero state, east of Chilpancingo and Chilapa. It is part of three biogeographic regions: Pacific Coast, Sierra Madre del Sur and Balsas Depression.

Description: is crossed by a state highway. The human density is low. Has viable habitat and exist jaguar records.



AREA (km²)	2 137
MINIMAL WIDTH (km)	14
MAXIMAL LENGHT (km)	105
X MIN	-99.329287
Y MIN	-98.870953
X MAX	17.025764
Y MAX	17.942431
% HABITAT	71.4
% FOREST	79.6
% GRASSLAND	9.6
% AGRICULTURE	10.6
% HUMAN POPULATION	0.0
HUMAN DENSITY (hab/km²)	38.18



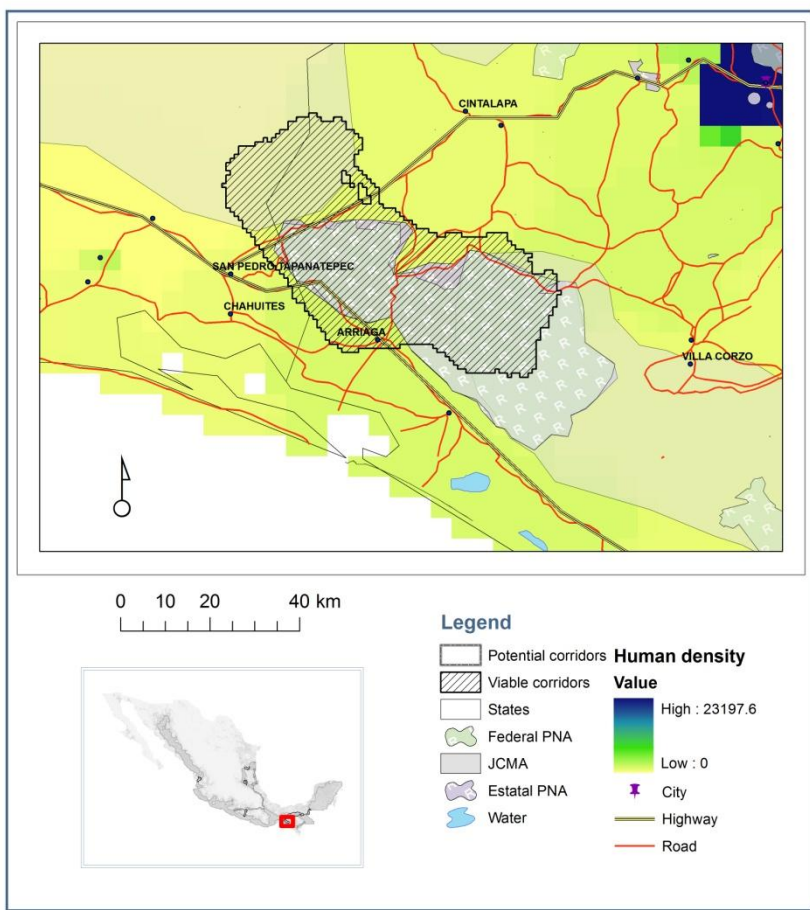
Viable corridor

3

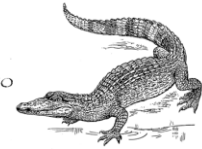
South Pacific Coast to Southern Chiapas

Localization: in the state of Chiapas and the Isthmus of Tehuantepec and la Sepultura. It belongs to the Pacific Coast and Soconusco biogeographic regions.

Description: 82% of the corridor has jaguar potential habitat. There are two reserves: Selva Zoque - La Sepultura. Exists two roads one federal highway from Salina Cruz to Tuxtla Gutierrez. The human density is low. Exist jaguar records in the Sierra de Arriaga and Villa Flores.



AREA (km²)	2 183
MINIMAL WIDTH (km)	25
MAXIMAL LENGHT (km)	78
X MIN	-94.21262
Y MIN	-93.545953
X MAX	16.159097
Y MAX	16.700764
% HABITAT*	82.4
% FOREST	69.9671094
% GRASSLAND	10.9730546
% AGRICULTURE	18.6323823
% HUMAN POPULATION	0.37028544
HUMAN DENSITY (hab/km²)	35.75



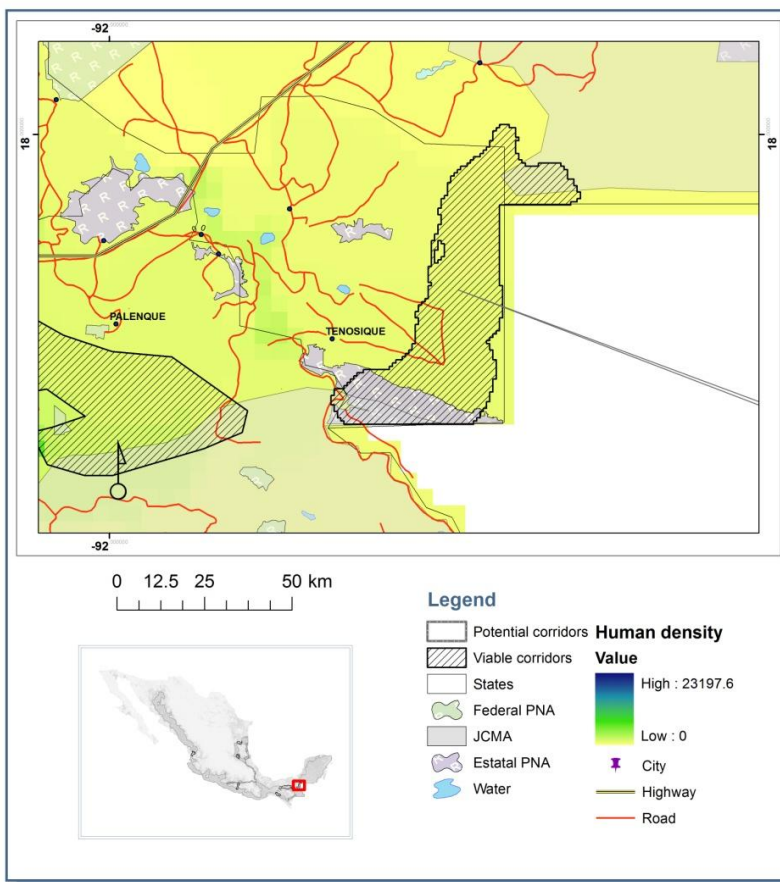
Viable corridor

4

Lacandona to Yucatán Peninsula

Localization: within the state of Tabasco and in a small part of Campeche. It is part of the Gulf of Mexico biogeographic region.

