



**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

POSGRADO EN CIENCIAS APLICADAS

**Adecuación, uso y manejo del hábitat de artiodáctilos
silvestres en bosque tropical caducifolio secundario
en la Huasteca Potosina, México**

Tesis que presenta

Gabriela García Marmolejo

Para obtener el grado de

Doctora en Ciencias Aplicadas

en la opción de

Ciencias Ambientales

Director de la Tesis:

Dr. Leonardo Chapa Vargas

San Luis Potosí, S.L.P. a 15 de noviembre de 2013.



Constancia de aprobación de la tesis

La tesis “**Adecuación, uso y manejo del hábitat de artiodáctilos silvestres en bosque tropical caducifolio secundario en la Huasteca Potosina, México**” presentada para obtener el Grado de Doctora en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales fue elaborada por **Gabriela García Marmolejo** y aprobada el **quince de noviembre del dos mil trece** por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dr. Leonardo Chapa Vargas
Director de la tesis

Dra. Elisabeth Huber- Sannwald
Miembro del Comité Tutoral

Dr. Juan Manuel Weber Rodríguez
Miembro del Comité Tutoral

Dr. Octavio Cesar Rosas Rosas
Miembro del Comité Tutoral



Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales en el Área de Ecología y Cambio Ambiental Global del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. Leonardo Chapa Vargas.

Este trabajo de tesis fue realizado con el financiamiento de U.S. Fish & Wildlife Service Grant Number 4522, COPOCYT Proyecto FMSLP-2008-C02-104322, otorgados al Dr. Leonardo Chapa Vargas.

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (No. 185873).



Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 020 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Doctorado en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 15 días del mes de noviembre del año 2013, se reunió a las 09:20 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

Dr. Juan Manuel Weber Rodríguez	Presidente	ECOSUR
Dra. Elisabeth Huber- Sannwald	Secretaria	IPICYT
Dr. Leonardo Chapa Vargas	Sinodal	IPICYT

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS APLICADAS
EN LA OPCION DE CIENCIAS AMBIENTALES

sustentó la C.

Gabriela García Marmolejo

sobre la Tesis intitulada:

Adecuación, uso y manejo del hábitat de artiodáctilos silvestres en bosque tropical caducifolio secundario en la Huasteca Potosina, México

que se desarrolló bajo la dirección de

Dr. Leonardo Chapa Vargas

El Jurado, después de deliberar, determinó

APROBARLA

Dándose por terminado el acto a las 12:50 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición de la interesada y para los fines que a la misma convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 15 días del mes de noviembre de 2013.

Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez
Jefa del Departamento del Posgrado


Dr. Marcial Bonilla Marín
Secretario Académico



A Marco, Hanna y Louan

... mis corazones que caminan el mundo.

... si la mayoría de los humanos entendiéramos diferente el mundo...

*“... Yo dejo mi monte
para que los animales no se vayan y tengan que comer.
Cuando mis nietos crezcan
los voy a traer para que ellos también puedan verlos.
... imagínese,
sin animales el monte estaría vacío,
callado, no tendríamos compañía...”*

Don Hermelindo Guzmán Antonia

Agradecimientos

Con un aprecio muy especial agradezco a mi comité tutorial por su dedicación, tiempo, amistad y confianza, brindadas durante mi estancia en San Luis Potosí. A mi director de tesis, Leonardo Chapa Vargas, por su tiempo, dedicación, tolerancia y capacidad de escuchar, para discutir mi trabajo. Especialmente agradezco la confianza y libertad brindadas que me permitieron siempre explorar posibilidades y nuevos retos para enriquecer mi trabajo, pero principalmente para formarme profesionalmente. A Elisabeth Huber Sannwald, por su tiempo, dedicación, disponibilidad de ayudar a construir este trabajo y especialmente por su implacable convicción de innovar para mejorar pese a la inercia de un sistema navegando lentamente hacia la transformabilidad, que me han marcado profundamente. A Manuel Weber por su tiempo, dedicación, disponibilidad y contribuciones para mejor mi trabajo a pesar de la distancia. Especialmente por su amistad y confianza. A Octavio por su tiempo y contribuciones para enriquecer este trabajo. Por su entusiasmo de colaborar a pesar de la distancia.

A mis guías de campo con mucho cariño: Martín Pérez Natalia, Hermelindo Guzmán Antonia, Juan Torres Muñoz... por todo lo que ni siquiera imaginan que me enseñaron, por su amistad, su entusiasmo para colaborar conmigo incondicionalmente... ojalá un día yo pueda retribuir tanto como ustedes me brindaron a mí en esta etapa de mi vida.

A todas las personas que colaboraron directamente conmigo de manera logística y en campo: Felix Martínez Hernández, Enrique López Rubio, Alejandro Durán Fernández, Enedino Hernández, Luis Enrique Hernández, Lorenzo Rodríguez, Crecencia Perez, Silvia Robles, Cecilia de Guzmán, Marco Braasch, Jesús Martínez... y a la inmenso número de personas que también contribuyeron de una manera indirecta en La Aguaje, El Estribo y Laguna de Mante.

A mis amigos y compañeros del IPICyT que compartimos este tiempo y este espacio.

A mi familia por su cariño en la distancia.

Especialmente a Marco por su solidaridad, ayuda, paciencia, cariño... gracias con todo mi corazón.

Contenido

Constancia de aprobación de la tesis	ii
Créditos institucionales	iii
Acta de examen	iv
Dedicatorias	v
Agradecimientos	vii
Lista de tablas	xi
Lista de figuras	xiii
Resumen	xv
Abstract	xvi
Presentación	1
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL	3
Planteamiento del problema	4
Los bosques secundarios en la conservación	7
Los ungulados silvestres nativos de la Huasteca Potosina	9
Distribución y estatus de conservación	10
Hábitat, ecología y comportamiento	14
Importancia social y ecológica de los ungulados	14
Área de estudio	18
Localización y descripción	18
Contexto socioeconómico	19
El bosque tropical caducifolio	21
Descripción	22
Flora	23
Fauna	24
Preguntas de investigación	26
Hipótesis	27
Escala regional	27
Escala local y de paisaje	27
Objetivos	28
Referencias	29
CAPÍTULO 2. POTENTIAL DISTRIBUTIONAL PATTERNS OF THREE WILD UNGULATE SPECIES IN A FRAGMENTED TROPICAL REGION OF NORTHEASTERN MEXICO	39
Abstract	40
Resumen	41
Introduction	42
Methods	45
Study area	45
Species records	46
Environmental variables	47

Species distribution modeling	49
Model evaluation	51
Identification of potential suitable habitat areas	52
Results	54
Discussion	59
White-tailed deer	59
Central American red brocket deer	61
Collared peccary	63
Implications for conservation	65
References	68
CAPÍTULO 3. LANDSCAPE COMPOSITION INFLUENCES ABUNDANCE PATTERNS AND HABITAT USE OF THREE UNGULATE SPECIES IN FRAGMENTED SECONDARY DECIDUOUS TROPICAL FORESTS AT THE HUASTECA POTOSINA, MEXICO	75
Abstract	76
Resumen	77
Introduction	78
Material and methods	83
Study area	83
Sampling units	85
Data collection	85
Data Analysis	87
Relative abundance and successional stages	88
Habitat use at the landscape scale	89
Model Selection: habitat-related effects of environmental variables at multiple scales	90
Results	93
Differences among successional stages	93
Ungulate relative abundances	94
Landscape scale habitat use	95
Habitat-related effects of environmental variables at multiple scales	97
Discussion	100
Central American red brocket deer	100
White-tailed deer	105
Collared peccary	109
Management implications	112
References	115

CAPÍTULO 4. HACIA UN MANEJO PARA CONSERVACIÓN DE LOS UNGULADOS NATIVOS SILVESTRES EN LA HUASTECA POTOSINA	128
Introducción	129
Conservación de ungulados en ANP	131
Conservación en agroecosistemas	136
Regulación de la caza	143
Perspectivas de manejo de vida silvestre	149
Referencias	153
Conclusiones generales	158
Anexos	
1. Clasificación de los estadios sucesionales	161
2. Identificación de las huellas de ungulados	163
3. Lista de especies de árboles registradas en bosque secundario	166

Lista de tablas

Tabla 1.1. Características generales de las especies de ungulados distribuidos en la Huasteca Potosina, San Luís Potosí, México.	15
Tabla 2.1. Environmental variables used to predict suitable habitat conditions for three ungulate species at Huasteca Potosina: <i>Odocoileus virginianus</i> , <i>Mazama temama</i> and <i>Pecari tajacu</i> .	50
Tabla 2.2. Plant species consumed by target ungulates: <i>Odocoileus virginianus</i> (Ov), <i>Mazama temama</i> (Mt) and <i>Pecari tajacu</i> (Pt) in the Huasteca region, Mexico.	52
Tabla 2.3. Results of the Jackknife test of regularized training gain for three ungulate species: <i>Mazama temama</i> , <i>Odocoileus virginianus</i> and <i>Pecari tajacu</i> . We present variable contribution to the model and gain when one variable is omitted and used in isolation.	55
Tabla 2.4. Fragmentation patterns of potential distribution areas of three ungulate species within Natural Protected Areas of the Huasteca region of San Luis Potosí, Mexico. Target species included: <i>Odocoileus virginianus</i> (Ov), <i>Mazama temama</i> (Mt) and <i>Pecari tajacu</i> (Pt).	60
Tabla 3.1 Model selection (Akaike Information Criterion) for the evaluation of effects of multi-scale environmental variables of three ungulates: <i>Odocoileus virginianus</i> , <i>Pecari tajacu</i> , and <i>Mazama temama</i> in deciduous tropical forests at the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012.	92
Tabla 3.2. Comparison among average (\pm standard deviation) of elevation and vegetation characteristics of three successional stages in deciduous tropical forests in the Huasteca Potosina, Mexico during June-2010 – May 2012.	93
Tabla 3.3. Comparison of occupied and available landscape composition (proportion of forest, agriculture, and pasture within ~113 ha) for evaluating preference by three ungulates: <i>Odocoileus virginianus</i> , <i>Pecari tajacu</i> and <i>Mazama temama</i> in deciduous tropical forests in the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012.	96