Description: 76% is jaguar potential habitat. Within the corridor is the Usumacinta Canyon State ANP. It is crossed by a country road. The population density is low. Along the corridor there has been recorded the jaguar presence.



AREA (km²)	2 060
MINIMAL WIDTH (km)	20
MAXIMAL LENGHT (km)	79
X MIN	-91.429286
Y MIN	-90.804286
X MAX	17.250764
Y MAX	18.042431
% HABITAT*	76.3
% FOREST	27.7
% GRASSLAND	21.3
% AGRICULTURE	64.6
% HUMAN POPULATION	0.2
HUMAN DENSITY (hab/km²)	23.31



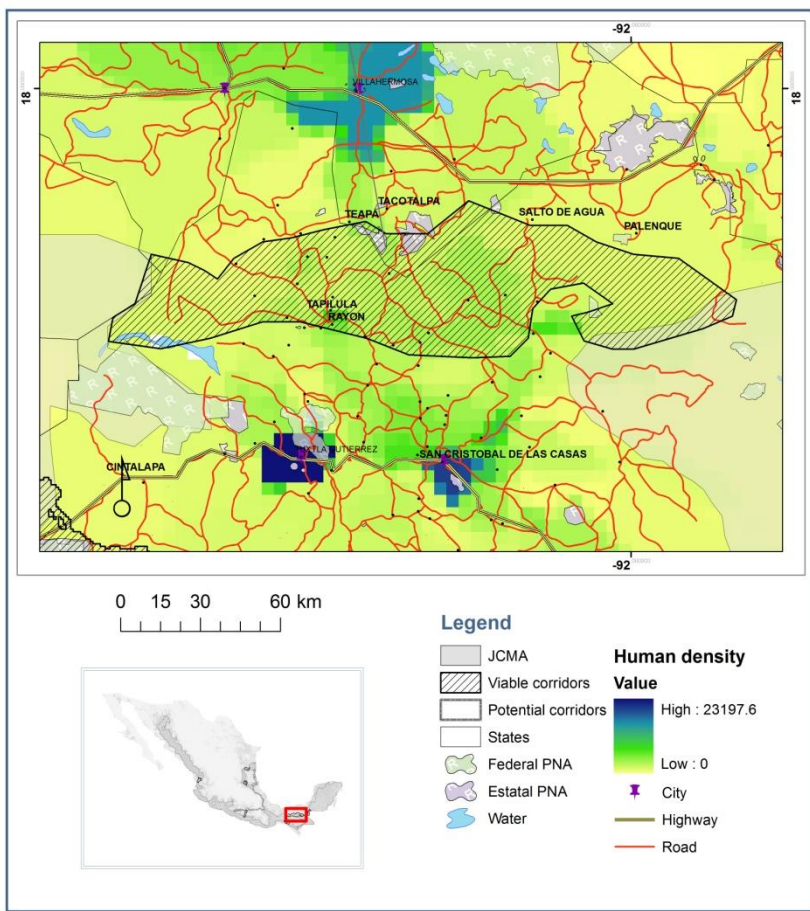
Viable corridor

5

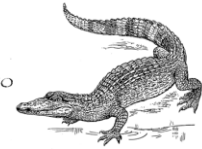
Southeast of Pacific Coast to Lacandona

Localization: within the state of Chiapas and a small part of Tabasco, from the Tehuantepec Isthmus to the Lacandon Jungle. It is part of the Gulf of Mexico and the Chiapas highlands biogeographic regions.

Description: within the corridor are four PNAs: Palenque, Agua Azul Waterfalls, Sierra de Tabasco and Agua Blanca. It is crossed by at least eight rural roads. The jaguar presence has been recorded in the region Macuspana.



AREA (km²)	7 642
MINIMAL WIDTH (km)	16
MAXIMAL LENGHT (km)	230
X MIN	-93.769053
Y MIN	-91.644053
X MAX	17.089094
Y MAX	17.63076
% HABITAT*	45.3
% FOREST	49.9
% GRASSLAND	0.3
% AGRICULTURE	49.6
% HUMAN POPULATION	0.1
HUMAN DENSITY (hab/km²)	65.6



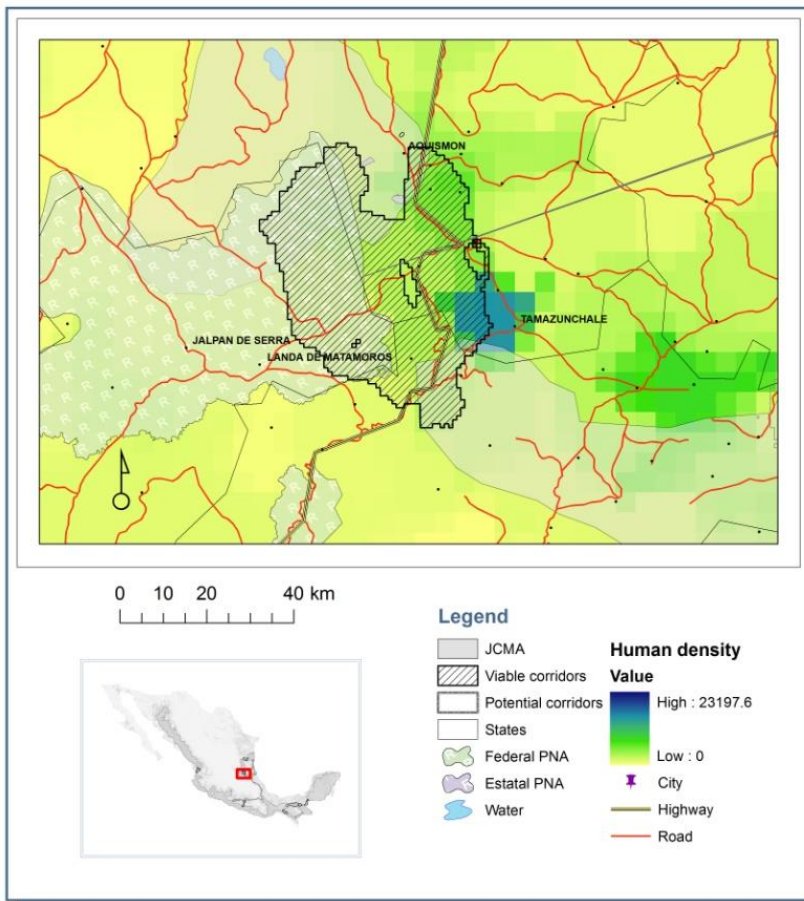
Viable corridor

6

Sierra Madre Oriental to Chapulhuacán

Localization: in the join of the states of Queretaro, San Luis Potosi and Hidalgo, from Aquismón to Chapulhuacan and east of Temazunchale. It is part of the Sierra Madre Oriental biogeographic region.

Description: 76% is jaguar potential habitat. A portion is within the Biosphere Reserve Sierra Gorda. It is crossed by a federal highway that runs from Tula to Ciudad Valles and a rural road. The human density is high in the eastern. The jaguar presence has been recorded in the Tancanhuitz region.



AREA (km²)	2 025
MINIMAL WIDTH (km)	37
MAXIMAL LENGHT (km)	62
X MIN	-99.320953
Y MIN	-98.820953
X MAX	21.050764
Y MAX	21.634098
% HABITAT*	76.7
% FOREST	72.2
% GRASSLAND	3.3
% AGRICULTURE	22.6
% HUMAN POPULATION	0.1
HUMAN DENSITY (hab/km²)	86.96



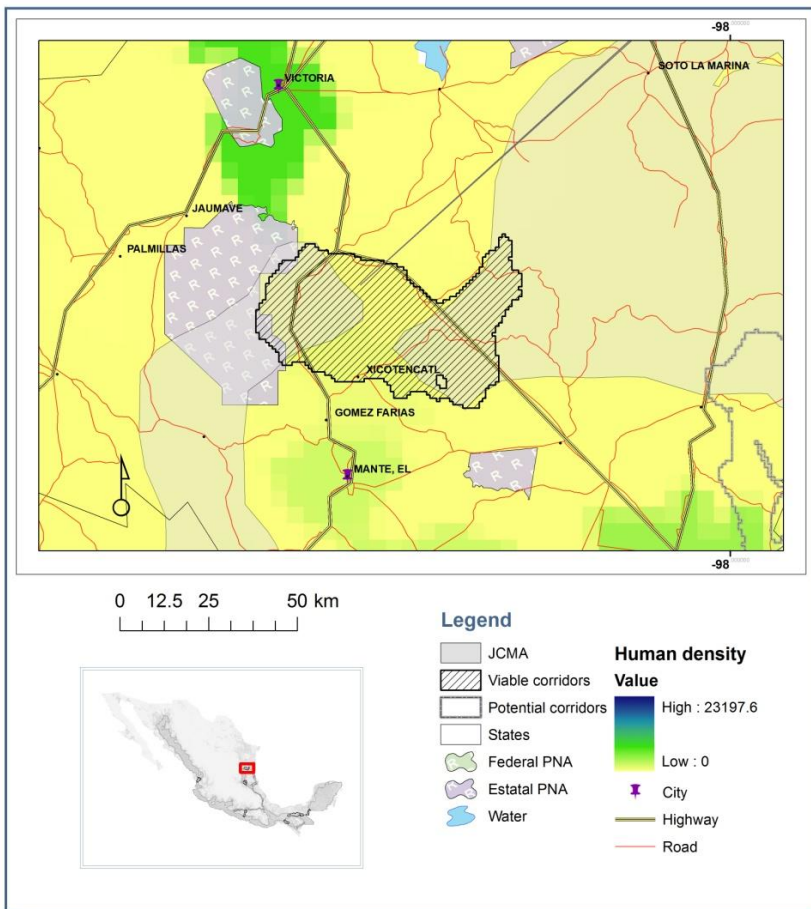
Viable corridor



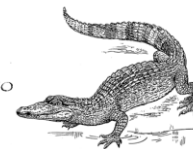
West of Heaven and Xicotencatl

Localization: within the state of Tamaulipas, from El Cielo Biosphere Reserve to Casas municipal and passes north of Xicotencatl. It is part of the Sierra Madre Oriental biogeographic region.

Description: 88% is jaguar potential habitat. Within the corridors is the shortest feasible. It is crossed by two federal highways going from Ciudad Mante to Ciudad Victoria and thence to Tampico. The human density is low. The jaguar presence has been recorded.