Tabla 3.4. Model-averaged parameter estimates for three ungulates: <i>Odocoileus virginianus</i> , <i>Pecari tajacu</i> , and <i>Mazama temama</i> in deciduous tropical forests at the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012. Variables used for all model and their standard errors are presented.	97
Tabla 4.1. Comparación de la situación actual de las poblaciones de ungulados que se distribuyen en la Huasteca Potosina (ver capítulo 2 y 3) y los efectos en estas tres especies de diferentes tipos de escenarios posibles de acuerdo a algunas variables antropogénicas analizadas en los capítulos anteriores y a variables observadas durante el periodo de monitoreo junio-2010 a mayo-2012.	130
Tabla 4.2. Metas sugeridas para la conservación de ungulados en la Huasteca Potosina, sus posibilidades de conservación frente a tres alternativas para conservación de la biodiversidad y algunas acciones sugeridas encaminadas a alcanzar dichas metas.	152

Lista de figuras

Figura 1.1. Distribución en México de <i>Odocoileus virginianus</i> (venado cola blanca), <i>Pecari tajacu</i> (pecarí de collar) y <i>Mazama temama</i> (temazate), de acuerdo con Leopold (1965).	11
Figura 1.2. Pareja de venado cola blanca (<i>Odocoileus virginianus veracrucis</i>), en bosque tropical caducifolio, 15.JUL.10, 06:39 am, Sierra de En Medio, El Naranjo, San Luis Potosí, México.	17
Figura 1.3. Piara de pecarí de collar (<i>Pecari tajacu</i>) en bosque tropical caducifolio, 03.AGO.10, 16:15 hrs., Sierra de En Medio, El Naranjo, San Luis Potosí, México.	17
Figura 1.4. Localización del área de estudio. Se presentan los principales tipos de vegetación y uso de suelo de acuerdo con Conabio (1999), y las localidades de monitoreo entre junio de 2010 a mayo del 2012:	18
Figura 1.5. Madre e hijo de la etnia náhuatl. La Aguaje, San Luis Potosí, México. Abril 2012.	20
Figura 1.6. Campos de caña en bosque tropical caducifolio de la Huasteca Potosina, El Naranjo, San Luis Potosí, México. Agosto 2010.	21
Figura 1.7. Chamal (<i>Dioon edulede</i>), Sierra de En Medio, El Naranjo, San Luis Potosí, México, 2012.	23
Figura 1.8. Hembra preñada de jaguar (<i>Panthera onca</i>), 21.JUL.10, 06:14 am, Sierra de En Medio, El Naranjo, San Luis Potosí, México.	25
Figura 2.1. Location of the Huasteca Potosina, San Luis Potosi, Mexico. Land use and land cover, and localities of more than 10,000 inhabitants.	46
Figure 2.2. Potential distribution models for <i>Odocoileus virginianus</i> (A), <i>Mazama temama</i> (B), and <i>Pecari tajacu</i> (C). Predicted distributions are logistic outputs. Light shading represent low probability values, dark shading represent high probability values.	57

Figura 2.3. Sympatric potential distribution areas of the three ungulates and Natural Protected Areas in the Huasteca Potosina, Mexico.	58
Figura 3.1. Location of study area, the Huasteca Potosina, San Luis Potosi, Mexico. Land use and land cover and Natural Protected Areas within region and localities of monitoring of ungulates.	82
Figura 3.2. Mean relative abundances index (Track Encounter Rate) of <i>Mazama temama</i> , <i>Odocoileus virginianus</i> and <i>Pecari tajacu</i> in three vegetation successional stages at permanent transects located in deciduous tropical forest in the Huasteca Potosina, Mexico.	95
Figura 3.3 Landscape composition in used and available landscapes of three ungulates species: <i>Odocoileus virginianus</i> (Odvi), <i>Pecari tajacu</i> (Peta), and <i>Mazama temama</i> (Mate) in deciduous tropical forests in the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012. Data presented are percent of landscape components within an area of ~113 ha. ALC. Random-available landscapes in the study area.	96
Figura 3.4. Tracks Encounter Rate (tracks/km) of <i>Mazama temama</i> in secondary deciduous tropical forest in the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012 estimated from model-averaged parameter estimates as a function of altitude (a), and percentage of forest within a territory of ~113 ha (b).	98
Figura 3.5. Tracks Encounter Rate (tracks/km) of <i>Odocoileus virginianus</i> in secondary deciduous tropical forest in the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012 estimated from model-averaged parameter estimates as a function of human population around presence records within an area of 40 km ² (a), distance to water sources (b), percentage of forest within a territory of ~113 ha (c), and successional stages (d).	99
Figura 3.6. Tracks Encounter Rate (number of groups of tracks/km) of <i>Pecari tajacu</i> in secondary deciduous tropical forest in the Huasteca Potosina, Mexico during June-2010 – May 2012 estimated from model-averaged parameter estimates as a function of distance to water sources (a), and human population within ~40 km ² (b).	99

Resumen

Adecuación, uso y manejo del hábitat de artiodáctilos silvestres en bosque tropical caducifolio secundario en la Huasteca Potosina, México

La Huasteca Potosina, localizada en el extremo este de San Luis Potosí, alberga poblaciones de tres especies de ungulados silvestres; el venado temazate (*Mazama temama*), el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y el pecarí de collar (*Pecari tajacu*). Como resultado de sus hábitos alimenticios, estas especies influyen en la dinámica de la estructura y composición de los bosques y representan las especies más importantes en la actividad cinegética, deportiva y de subsistencia, a nivel nacional. La Huasteca Potosina, al igual que la mayor parte de los ecosistemas tropicales en el país, ha sido objeto de un constante cambio de uso de suelo. En el presente, la mayor parte de sus ecosistemas originales presentan evidencias de perturbación y se encuentran entremezclados con bosques de crecimiento secundario. En regiones rurales altamente transformadas por el hombre, los ecosistemas secundarios constituyen el hábitat disponible para la fauna silvestre. En general, el potencial de los bosques secundarios en la conservación de la fauna es poco conocido y es necesario analizarlo en el contexto social regional. Para ello, en este trabajo se analizaron los patrones de distribución de dichas especies de ungulados en diferentes escalas espaciales integrando simultáneamente variables ambientales (biológicas, ecológicas, físicas y climáticas) y antropogénicas (demográficas y uso de suelo). El acercamiento metodológico al efecto del cambio de uso de suelo en los ungulados silvestres nativos de la Huasteca Potosina tuvo lugar en dos escalas espaciales: (1) En la escala regional, que comprendió el territorio total de la Huasteca potosina, para estimar el hábitat potencial remanente de los ungulados se analizaron sus patrones de distribución potencial utilizando el modelo de nicho ecológico de Máxima Entropía. (2) La escala local se analizó en tres etapas: (I) se estimó la abundancia relativa en tres diferentes estadios de sucesión del bosque secundario caducifolio mediante el índice de Tasa de Encuentro de Huellas. (II) Se comparó la composición del paisaje en territorios utilizados por los ungulados y los disponibles en bosque tropical caducifolio. (III) Se analizó simultáneamente la influencia de variables físicas, biológicas y antropogénicas en la Tasa de Encuentro de Huellas mediante la selección de modelos lineales utilizando un acercamiento de teoría de información, e inferencia a partir de múltiples modelos. Entre los resultados más relevantes se encontró que: (1) en la escala regional, el área potencial remanente para las tres especies está fragmentada y ha desaparecido principalmente en las áreas de planicie. (2) En la escala local, los bosques secundarios son utilizados por los ungulados y potencialmente constituyen extensiones del hábitat original, cuando la matriz del paisaje no está dominada por agroecosistemas (agricultura y agostaderos). En ambas escalas las variables antropogénicas y la composición del paisaje tuvieron el mayor efecto en los patrones de distribución y abundancia de los ungulados. En términos de la conservación de estas especies, estos resultados sugieren que su manejo debe estar enfocado a nivel de paisaje. La matriz de naturaleza, un nuevo paradigma para la conservación de la biodiversidad, ofrece una alternativa al modelo de conservación clásico en el país, adecuada respecto a los encuentros del presente trabajo y al contexto social regional. En general, la matriz de naturaleza puede considerarse una alternativa viable para la conservación de ungulados en regiones tropicales de México.

PALABRAS CLAVE. Cambio de uso de suelo, conservación, Criterio de Información de Akaike, estadios sucesionales, Maxent, ungulados.