AREA (km²)	2 069
MINIMAL WIDTH (km)	26
MAXIMAL LENGHT (km)	61
X MIN	-99.204287
Y MIN	-98.53762
X MAX	22.917431
Y MAX	23.375764
% HABITAT*	88.9
% FOREST	51.6
% GRASSLAND	2.3
% AGRICULTURE	44.9
% HUMAN POPULATION	0.3
HUMAN DENSITY (hab/km²)	11.11



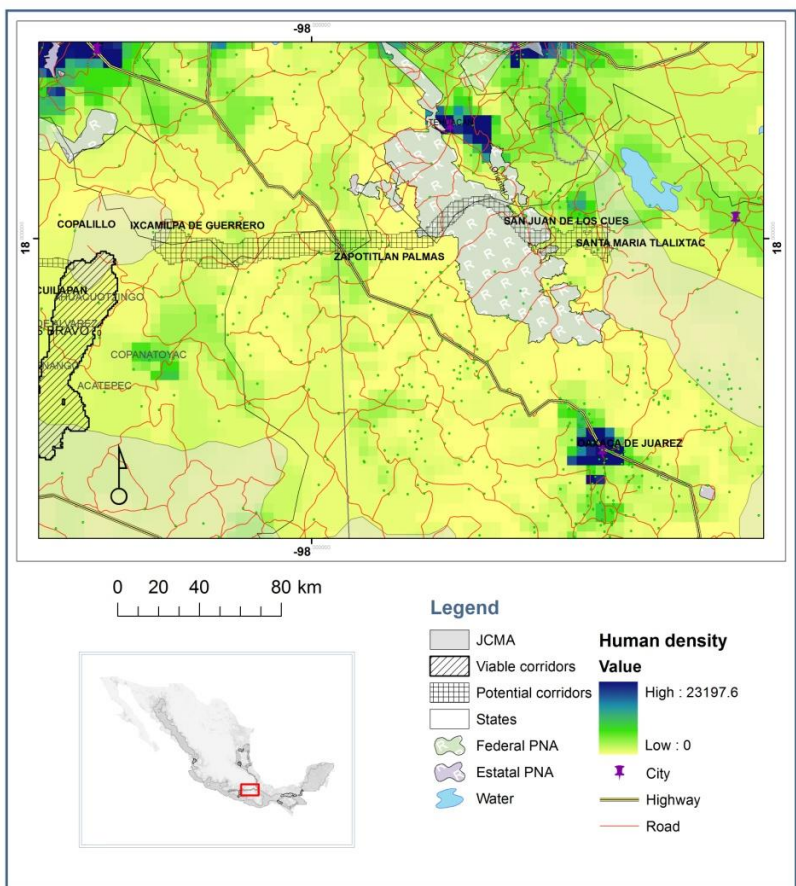
Potential corridor



South Pacific Coast to Olinalá North

Localization: within Guerrero state, passes by Mexcalá. It is part of the Balsas Depression and Sierra Madre del Sur biogeographic regions.

Description: it is a long corridor (164 km) the 90% is jaguar potential habitat. It is crossed by the federal highway that runs from Chilpancingo to Iguala and three rural roads. Presents low human density. The jaguar presence has been recorded in the town of Puerto del Gallo and Apaxtla.



AREA (km²)	1 368
MINIMAL WIDTH (km)	2.5
MAXIMAL LENGTH (km)	164
X MIN	-
Y MIN	100.524414
X MAX	17.697823
Y MAX	18.031156
% HABITAT*	90.5
% FOREST	79.5
% GRASSLAND	3.3
% AGRICULTURE	14.3
% HUMAN POPULATION	0.0
HUMAN DENSITY (hab/km²)	28.2



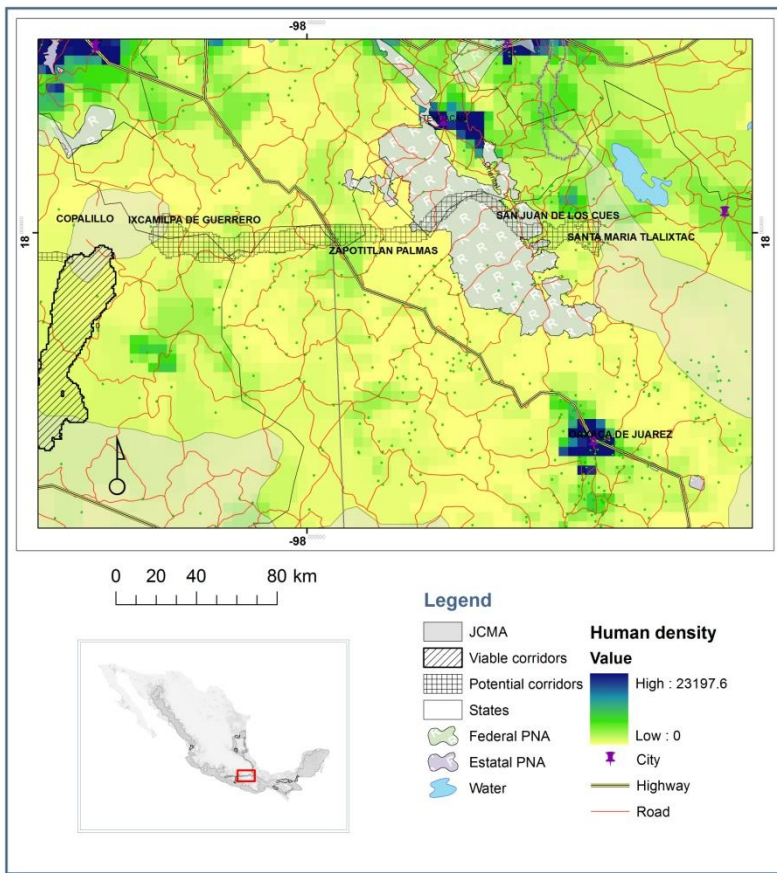
Potential corridor

B

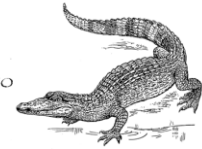
Olinalá North to Mazateca Sierra

Localization: on the southern edge of Puebla state and passes through Oaxaca, Puebla and Guerrero states; from San Miguel Amatitlán North to Tehuacán South. Present four biogeographic regions (Balsas Basin, Sierra Madre del Sur, Neovolcanic Axis, and Oaxaca).

Description: is one of the longer and narrower corridors. Crosses Tehuacan Valley-Zapotitlan and Cuicatlán PNA. It is crossed by nine roads, one of which is the federal highway that runs from Cautla to Oaxaca. The human density is low. At one point of the corridor the jaguar presence has been registered (in Cuyamecalco).



AREA (km²)	2 207
MINIMAL WIDTH (km)	3
MAXIMAL LENGTH (km)	229
X MIN	-98.704286
Y MIN	-96.66262
X MAX	17.867431
Y MAX	18.200764
% HABITAT*	44.9
% FOREST	70.8
% GRASSLAND	5.5
% AGRICULTURE	19.7
% HUMAN POPULATION	0.0
HUMAN DENSITY (hab/km²)	34.93



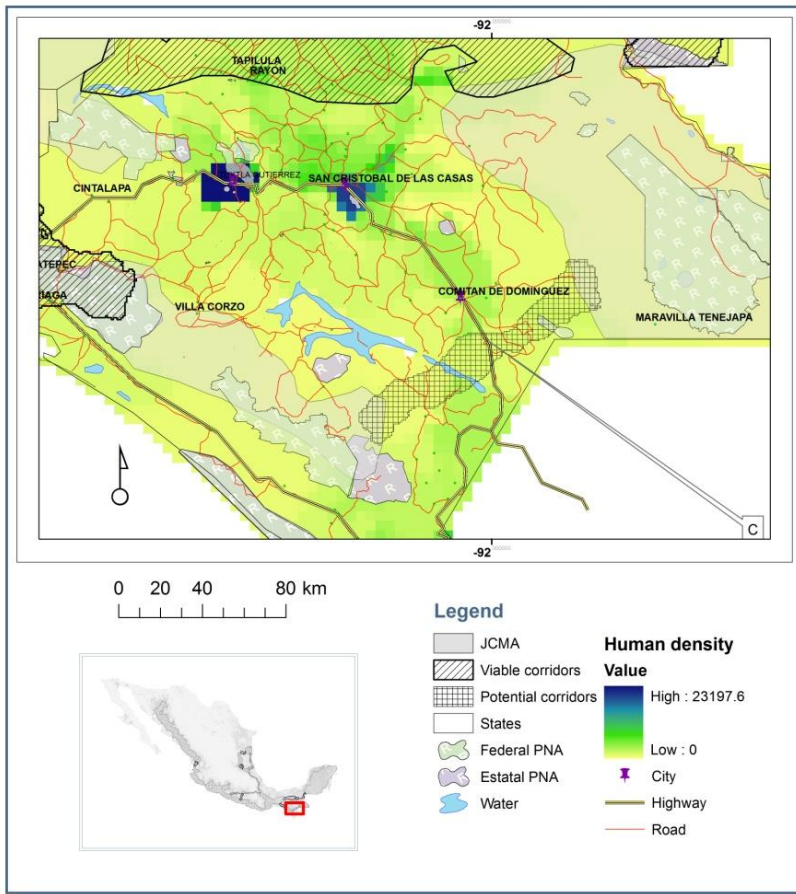
Potential corridor



South of Chiapas to Montes Azúles

Localization: within Chiapas state, goes from El Triunfo to La Concordia. Crosses Pacific Coast and highlands Chiapas biogeographic regions.

Description: the vegetation has a high degree of fragmentation and it is very disturbed by agriculture. Have one PNA: Lagunas de Montebello. Four roads crosses, one of which is the federal highway that runs from Comitán to Tapachula. The jaguar presence has been recorded in Tepancoapan.



AREA (km²)	2 170
MINIMAL WIDTH (km)	8
MAXIMAL LENGTH (km)	131
X MIN	-92.570953
Y MIN	-91.529286
X MAX	15.617431
Y MAX	16.409097
% HABITAT*	61.5
% FOREST	60.7
% GRASSLAND	9.1
% AGRICULTURE	28.2
% HUMAN POPULATION	0.4
HUMAN DENSITY (hab/km²)	38.66