Abstract

Suitability, habitat use and management of native artiodactyls in secondary tropical deciduous forest, at the Huasteca Potosina, Mexico

The region known as “Huasteca Potosina” is located in eastern San Luis Potosi. It harbors populations of three native ungulate species; the Central American brocket deer (*Mazama temama*), the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) and the collared peccary (*Pecari tajacu*). Through their feeding habits, these species influence the forest structure and composition, and thus of these forests. In addition, these are the most important nationwide game species, both for sport and for subsistence. The Huasteca Potosina, like most tropical ecosystems in Mexico, has been modified through constant processes of land use change. At present, most original vegetation in the region is interspersed with secondary growth forests, and exhibits human disturbance. In rural regions transformed by humans, secondary ecosystems potentially provide wildlife habitat. The potential of secondary forests for wildlife conservation, however, is poorly known, and it is required that analyses incorporate information related to both regional scales and social context. Consequently, target ungulate distribution patterns were analyzed simultaneously at different spatial scales, integrating environmental (biological, ecological, physical, and climate) and anthropogenic (demographic, and land use) variables. In this study, the methodological approach to investigate the effect of land use change on native ungulates in the Huasteca focused at two spatial scales: (1) At the regional scale, which included the entire extension of the Huasteca Potosina, remaining potential habitat for ungulates was estimated, and the potential distribution patterns of the target species were analyzed using ecological niche model based on Maximum Entropy. (2) At the local scale, the study was exclusively carried out in tropical deciduous forests and was divided in three phases: (I) Relative abundance was estimated in three different successional stages using Track Encounter Rate an index of abundance. (II) Landscape composition was compared between territories used by ungulates and available landscapes using an index of resource preference. (III) The influence of physical, biological and anthropogenic variables on Track Encounter Rate was simultaneously analyzed using lineal models and information-theoretic approach to select models and to make inference based on multiple models. The most relevant findings were that: (1) at the regional scale, the potential ungulate niche has almost completely disappeared from the plains, and their remaining potential distribution is currently fragmented. (2) At the local scale, secondary forests are used by ungulates and potentially constitute extensions of the original habitat when the landscape matrix is not dominated by agroecosystems (agriculture and pastures). At both scales, anthropogenic and landscape composition variables had the greatest effect on ungulate distribution and abundance patterns. In terms of ungulate conservation, these results suggest that habitat management should focus at the landscape scale. Nature’s matrix, a new paradigm for biodiversity conservation, is consistent with the findings of this study and appropriate for the regional social context, offers an alternative to the classical conservation model in Mexico. In fact, nature’s matrix may be considered a viable alternative for ungulate conservation in Mexican tropical regions.

KEY WORDS. Akaike Information Criterion, conservation, land use change, Maxent, successional stages, ungulates.

Presentación

Este trabajo presenta el estudio de tres importantes especies cinegéticas de ungulados a nivel nacional que se distribuyen originalmente en la Huasteca Potosina: el venado temazate (*Mazama temama*), el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y el pecarí de collar (*Pecari tajacu*). Con las herramientas a nuestro alcance, este trabajo organizado en cuatro secciones contiene la información más precisa publicada respecto a estas especies para la región. Se espera que esta información tenga aplicaciones en el manejo de estas especies a nivel regional que finalmente resulten en un mejor manejo de estos recursos naturales del estado.

En el primer capítulo se presenta un panorama general de las especies objetivo y una descripción general del área de estudio con la finalidad de contextualizar la justificación del presente trabajo y presentar la información necesaria para permitirle al lector entender el objetivo principal de este proyecto.

En el capítulo dos como un primer acercamiento al estudio de ungulados en la región se analizaron los patrones de distribución potencial para las tres especies de ungulados a nivel de una mesoescala ($\sim 10^4 \text{ km}^2$), que incluyó casi totalmente la región denominada Huasteca Potosina. Estos patrones se analizaron en respuesta a cuatro tipos de variables: físicas, climáticas, biológicas y antropogénicas; utilizando el modelo de nicho ecológico de máxima entropía. Mediante esta aproximación se identificaron áreas potenciales con condiciones de hábitat apto para entender los patrones actuales de distribución de los ungulados bajo estudio.

En el tercer capítulo se analizaron a nivel local los patrones de abundancia y uso de hábitat de las tres especies de ungulados en un solo tipo de vegetación, el bosque tropical caducifolio. La evaluación a pequeña escala de la utilización del espacio tuvo como objetivo determinar el potencial de los ecosistemas secundarios como hábitat de los ungulados en la región, así como identificar aquellas variables relacionadas con el paisaje y actividades antropogénicas que influyen el uso de hábitat de dichos ungulados. Para este análisis se construyeron modelos lineales generalizados que fueron seleccionados con base en el Criterio de Información de Akaike, y se llevó a cabo la inferencia a partir de estos modelos.

En el cuarto capítulo con base en los resultados de los análisis anteriores a nivel local y regional se plantearon algunas consideraciones centrales para el manejo de las poblaciones de ungulados en la Huasteca Potosina y se discutió respecto a la viabilidad de alternativas más adecuadas de manejo para la conservación de ungulados en el contexto socioecológico regional.

CAPITULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

Planteamiento del problema

Una de las fuerzas motrices que contribuyen al cambio ambiental global es el cambio de uso de suelo. Sus efectos han provocado profundos cambios ecológicos y sociales que han resultado en pérdida de diversidad biológica y cultural, y han acentuado la desigualdad social alrededor del mundo (WWF 2013). Las alarmantes tasas de pérdida de bosques y de extinción de especies, así como otros procesos ecosistémicos irreversibles, como la desertificación, alteración de los ciclos biogeoquímicos, reducción de los servicios ecosistémicos, calentamiento global, etc.; han provocado la necesidad del desarrollo de estrategias de manejo para conservación de la vida silvestre en escalas internacionales (<http://www.cbd.int/history/>). Con las mejores intenciones a favor de mantener la biodiversidad se han generalizado las alternativas para la conservación olvidando el factor humano y su interacción con prácticamente todos los ecosistemas sobre la Tierra. Los ecosistemas tropicales presentan las mayores tasas de deforestación a nivel mundial y el cambio de uso de suelo es considerado como la principal causa de pérdida de estos ecosistemas. Los bosques tropicales ocupan alrededor del 44% de los bosques en el mundo y mantienen la mayor diversidad biológica en el planeta (FAO 2007), que corresponde principalmente con países en desarrollo. El incremento en la tasa de cambio de uso de suelo y el aumento de la población humana han resultado en la pérdida de hábitat repercutiendo en los patrones de distribución natural de la vida silvestre. Cuantificar el cambio en la distribución, como una forma de medir la magnitud del efecto que estos factores han tenido en la vida silvestre, es en lo general imposible debido a que la mayoría

de las especies, principalmente en los trópicos, han sido pobremente estudiadas, incluso aquellas especies que tienen un valor sociocultural e incluso económico, como los ungulados. Por otro lado, la deforestación de los bosques y los subsecuentes procesos de sucesión secundaria han resultado a su vez en un aumento de los ecosistemas secundarios. Estos bosques de crecimiento secundario presumiblemente serán los ecosistemas más abundantes en el futuro, por lo que son estratégicos en la conservación de la vida silvestre (Chazdon *et al.* 2009). Es necesario conocer que papel están jugando estos ecosistemas para las especies que desean conservarse.

Los ungulados silvestres son un grupo de mamíferos muy importantes desde un punto de vista social, a nivel nacional e incluso internacional. Debido a que contribuyen a mantener la dinámica de la estructura y composición de los bosques son consideradas especies clave en los ecosistemas. El venado cola blanca es una especie relativamente bien estudiada en ecosistemas templados y matorrales del sur de EEUU, al igual que las poblaciones de pecarí de collar que se distribuyen en las regiones áridas. Sin embargo, en ecosistemas tropicales existe considerablemente menos información de ambas (Mandujano 2011). El temazate rojo centroamericano es una especie poco conocida que fue reconocida recientemente como especie (Geist 1998), anteriormente se consideraba una subespecie de *Mazama americana*, y la literatura de ésta es todavía más escasa. El presente trabajo pretende contribuir con información relacionada a estas especies que pueda ser utilizada en el manejo de sus poblaciones para su conservación en la Huasteca Potosina, un área principalmente rural de gran valor biológico que ha sido profundamente transformada ecológica y socialmente.

Considerando la complejidad dentro de este sistema socioecológico, el manejo de ungulados implica un gran reto que deberá asumirse a partir de una postura diferente a como clásicamente se ha concebido la conservación de la biodiversidad.

Los bosques secundarios en la conservación

La pérdida de bosques primarios ha resultado en la expansión de los bosques secundarios alrededor del mundo. Conservativamente, hace 20 años se estimó que alrededor del 40% de los bosques en el trópico eran secundarios (Brown & Lugo 1990). Más recientemente, se ha calculado que éstos superan en superficie a los ecosistemas primarios en diferentes países de América (Berti 2001, De las Salas 2002). México se encuentra entre los 10 países a nivel mundial con mayor pérdida de bosques primarios (FAO 2007). Sus bosques tropicales son los de mayor tasa de transformación a tierras de uso agrícola y ganadero (Velázquez *et al.* 2002). El cambio de uso de suelo ha derivado en un mosaico de diversas fases sucesionales de bosques secundarios. El manejo de los bosques secundarios es clave en la conservación, debido a los diversos servicios ecológicos que éstos proporcionan, semejantes al ecosistema original, y a la extensión que ocupan en el presente y llegarán a ocupar en el futuro (Brown & Lugo 1990). El mantenimiento de la biodiversidad estará estrechamente ligado a estos ecosistemas (Chazdon *et al.* 2009).

Los ecosistemas secundarios, aunque son originados principalmente por la intervención humana, mantienen características biofísicas que les permiten proporcionar innumerables servicios ecológicos y económicos que en un principio fueron suministrados por el ecosistema primario. Los bosques secundarios constituyen el único refugio disponible para las poblaciones de fauna silvestre en regiones altamente transformadas (Smith *et al.* 1997, Guariguata & Ostertag 2001).

Concretamente, los bosques secundarios son ecosistemas que contienen vegetación leñosa de carácter sucesional secundaria, que se establece cuando la vegetación original ha sido eliminada, como resultado de un disturbio de origen natural o antropogénico. Con el tiempo, el proceso de revegetación y regeneración natural, denominado sucesión ecológica, transformará nuevamente a estos ecosistemas en un bosque maduro, similar al ecosistema original, o bien dará lugar a otro nuevo ecosistema¹. La sucesión ecológica transcurre en etapas continuas y cronoconsecutivas, que varían en riqueza, composición, estructura y productividad (Anexo 1). Los cambios en la dominancia, composición y estructura de la vegetación en cada fase sucesional tienen un efecto diferencial en las poblaciones de fauna. Este efecto está en relación con la disponibilidad de recursos y las condiciones de hábitat que brinda cada fase y las características biológicas de la fauna, relacionadas con sus patrones de alimentación, reproducción, descanso, requerimientos de ámbito hogareño, su susceptibilidad a la presencia humana, etc. Dicho hábitat a su vez, puede ser caracterizado a partir de la estructura y composición de la vegetación, tales atributos influyen las funciones y características de un hábitat (Suchant & Braunisch 2004).

¹ La transformación de los bosques secundarios en ecosistemas maduros dependerá de diversos factores relacionados con la composición original de la vegetación, las especies de plantas remanentes, el tipo de disturbio y su intensidad, la dispersión de semillas, el cambio en la composición física y química del suelo, las interacciones ecológicas de la fauna silvestre existente, los efectos abióticos, como las diferencias en precipitación y elevación, la intervención de actividades humanas (Smith *et al.* 1997, Martínez & García 2007).

Los ungulados silvestres nativos de la Huasteca Potosina

En la Huasteca Potosina se distribuyen tres especies de artiodáctilos autóctonos silvestres². Estas especies pertenecen a las familias Cervidae y Tayassuidae, esta última endémica al continente Americano (Gallina & Mandujano 2009).

La familia Cervidae está representada en la Huasteca Potosina por dos especies, de las cinco especies distribuidas en México, que corresponden a la subfamilia Capreolinae: *Mazama temama* y *Odocoileus virginianus*³. Mientras la familia Tayassuidae está representada en esta región por una especie, de las dos que se distribuyen en el territorio mexicano: *Pecari tajacu*⁴ (Gallina & Mandujano 2009).

- *Mazama temama* (temazate rojo, cabrito, chacalito) es el venado de menor tamaño en México, llega a pesar entre 8 y 25 kg (Coates-Estrada & Estrada 1986). Aunque su especie hermana en Sudamérica, *Mazama americana*, puede llegar a pesar hasta 48 kg (Aranda 2000). Su color es pardo rojizo. Presenta dimorfismo sexual, los machos alcanzan tallas más grandes y presentan astas simples, es decir sin ramificar, que se desarrollan rectas (Aranda 2000).
- *Odocoileus virginianus* (venado de cola blanca) es uno de los herbívoros de mayor tamaño en ecosistemas tropicales de México. En este tipo de ecosistemas puede llegar a pesar hasta 60 kg (Coates-Estrada & Estrada

² En San Luis Potosí también se encuentra la especie exótica de artiodáctilo *Cervus elaphus*. Esta especie fue introducida en los 90's en el país principalmente para el aprovechamiento cinegético y actualmente se localiza en UMAs en el centro y norte del país (Álvarez-Romero & Medellín 2005).

³ Dalquest (1953) reportó dos subespecies para el estado de San Luis Potosí: *Odocoileus virginianus veraecrucis* Goldman & Kellogg; y *Odocoileus virginianus miqihuanensis* Goldman & Kellogg.

⁴ Para el estado de San Luis Potosí Dalquest (1953) reportó dos subespecies: *Pecari tajacu crassus* Merriam; y *Pecari tajacu angulatus* (Cope).

1986), pero en ecosistemas de mayores latitudes se han llegado a registrar individuos de hasta 190 kg (Aranda 2000). Presenta dimorfismo sexual, los machos son del 20 al 30% más grandes que las hembras (Coates-Estrada & Estrada 1986) y además presentan astas ramificadas. Aunque algunos individuos, los aleznillos, presentan astas sencillas (Galindo-Leal & Weber 1998, Aranda 2000). Su coloración varía entre grisáceo, rojizo y amarillento, dependiendo de la región y la estación del año (Aranda 2000).

- *Pecari tajacu* (pecarí de collar, jabalí, puerco de monte, chanco) es un mamífero no rumiante, de cuerpo mediano y robusto, su cabeza es grande, sus patas cortas y llega a pesar entre 13 y 30 kg. Su coloración es grisácea oscura con una mancha clara alrededor del cuello en forma de banda (Aranda 2000), la cual aparece paulatinamente en los individuos juveniles (Coates-Estrada & Estrada 1986). Presentan dimorfismo sexual, los machos son más grandes que las hembras (Bodmer & SOWLS 1993).

Distribución y estatus de conservación

O. virginianus y *P. tajacu* son las únicas dos especies de artiodáctilos en América con distribución compartida entre los reinos neártico y neotropical. En cambio *M. temama*, cuya distribución es neotropical, encuentra su límite boreal de distribución en la Gran Región Huasteca y su límite austral en el norte de Colombia. En México, *O. virginianus* se localiza en casi todo el territorio, excepto en Baja California y áreas semidesérticas de Sonora y Chihuahua, en una gran variedad de tipos de vegetación (Mandujano *et al.* 2010). En San Luis Potosí, esta especie está ausente en la región abierta del Altiplano del oeste del estado

(Dalquest 1953). *P. tajacu* está ausente en la región centro del territorio mexicano y península de Baja California, pero en el resto del país habita en diversos ecosistemas que varían desde zonas semiáridas, hasta bosques tropicales húmedos y secos. En San Luis Potosí, se distribuye en todo el estado pero es común solo localmente. En la región del altiplano se encuentra exclusivamente en las áreas rocosas de montaña y es relativamente común en áreas de matorral y en la costa del Golfo es abundante (Dalquest 1953). La otra especie de artiodáctilo, *M. temama*, encuentra su límite de distribución precisamente en la Gran región Huasteca, debido a que presenta una distribución exclusivamente en la región neotropical, habita bosques tropicales caducifolios y perennifolios, preferentemente densos y con abundante sotobosque, distribuyéndose desde el sur de Tamaulipas, este de San Luis Potosí, Veracruz, Querétaro, Hidalgo, Oaxaca, Chiapas, Tabasco, hasta la península de Yucatán (Rejón *et al.* 1996). En San Luis Potosí, esta especie se encuentra exclusivamente en la porción tropical del estado.

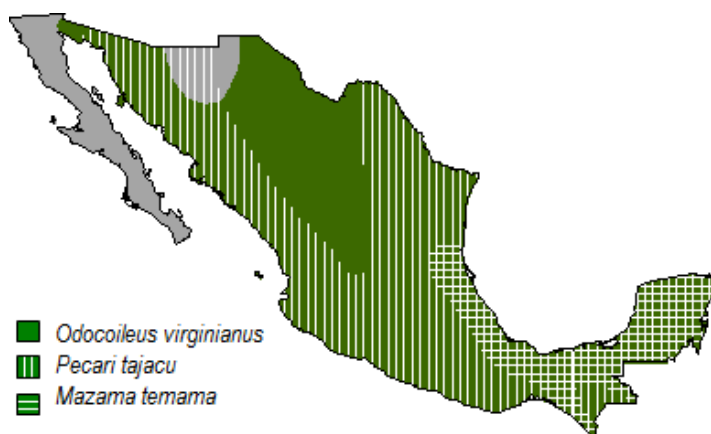


Figura 1.1. Distribución en México de *Odocoileus virginianus* (venado cola blanca), *Pecari tajacu* (pecarí de collar) y *Mazama temama* (temazate), de acuerdo con Leopold (1965).