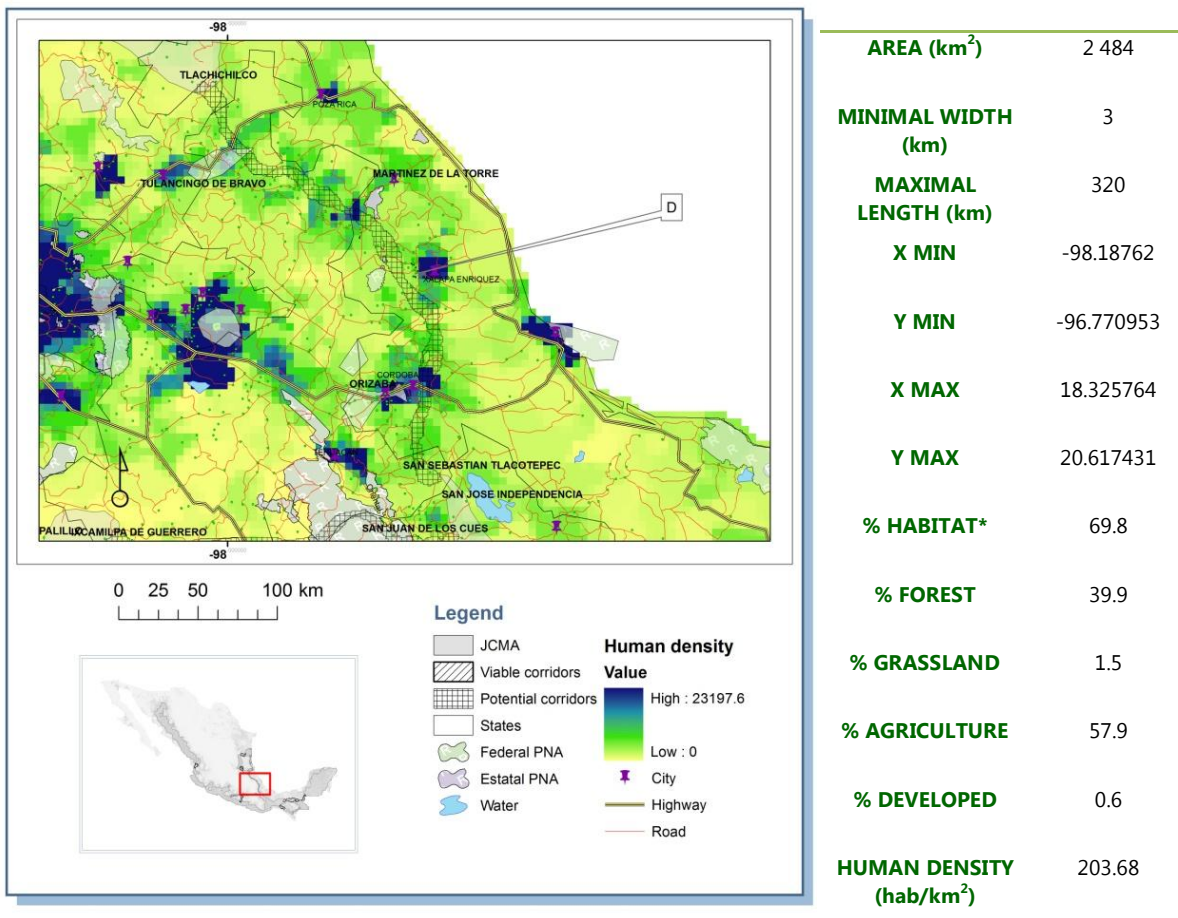
Potential corridor

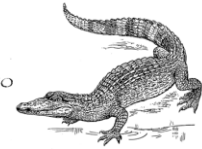
D

Could Forests of Sierra Madre Oriental to Sierras of Northern Mixe Oaxaca

Localization: within the states of Puebla, Veracruz and Hidalgo and goes from the East of Cordoba and to the west of Xalapa. It is part of the Sierra Madre Oriental, Gulf of Mexico and Oaxaca biogeographic regions.

Description: it is the longest corridor (320 km) and is very disturbed by agriculture. Passes near of two cities (approx. 2 km, Cordoba and Xalapa). It is part of four PNAs (Cofre and Perote, Necaxa River, San Pedro del Monte and San Juan del Monte). It is crossed by at least twelve rural roads and two federal highways. The jaguar presence only has been registered at 8 km of the corridor in La Cueva de las Sabinas (Chumatlán, Veracruz).





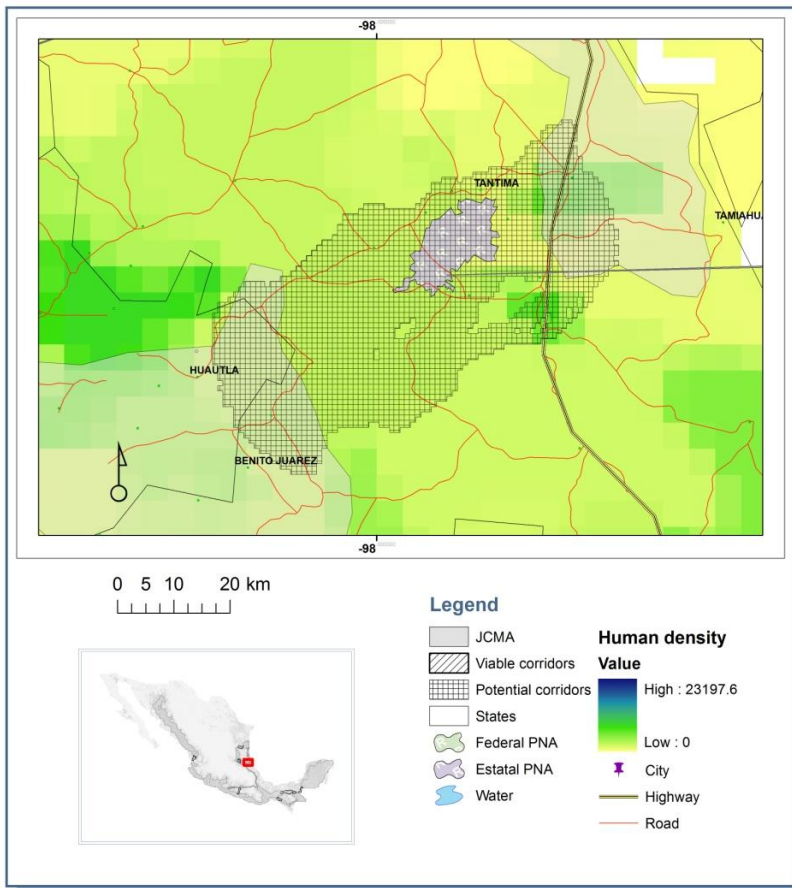
Potential corridor

E

Chapulhuacan to Tamiahua

Localization: within the state of Veracruz, passes Huautla, Amatlan and Cerro Azúl. It is part of the Gulf of Mexico biogeographic region.

Description: is very disturbed by agriculture. Within the corridor is the Sierra Otontepec ANP. It crosses a highway and at least three federal roads. Within this corridor there has been recorded the presence of jaguars in Reform (Temapache, Veracruz).



AREA (km²)	2 119
MINIMAL WIDTH (km)	28
MAXIMAL LENGTH (km)	72
X MIN	-98.26262
Y MIN	-97.595953
X MAX	20.875764
Y MAX	21.459098
%HABITAT*	70
%FOREST	31.5
%GRASSLAND	0.0
%AGRICULTURE	67.6
% HUMAN POPULATION	0.9
HUMAN DENSITY (hab/km²)	72.51



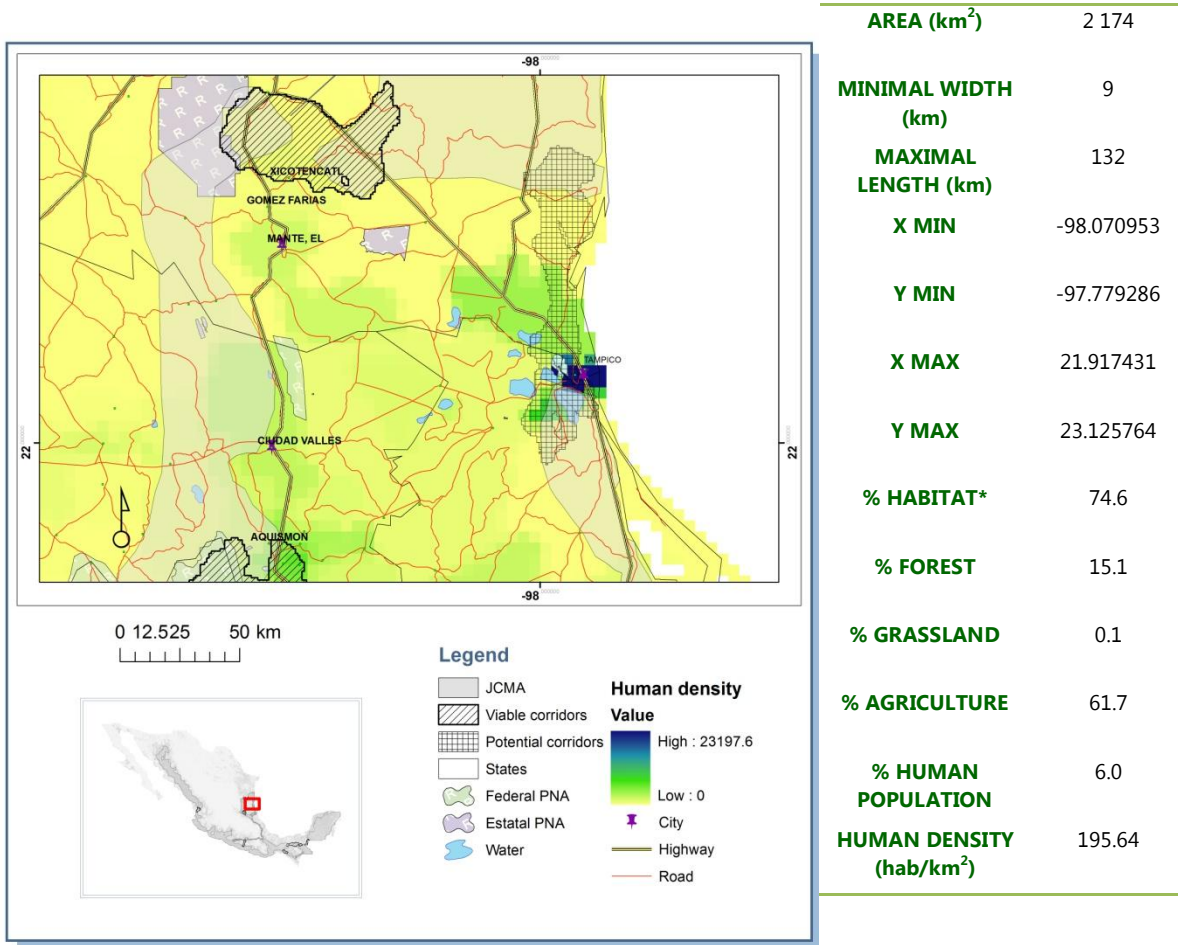
Potential corridor

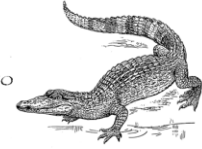
E

Tamiahua to Tamaulipas

Localization: within the state of Tamaulipas and Veracruz. It is part of the Gulf of Mexico biogeographic region.

Description: fragmentation due to agriculture is high in much of the corridor. Within the corridor are three UMAs. It is crossed by four roads and one federal highway. The jaguar presence has been recorded in Aldama in Balcones Ranch.





Material suplementario del artículo “Escenarios de priorización para la conservación de depredadores tope en México bajo la influencia de factores socio-ambientales”.

Cuadro S1. Valores de ABC para cada una de las especies y modelos.