Respecto a su estatus de conservación, las tres especies se encuentran en el apéndice III ó II en la lista del CITES. En la Lista Roja del IUCN *P. tajacu* y *O. virginianus* se encuentran bajo la categoría de baja

amenaza, mientras que para *M. temama* los datos son deficientes. En México, ninguna de las tres especies se encuentra en alguna categoría de riesgo según la NOM-ECOL-059-2010 (<http://www.profepa.gob.mx/>). Sin embargo, a nivel local y regional se desconoce el estatus de conservación. En el caso de *O. virginianus*, cuyas poblaciones se consideran sobre-abundantes en Canadá y EEUU, en Centroamérica y México muchas de sus poblaciones están declinando y el estado de las poblaciones de sus subespecies es desconocido (Gallina & López-Arevalo 2008). En México, las poblaciones de *P. tajacu* y *O. virginianus*, las cuales se caracterizan por su amplia distribución geográfica y ecológica, han disminuido e incluso han presentado erradicaciones a nivel local (Gallina & Mandujano 2009; Bello-Gutiérrez *et al.* 2004). En el caso de *P. tajacu* sus principales amenazas incluyen la cacería, principalmente en regiones tropicales (Robinson & Bodmer. 1999), y la destrucción de hábitat, ambas causas han provocado extinciones locales y la fragmentación de sus poblaciones (Bodmer & Sowls 1993). En el caso de *M. temama*, es una especie pobremente estudiada, información incluso respecto a su distribución no se conoce con exactitud (Weber & González 2003). Las principales amenazas a sus poblaciones son la pérdida y fragmentación de hábitat, la caza de subsistencia (Robinson & Bodmer. 1999), y la caza como control de plaga de cultivos de frijol en México (Mendez & Bello 2005).

En la Huasteca Potosina se desconoce el estatus actual de las poblaciones de ungulados para estas tres especies. La literatura para la región se reduce a: (1) Dalquest (1953) escribió que las poblaciones de *O. virginianus* sorprendentemente se habían mantenido a pesar del constante aprovechamiento para cacería y comercialización. Asimismo, pronosticó para *M. temama* la persistencia de sus

poblaciones por más tiempo con respecto a las otras especies de venado. Respecto a *P. tajacu* no escribió sobre sus poblaciones, pero reportó una gran demanda de carne en la región tropical y la comercialización de su piel. (2) Rejón *et al.* (1996) reportaron para las poblaciones de *M. temama* una situación crítica en los estados de Querétaro y San Luis Potosí. (3) Vázquez (2008), reportó la disminución en un 50% de los mamíferos medianos y grandes en selva baja caducifolia de la Huasteca. (4) Hernández-SaintMartin *et al.* (2013) reporta la presencia de estas especies en la región de la Sierra del Abra Tanchipa.

En general, los ungulados son especies sensibles a la pérdida de hábitat y altamente susceptibles a la expansión de la actividad ganadera (Galindo-Leal & Weber 1998, Barrio 2004), al aprovechamiento forestal y a la introducción de especies exóticas (Renjón *et al.* 1996). Considerando entonces que los ecosistemas en la Huasteca Potosina han sido profundamente transformados (Reyes *et al.* 2006), que actualmente la mayor parte de su superficie se destina al uso ganadero (Malcolm 2000, INE-INEGI 2007), que el estado figura entre los primeros lugares a nivel nacional con mayor superficie autorizada para cambio de uso de suelo forestal⁵ (Flores *et al.* 2008), y que en la Huasteca estas tres especies son aprovechadas con fines deportivos a través de UMAs⁶ y de subsistencia principalmente en tierras ejidales (Vázquez 2008); las poblaciones de estas tres especies de ungulados posiblemente estén mermadas y restringidas a los bosques remanentes de la región.

⁵ En el 2008 San Luis Potosí ocupó el cuarto lugar a nivel nacional con mayor superficie autorizada para cambio de uso de suelo forestal (García 2008 en Flores *et al.* 2008). Asimismo, cabe señalar que más de la mitad de las zonas arboladas (bosque templado y tropical) en el estado se localizan en la Huasteca (Flores *et al.* 2008).

⁶ <http://www.semarnat.gob.mx/estados/sanluispotosi/Paginas/informacion.aspx>. Accesado 09.10.2013.

Hábitat, ecología y comportamiento

La gran diversidad de ambientes que estas especies ocupan a lo largo de su distribución en el continente ha permitido que existan áreas de coexistencia. En México estas áreas se restringen a la región sureste de México y tropical de la Costa del Golfo (Figura 1.1). *M. temama* y *P. tajacu* habitan sitios preferentemente alejados de asentamientos humanos y con abundante sotobosque (Davies *et al.* 2001, Bodmer & Sowls 1993), *O. virginianus* presenta una gran tolerancia a hábitats perturbados, inclusive beneficiándose de éstos (Kramlich 1985, Reyna-Hurtado & Tanner 2007), utiliza claros en el bosque debido a la disponibilidad de recursos en estos sitios (Galindo-Leal & Weber 1998, Fulbright & Ortega 2006).

Respecto a sus patrones de actividad, *O. virginianus* es principalmente crepuscular (Figura 1.2), mientras las otras dos especies son diurnas y nocturnas ([Figura 1.3]; Bodmer & Sowls 1993, Rivero *et al.* 2005, Di Bitetti *et al.* 2008).

Aunque las tres especies son herbívoras, sus hábitos de forrajeo difieren en tipo y tolerancia. *O. virginianus* y *P. tajacu* son especies generalistas, esta última incluso omnívora facultativa. *M. temama* es una especie altamente especialista (Tabla 1.1), es decir, su rango de tipos de alimento es restringido (Weber 2005).

Importancia social y ecológica de los ungulados

Los ungulados son consideradas especies clave para mantener la integridad de su ecosistema a largo plazo. Su importancia radica en el efecto que ejercen estas especies en la estructura y composición de la vegetación (Galindo-Leal & Weber 1998), como resultado de herbivoría, su participación en la dispersión (González-

Tabla 1.1. Características generales de las especies de ungulados distribuidos en la Huasteca Potosina, San Luis Potosí, México. Se presentan sus generalidades ecológicas y de distribución, así como su estatus de conservación.

	<i>Mazama temama</i> Kerr, 1792 Venado temazate rojo	<i>Odocoileus virginianu</i> Zimmermann 1780 Venado cola blanca	<i>Pecari tajacu</i> Linnaeus, 1758 Pecarí de collar
Distribución en América¹ (subespecies)	Centro de México hasta este de Colombia (Ca-3)	Sur de Canadá hasta norte de Bolivia (Mx-14, SLP-2)	Sur y centro E.E.U.U. hasta Argentina (Mx-14, SLP-2) ^c
Hábitat	Distribución neotropical en bosques tropicales caducifolios y perennifolios, preferentemente densos y con abundante sotobosque. Se encuentran alejados de asentamientos	Amplia distribución en variedad de ecosistemas, sabanas, bosques inundables, templados y tropicales caducifolios, vegetación secundaria de bosque perennifolio. Se benefician de zonas perturbadas debido a la disponibilidad de recursos encontrados en un ecosistema secundario	Amplia distribución en ambientes húmedos y semiáridos, selvas de transición, vegetación arbustiva densa, preferentemente con disponibilidad de agua. Presentes principalmente en bosques no perturbados y alejados de asentamientos
Alimentación	Principalmente frutos, también hojas y retoños. En temporada seca hongos y flores ^{a,b,f}	Hierba, hojas, corteza, frutos ^f	En bosque tropical de frutos, raíces, plantas suculentas, hojas ^{a,c,e}
Comportamiento social	Solitario y territorialista	Solitario o hatos no permanentes	Gregario, forman piaras de 6 hasta 20 individuos (pueden ser no permanentes)
Patrones de actividad	Diurna y nocturna	Crepuscular	Diurna y nocturna
Ámbito hogareño	> 25 ha - 97 ha ^{b,d}	♀50 ha ♂160 ha	> 40 ha - < 800 ha y < 305 ha en ecosistemas tropicales
Categoría de conservación²: CITES⁷ / UICN⁸	Apéndice III en Guatemala / DD	Apéndice III en Guatemala / LC	Apéndice II / LC

¹ Distribución geográfica: **Ca.** Subespecies en Centro américa, **Mx.** Subespecies en México, **SLP.** Subespecies en San Luis Potosí. ² Categoría de conservación: **DD.** Datos deficientes, **LC.** Baja amenaza. ^{a.} Bodmer 1991, ^{b.} Rivero *et al.* 2005, ^{c.} Dalquest 1953, ^{d.} Maffei & Taber 2003, ^{e.} Martínez & Mandujano 1995, ^{f.} William *et al.* 1985.

⁷ El CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*) es un acuerdo internacional firmado en Washington, 1973 por los miembros de IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), que busca asegurar que el comercio internacional de especies silvestres (flora y fauna) no constituya una amenaza para la supervivencia de las mismas. Las especies son clasificadas en tres categorías de protección: **Apéndice I:** Incluyen todas las especies en peligro de extinción, cuyo comercio se autoriza solamente bajo circunstancias excepcionales. **Apéndice II:** Incluye las especies que no necesariamente están amenazadas con la extinción, pero su comercio debe de ser controlado para evitar un uso incompatible con su supervivencia. **Apéndice III:** Contiene las especies que están protegidas al menos en un país, y que han solicitado a otras partes del CITES ayuda para controlar su comercio (<http://www.cites.org/>).

⁸ La lista roja (Red List of Threatened Species) es una herramienta internacional introducida en 1994 por la IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), que tiene la finalidad de sintetizar y evaluar de forma objetiva y global el estado de conservación de las especies de flora y fauna silvestres. Actualmente, sirve con guía para priorizar actividades de conservación tanto de Organizaciones Gubernamentales, No Gubernamentales, como Académicas. Esta lista clasifica a las especies en siete categorías jerárquicas de acuerdo con el grado de amenaza que presenta su sobrevivencia a nivel mundial (<http://www.iucn.org/>).

Marín *et al.* 2008) y depredación de semillas (Licona *et al.* 2010). Además en su función en la cadena trófica constituyen las presas principales de los depredadores tope en los ecosistemas tropicales como el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*, [Villordo-Galván *et al.* 2009, Hernández-Saint-Martín *et al.* 2013]).

Los ungulados son especies social, cultural y económicamente relevantes, han formado parte del bagaje cultural de diferentes pueblos a lo largo de su distribución, constituyen una fuente de alimento en regiones rurales y el venado cola blanca es particularmente importante en la actividad cinegética nacional, empleado como trofeo de caza (Ojasti 1996, Escamilla *et al.* 2000, Weber 2000).

La pérdida de las especies de ungulados resultará en una gradual pero profunda transformación de los bosques que ellas habitan y una pérdida de diversidad biológica y cultural.



Figura 1.2. Pareja de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus veracrusis*), en bosque tropical caducifolio, 15.JUL.10, 06:39 am, Sierra de En Medio, El Naranjo, San Luis Potosí, México.



Figura 1.3. Piara de pecarí de collar (*Pecari tajacu*) en bosque tropical caducifolio, 03.AGO.10, 16:15 hrs., Sierra de En Medio, El Naranjo, San Luis Potosí, México.

Área de estudio

Localización y descripción

La Huasteca Potosina corresponde a la región oriental del estado de San Luis Potosí, México (Figura 1.4). Es una vasta planicie que se extiende desde los declives orientales de la Sierra Madre Oriental hasta la planicie de la costa del Golfo de México, cubre una superficie de 11,184 Km², que se organiza jurídico-administrativamente en 20 municipios (Oeidrus 2009). Su clima predominante es cálido con los subtipos subhúmedo con lluvias en verano A(w) y húmedo. Asimismo, en menor proporción se encuentra representado el clima semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano AC(m) y el clima templado C(m) restringido a las estribaciones más altas de la Sierra (INEGI 2009). La temperatura media anual es de 18.7 °C a 25.1 °C (Oeidrus 2009). La precipitación media anual

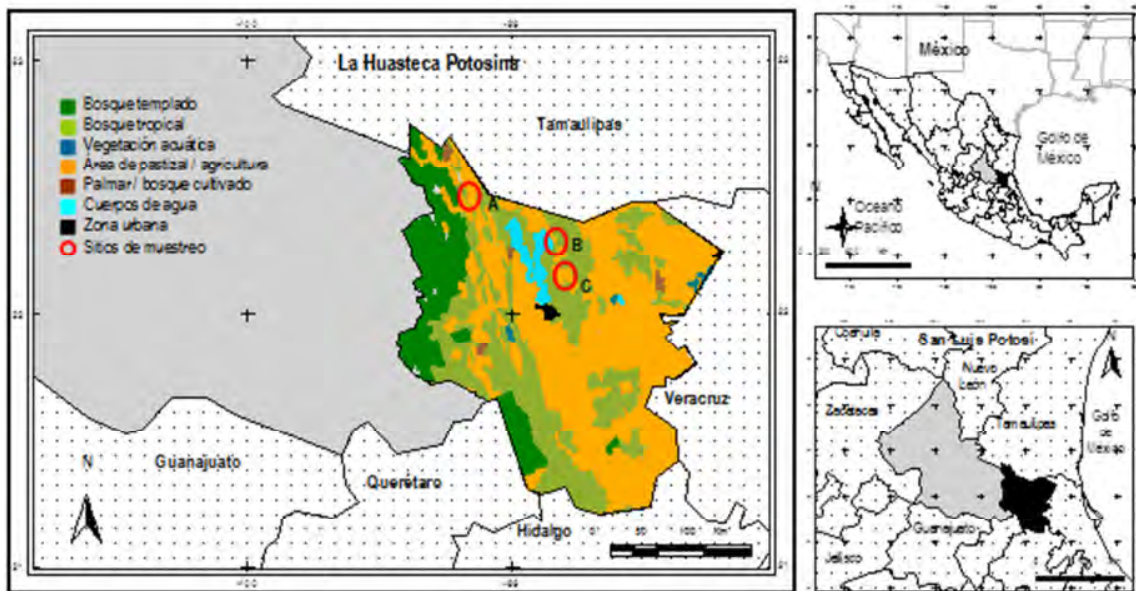


Figura 1.4. Localización del área de estudio. Se presentan los principales tipos de vegetación y uso de suelo de acuerdo con Conabio (1999), y las localidades de monitoreo entre junio de 2010 a mayo del 2012: **A.** El Estribo, en el municipio El Naranjo, **B.** Laguna de Mante, y **C.** La Aguaje, ambas localizadas en el municipio de Ciudad Valles.

unidades geomorfológicas predominantes son el sistema cársico y montaña de plegamiento. Al oeste el macizo de la Sierra Madre alcanza altitudes menores a los 2,000 m y solo en su parte sur la Sierra alcanza altitudes de hasta 3,000 m, cuyo desnivel hacia la planicie llega a ser abrupto. Al este, estas unidades conforman un relieve de colinas y microvalles con elevaciones de hasta 380 m. formando un sistema fluvial con tres cuencas: río Moctezuma, Tamesí y Panuco (IG-INE 2003).

Contexto socioeconómico

La Huasteca Potosina es una región marcadamente rural, que concentra el 94% de la población indígena estatal, destacando dos grupos lingüístico-cultural: nahuas y teenek (Figura 1.5). La región es considerada como potencialmente la más productiva del estado (Barba & Molina 2008). Sin embargo, paradójicamente a su riqueza de recursos naturales la Huasteca tiene el índice de pobreza y marginalidad promedio más alto a nivel estatal. Su población asciende a 635,619 habitantes, que se distribuyen en pequeñas localidades dispersas, 744 (13,6%) de éstas son ejidos y comunidades, cuyas propiedades cubren alrededor del 61% de la superficie total de la Huasteca (INEGI-INE 2007). La población se dedica principalmente a actividades productivas del sector primario (Rodríguez 2004, INEGI 2005). A nivel nacional, la Huasteca ocupa el 3^{er} lugar en la producción de caña y naranja (INEGI-INE 2007).

Particularmente, la Huasteca ha sido objeto de continua explotación en la historia debido a su riqueza natural (Reyes et al. 2008), destacando por el saqueo de recursos forestales (Flores *et al.* 2008). Más recientemente, durante la segunda

mitad del siglo XX, la Huasteca fue blanco para la instrumentación de diversos programas de desarrollo enfocados a promover sistemas agrícolas mecanizados y ganadería intensiva. Entre éstos, el más ostentoso fue en los años 70's, cuando se implementó el hoy todavía inconcluso proyecto agrícola Pujal Coy, mediante el cual se justificó la deforestación de 73,100 ha de selvas, registrándose durante el período 1973-2002 la mayor tasa de deforestación a nivel nacional (Reyes *et al.* 2008). Para el año 2000 Jasso (2005; en Vázquez 2008) estimó que las selvas en la planicie Huasteca ocupaban alrededor de 11,000 ha dispersas en poco más de 70 fragmentos, además encontró una gran pérdida de biodiversidad respecto a las especies forestales, reportó que las selvas espinosas y bajas caducifolias presentaban solo el 5% y las selvas medianas sub-perennifolias solo el 12% de las especies arbóreas registradas en la región durante los 50's. Para el 2002, la superficie conservada de selva y pastizal en la Huasteca fue estimada entre el 16 y 30% (Flores *et al.* 2008). Actualmente, la mayor parte de la tierra en la Huasteca se destina a la producción de ganado de baja productividad debida a la condición degradada del suelo.



Figura 1.5. Madre e hijo de la etnia náhuatl. La Aguaje, San Luis Potosí, México. Abril 2012.

En general, la mayor parte de los ecosistemas en la Huasteca presentan evidencias de disturbio, sobre todo las regiones con condiciones climáticas y fisiográficas favorables para actividades agrícolas, ganaderas o forestales (Figura 1.6). No obstante, estos ecosistemas tienen un gran valor biológico y poseen una gran biodiversidad debido a la heterogeneidad física regional y a que se ubican en la zona de transición de las regiones biogeográficas neártica y neotropical (INE 1996). En la Huasteca Potosina los bosques tropicales del continente Americano alcanzan su distribución más septentrional, cuyas poblaciones constituyen ecotipos de un gran valor evolutivo, adaptados a temperaturas bajas invernales y a gradientes de poca humedad (Rzedowski 1963).

El bosque tropical caducifolio

Para la Huasteca se reportan al menos 10 tipos de vegetación (Conabio 1999), pero el presente trabajo se enfocó exclusivamente al bosque tropical caducifolio.



Figura 1.6. Campos de caña en bosque tropical caducifolio de la Huasteca Potosina, El Naranjo, San Luis Potosí, México. Agosto 2010.