Especie	Distancia				Inteligencia artificial		
	BioClim	Distancia euclídeana	Distancia de Mahalanobis	Ensamble	Máxima GARP	entropía	Ensamble
<i>Aquila chrysaetos</i>	0.65	0.53	0.61	0.95	0.67	0.88	0.94
<i>Boa constrictor</i>	0.81	0.77	0.83	0.98	0.82	0.91	0.9
<i>Crocodylus acutus</i>	0.97	0.85	0.95	0.86	0.95	0.98	0.88
<i>Cathartes burrovianus</i>	0.93	0.68	0.94	0.93	0.94	0.97	0.78
<i>Crocodylus moreletii</i>	0.98	0.79	0.71	0.76	0.91	0.97	0.84
<i>Harpia harpyja</i>	0.99	0.5	0.81	0.8	0.93	0.93	0.94
<i>Heloderma horridum</i>	0.76	0.54	0.66	0.9	0.74	0.9	0.98
<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	0.95	0.92	0.9	0.96	0.88	0.95	0.73
<i>Harpohaliaeetus solitarius</i>	0.74	0.52	0.69	0.93	0.82	0.86	0.9
<i>Leopardus pardalis</i>	0.79	0.65	0.77	0.97	0.78	0.89	0.92
<i>Lynx rufus</i>	0.65	0.57	0.61	0.97	0.74	0.84	0.97
<i>Leopardus wiedii</i>	0.86	0.71	0.87	0.98	0.84	0.9	0.91
<i>Puma concolor</i>	0.61	0.5	0.52	0.9	0.67	0.81	0.9
<i>Panthera onca</i>	0.77	0.54	0.77	0.98	0.77	0.83	0.92
<i>Puma yagouaroundi</i>	0.81	0.54	0.82	0.82	0.81	0.93	0.92
<i>Spizastur melanoleucus</i>	0.96	0.5	0.77	0.8	0.91	0.88	0.97
<i>Spizaetus ornatus</i>	0.89	0.5	0.84	0.96	0.83	0.92	0.96
<i>Sarcoramphus papa</i>	0.93	0.76	0.91	0.92	0.91	0.94	0.94
<i>Spizaetus tyrannus</i>	0.91	0.69	0.91	0.96	0.91	0.96	0.95
<i>Ursus americanus</i>	0.85	0.76	0.78	0.97	0.81	0.93	0.97
Mínimo	0.61	0.5	0.52	0.76	0.67	0.81	0.73
Máximo	0.99	0.92	0.95	0.98	0.95	0.98	0.98
Promedio	0.84	0.65	0.78	0.91	0.83	0.91	0.91

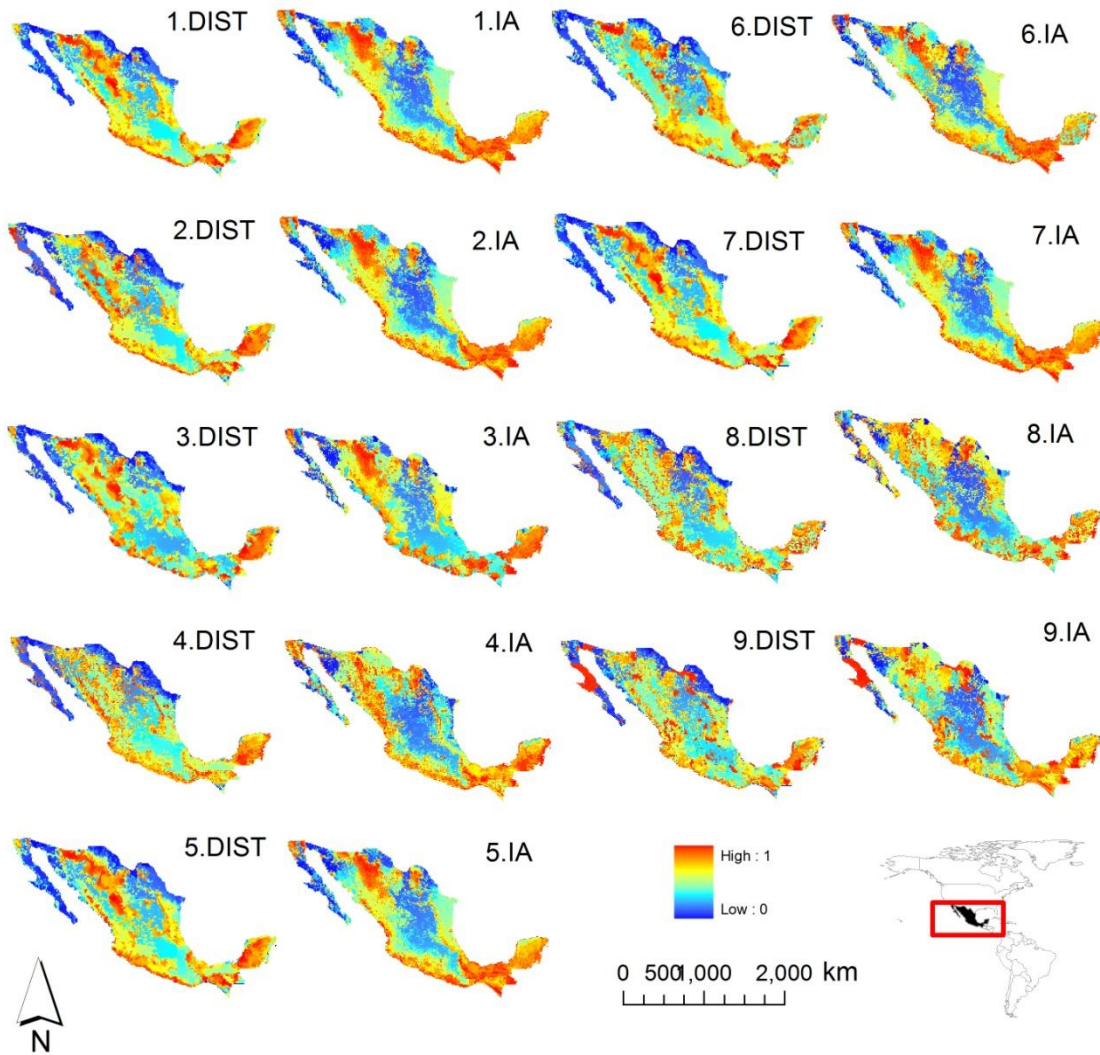


Figura S1. Muestra cada uno de los escenarios generados y la distribución de las áreas naturales protegidas actuales.