Este tipo de vegetación, clasificado como bosque tropical caducifolio de acuerdo con Rzedowski (1978), o como selva baja caducifolia de acuerdo con Miranda & Hernández (1963) cubre el 24.2% (2,709 Km²) de la superficie total de la Huasteca (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos 2012). El bosque tropical caducifolio se desarrolla en México en altitudes de entre 0 y 1,900 m (Rzedowski 1978) y en el área de estudio se localiza principalmente entre los 300 y 700 m de altitud (IEA 1992). Este tipo de vegetación se desarrolla sobre suelos someros y pedregosos localizándose a menudo sobre laderas y cerros, en regiones con clima cálido subhúmedo con lluvias en verano A(w), una temperatura media anual entre 17.9 a 28.8°C y una precipitación media anual que no alcanza los 1,100 mm (CONANP 2011).

Descripción

La característica más sobresaliente del bosque tropical caducifolio es la pérdida de hojas de la mayoría de sus elementos durante un período entre cinco y ocho meses. En estado natural o con escasa perturbación, el bosque tropical caducifolio es una comunidad densa, cuya altura oscila generalmente entre los 5 y 15 m de altura. Los árboles que conforman la comunidad presentan un dosel superior uniforme, las copas de aquellas especies que dominan este estrato son convexas o planas y anchas. Respecto al diámetro de sus troncos por lo general no sobrepasa los 50 cm, con frecuencia éstos son retorcidos y ramificados a poca altura. Predominan especies con hojas compuestas y de categoría nanófila (superficie foliar entre 25 y 250 mm²). Asimismo, predominan elementos florísticos neotropicales, mientras los holárticos son escasos o raros (Rzedowski 1978).

Respecto a su estructura, el bosque tropical caducifolio mantiene más frecuentemente un solo estrato arbóreo. El desarrollo del estrato arbustivo varía en función de la densidad del dosel arbóreo y el estrato herbáceo está poco desarrollado o falta totalmente en situaciones de poca perturbación.

Flora

Respecto a su composición, en este tipo de vegetación son escasas las briofitas, helechos, trepadoras y epífitas. Sin embargo, estas dos últimas se encuentran con cierta abundancia en cañadas. Otras formas que se presentan a menudo en el bosque tropical caducifolio son las cactáceas columnares y las candelabroiformes. De las especies gimnospermas solo se encuentran cicadáceas (Figura 1.7), que más bien son elementos raros y de las



Figura 1.7. Chamal (*Dioon edule*), Sierra de En Medio, El Naranjo, San Luis Potosí, México, 2012.

angiospermas destaca la familia Leguminosae, tanto en riqueza, abundancia y dominancia en el estrato arbóreo. Respecto a la dominancia, lo común en este tipo de vegetación es que se comparta entre pocas especies de árboles o incluso puede constituirse por una sola especie (Rzedowski 1978).

En muchas zonas de la Huasteca Potosina, el bosque tropical caducifolio ha sido sustituido por vegetación secundaria, particularmente por palmares de *Sabal*

mexicana y *Brahea dulcis* (IEA 1992). Para esta región, Rzedowski (1978) estimó que solo el 30% de bosque tropical caducifolio se aproximaba al clímax y el resto consistía de vegetación secundaria. Las especies dominantes del estrato arbóreo en el área de estudio son: *Lysiloma microphyllum*, *L. divaricata*, *L. acapulcensis*, *Acacia coulteri*, *Cedrela mexicana*, *Piscidia piscipula*, *Beaucarnea inermis*, *Guazuma ulmifolia*, *Phoebe tampicensis*, *Bursera simaruba*, *Myrcianthes fragrans* y *Zuelania guidonia* (IEA 1992, CONANP 2011).

Fauna

Respecto a la fauna, en el bosque tropical caducifolio se han registrado al menos 161 (18%) especies de vertebrados: 10 (24,4%) anfibios, 21 (14,3%) reptiles, 82 (16,8%) aves y 48 (31,2%) mamíferos. Estos porcentajes corresponden a la proporción de la riqueza total de vertebrados para el estado. La diversidad de vertebrados en el bosque tropical caducifolio en la Huasteca es alta con relación a su superficie, considerando que el bosque tropical caducifolio representa el 4,4% de la superficie total estatal (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos 2012). Para la ornitofauna, la Huasteca es particularmente importante como hábitat de aproximadamente el 40% de las especies neotropicales migratorias listadas en la NMBCA⁹, al menos 12 especies se encuentran amenazadas o en peligro de extinción de acuerdo a la USFWS¹⁰ y 59 bajo alguna categoría vulnerable de conservación de acuerdo a la NOM-ECOL-059-2010 (CONANP 2011). Entre los trabajos más recientes, Mendoza (2010) encontró que la selva baja caducifolia,

⁹ Neotropical Migratory Bird Conservation Act.

¹⁰ United States Fish & Wildlife Service.

desde un punto de vista de la conservación de las aves, es el tipo de vegetación más importante para proteger aquellas especies con mayor valor de conservación, cuyo índice está dado con base en aspectos de distribución, categoría migratoria, estatus de conservación, entre otros. Respecto a la mastofauna, la Huasteca pertenece a las provincias Mastofaunísticas: Sierra Madre Oriental y Costa del Golfo, allí se alojan las poblaciones más norteñas de afinidad neotropical: *Panthera onca*, *Leopardus pardalis*, *Tamandua mexicana*; *Mazama temama*; que además, excepto esta última, se encuentran bajo alguna categoría de riesgo en el país de acuerdo con la NOM-ECOL-059-2010. Algunas de las especies que habitan en la Huasteca se han vuelto escasas: *Panthera onca* (Figura 1.8), *Leopardus pardalis*, *Felis yagouaroundi*, *Puma concolor*, *Potos flavus*, *Tamandua mexicana*; o prácticamente extintas, como *Ursus americanus*; (Chapa-Vargas 2007). Entre los trabajos más recientes de la mastofauna del estado, Vázquez (2008) registró la reducción del 50% de las especies de mamíferos de talla mediana y grande en selva subcaducifolia en la región sur de la Huasteca.



Figura 1.8. Hembra preñada de jaguar (*Panthera onca*), 21.JUL.10, 06:14 am, Sierra de En Medio, El Naranjo, San Luis Potosí, México.

Preguntas de investigación

A continuación se presentan las preguntas que fueron planteadas en un principio y que han direccionado el rumbo a lo largo de este trabajo, las hipótesis que fueron evaluadas y los objetivos planteados para cada una de las tres fases de este proyecto:

- Considerando que el área de estudio ha perdido alrededor del 37% de su cubierta de vegetación original, los patrones de distribución de los ungulados se han modificado, pero ¿dónde se localiza actualmente el hábitat potencial más importante, respecto a su extensión y régimen de conservación, para estas especies?
- ¿En qué proporción utilizan los ecosistemas secundarios estas especies de ungulados?, ¿éstos ecosistemas tienen potencial como hábitat para estas especies?, ¿qué variables locales, físicas (relieve y altitud), antropogénicas (e.g. población, actividades agrícolas), y de paisaje (composición); también están influenciando los patrones de abundancia de estas especies?, ¿cuál(es) de éstas tiene(n) mayor peso para cada uno de estas tres especies?
- ¿Son viables las estrategias actuales de conservación a nivel regional? Considerando la complejidad social regional, ¿qué aspectos son fundamentales en el manejo para la conservación de los ungulados en la Huasteca?

Hipótesis

Escala regional

El cambio de uso de suelo en la Huasteca ha afectado diferencialmente el hábitat potencial de las tres especies de ungulados en relación con su tolerancia biológica. Se espera que el venado cola blanca y el pecarí tengan un hábitat potencial más extenso debido a que son más tolerantes a disturbios de hábitat ocasionados por actividades humanas. El temazate rojo presentará la menor área de distribución potencial como resultado de sus requerimientos de hábitat en relativamente buen estado de conservación.

Escala local y de paisaje

Los ungulados de la Huasteca Potosina utilizan diferencialmente los distintos estadios de sucesión en un bosque secundario caducifolio, y en relación con sus hábitos alimenticios. El venado cola blanca presentará mayor abundancia en etapas tempranas de sucesión, mientras el temazate rojo presentará mayor abundancia en estadios maduros. El pecarí de collar utilizará tanto estadios tempranos como estadios maduros.

Las variables relacionadas con la estructura de la vegetación influyen mayormente la abundancia relativa de los tres ungulados frente a las variables físicas, antropogénicas y de paisaje.

Objetivos

- Determinar a nivel regional el hábitat potencial remanente de tres especies de ungulados (*Mazama temama*, *Odocoileus virginianus*, *Pecari tajacu*) utilizando el modelo de nicho ecológico de máxima entropía en respuesta a variables físicas, biológicas, climáticas y antropogénicas en la Huasteca Potosina.
- Identificar en dos escalas espaciales, local y paisajística, los atributos florísticos-estructurales de la vegetación secundaria, del paisaje, físicos y antropogénicos más significativos que influyen la abundancia relativa de las tres especies de ungulados distribuidos en bosques secundarios caducifolios de la Huasteca Potosina.
- Plantear aspectos clave para el manejo de las tres especies de ungulados con base en los patrones actuales de distribución y abundancia encontrados en los análisis anteriores y considerando el contexto social regional.

Referencias

- Álvarez-Romero J. & Medellín R. A. 2005. *Cervus elaphus*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México. D.F.
- Aranda M. 2000. *Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México*. Primera edición. Instituto de Ecología, A.C. Jalapa, Veracruz, México. 212 p.
- Barba V. & Molina E. 2008. Desarrollo regional por medio de un clúster ecoturístico en la Huasteca norte potosina. *Revista da Micro e Pequena empresa, Campo Limpo Paulista* 3: 13-27.
- Barrio J. 2004. Manejo no intencional de dos especies de cérvidos por exclusión de ganado en la parte alta del Parque Nacional río Abiseo, Perú. *Memorias: Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica*, 375-383 p.
- Bello-Gutiérrez J., Guzmán-Aguirre C. & Chablé-Montero C. 2004. Caracterización del hábitat de tres especies de artiodáctilos en un área fragmentada de Tabasco México. VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica, Perú. *Manejo de fauna en Latinoamérica*, <http://www.revistafauna.com.pe/memo.htm>. Accesado el 3 de junio de 2010.
- Berti G. 2001. Estado actual de los bosques secundarios en Costa Rica:

- perspectivas para su manejo productivo. *Revista Forestal Centroamericana*, 35: 29-34.
- Bodmer R. E. & Sowls L. K. 1993. The collared peccary (*Tayassu tajacu*). En *Pigs, peccaries and hippos: status survey and conservation action plan*, W.L.R. Oliver (ed.), pp. 7–13. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Kelvyn Press, Gland, Suiza.
- Bodmer R.E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23:255–261.
- Brown S. & Lugo A. 1990. Tropical secondary forest. *Journal of tropical Ecology*, 6:1-32.
- Chapa-Vargas L. (en prep.) Research, monitoring, and protection of NTMB habitats of San Luis Potosí, Mexico.
- Chapa-Vargas L. & Monzalvo-Santos K. 2012. Natural protected areas of San Luis Potosí, Mexico: ecological representativeness, risks, and conservation implications across scales. *International Journal of Geographical Information Science* [Published online].
- Chapa-Vargas L. 2007. Conservación de fauna silvestre en San Luis Potosí. *Ciencia San Luis Potosí* 31(3): 4.
- Chazdon R.L., Peres C.A., Dent D., Sheil D., Lugo A.E., et al. 2009. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests El Potencial de Conservación de Especies en Bosques Tropicales Secundarios. *Conservation Biology* 23:1406-17.

- Coates-Estrada R. & Estrada A. 1986. *Manual de identificación de campo de los mamíferos de la estación de biología Los Tuxtlas*. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F. 151 p.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1999. Uso de suelo y vegetación modificado, escala 1:1000000.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2011. *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa*. Documento no decretado en el Diario Oficial de la Federación.
- Dalquest W.W. 1953. *Mammals of the Mexican state of San Luis Potosí*. State University Press. Louisiana, USA.
- Davies G., Heydon H., Leader-Williams N., MacKinnon J.R. & Newing H.S. 2001. The effects of logging on tropical forest ungulates. In *The Cutting Edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Biology and Resource Management. p 93-124. Fimbel, R.A., Grajal, A. y J.G. Robinson (eds.). Series 1 . Columbia University Press, Columbia.
- De las Salas G. 2002. Los bosques secundarios de América tropical: perspectivas para su manejo sostenible. *Bois et Forêts des Tropiques*, 272(2): 63-73.
- Di Bitetti M., Paviolo A., Ferrari C., de Angelo C., & di Blanco. 2008. Differential Responses to Hunting in Two Sympatric Species of Brouzet Deer (*Mazama americana* and *M. nana*). *Biotropica* 40(5): 636–645.
- Escamilla A., Sanvicente M., Sosa M. & Galindo-Leal C.. 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* 14(6): 1592-1601.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2007. *Situación de los Bosques del Mundo*. Roma, Italia. 156 p.

- FAO (Food and Agriculture Organization). 2007. Situación de los Bosques del Mundo. Roma, Italia. 156 p.
- Flores J.D., Mireles R., Flores J.A., González B. & Chapa L. 2008. Programa estratégico forestal del estado de San Luis Potosí 2006-2025. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica. San Luis Potosí, México.
- Fulbright T.E. & Ortega, J.A. 2006. White-tailed deer habitat: ecology and management on rangelands. Texas A & M University Press. 241 p.
- Galindo-Leal C. & Weber M. 1998. El venado de la Sierra Madre Occidental, ecología, manejo y conservación. EDICUSA-CONABIO. México, D.F. 272 p.
- Gallina S. & López-Arevalo H. 2008. *Odocoileus virginianus*. : IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. www.iucnredlist.org.
- Gallina S. & Mandujano S. 2009. Research on ecology, conservation and management of ungulates in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2: 116-127.
- Geist V. 1998. *Deer of the world. Their evolution, behaviour, and ecology*. Stackpole Books, Pennsylvania.
- González-Marin R., Gallina S., Mandujano S. & Weber M. 2008. Densidad y distribución de ungulados silvestres en la Reserva Ecológica El Edén, Quintana Roo, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 24: 73-93.
- Guariguata M.R., & Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and*

Management 148:185-206

- Hernández-Saint Martin A., Rosas-Rosas O., Palacio J., Tarango L.A., Clemente F. & Hoogesteijn, A. 2013. Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosi, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 3: 0-0.
- IEA (Instituto de Ecología y Alimentos). 1992. Estudio de declaratoria como reserva ecológica de la Sierra del Abra Tanchipa, San Luís Potosí, México. Universidad Autónoma de Tamaulipas, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México. 238 p.
- IG-INE (Instituto de Geografía- Instituto de Ecología). 2003. Sistema clasificatoria del relieve de México. IG, UNAM, INE, SEMARNAT, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2009. Estadísticas a proposito del día mundial del medio ambiente. San Luis Potosí. <http://www.inegi.gob.mx/contenido/espanol/.../ambiente24.doc>. Accesado 20 Agosto 2009.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005. II Censo de Población y Vivienda 2005. Información por entidad: Número de habitantes. <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/slp/poblacion/default.aspx?tema=me&e=24>. Accesado 17 Octubre 2010.
- INEGI-INE (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática - Instituto Nacional de Ecología). 2007. Estados Unidos Mexicanos. Censo Agropecuario 2007, IX Censo Ejidal. Aguascalientes, Ags.
- Kramlich T. J. 1985. Evaluation of seasonal habitat use by white-tailed deer in

- Eastern South Dakota. South Dakota State University. Tesis de Maestría. 36 p.
- Licona M., McCleery R.A., Collier, B.A., Brightsmith, D.J. & Lopez, R.R. 2010. Using ungulate occurrence to evaluate community-based conservation within a biosphere reserve model. *Animal Conservation* 14:206–214.
- Maffei L. & Taber, A. 2003. Área de acción de *Mazama americana* (Cervidae) en un bosque seco de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 38:179–180.
- Malcolm A. 2000. Teenek Huastecos de San Luís Potosí. En S. Nahmand y A. Nahón (coords.). Perfiles indígenas de México. Ciesas, Conabio. PDF. <http://www.ciesaspacificosur.edu.mx/>. Accesado 7 septiembre 2009.
- Mandujano S. 2011. Consideraciones para el manejo del venado cola blanca en UMA extensivas en bosques tropicales. In Temas sobre Conservación de Vertebrados Silvestres en México, 249-275 p, Sánchez, P. O., Zamorano, E.P. & Moya, H. (eds.) Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F.
- Mandujano S. & Gallina S. 1995. Comparison of Deer Censusing Methods in Tropical Dry. *Wildlife Society Bulletin*, 23(2): 180-186.
- Mandujano S., Delfín-Alfonso C. & Gallina S. 2010. Comparison of geographic distribution models of white-tailed deer *Odocoileus virginianus* (Zimmermann, 1780) subspecies in Mexico: biological and management implications. *THERYA*, 1(1): 41-68.
- Martínez M. & García X. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80:66-84.

- Mendez S. & Bello J. 2005. Daños a los cultivos de frijol, por mamíferos silvestres en el ejido agua blanca, Tacotalpa, Tabasco, México. In: *Memorias de la División de Ciencias Biológicas, Semana de Divulgación y Video Científico UJAT 2005*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, México.
- Mendoza V. 2010. Patrones de diversidad y potencial de conservación de aves de sotobosque en estadíos sucesionales tardíos y dos tipos de selva de la Huasteca Potosina. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. Tesis de Maestría. 44 p.
- Miranda F., & Hernández X.E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28 : 29-179.
- OEIDRUS (Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Sustentable) 2009. Sistema de Información Geográfica de San Luis Potosí. <http://www.campopotosino.gob.mx/>. Accesado 20 Agosto 2009.
- Ojasti J. 1996. Wildlife Utilization in Latin America: Current Situation and Prospects for Sustainable Management. (FAO Conservation Guide – 25. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia. <http://www.fao.org/docrep/t0750e/t0750e00.htm#Contents>. Accesado 21. Octubre. 2013
- Rejón J. Medrano R. & Navarro D. 1996. Distribución del venado temazate (*Mazama americana*). En Memorias del Foro Regional sobre Manejo de Fauna Silvestre. SEMARNAP.42-46 p. Quintana Roo, México.
- Reyes H., Aguilar M., Aguirre R. & Trejo V. 2006. Cambios en la cubierta vegetal

- y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones Geográficas, UNAM. Boletín del Instituto de Geografía* 59: 26-42.
- Reyes H., Aguilar M., Aguirre R. & Fortanelli J.. 2008. Spatial configuration of Land –use/Land-cover in the Pujal-Coy Project Area, Huasteca Potosina Region, Mexico. *Royal Swedish Academy of Sciences* 37(5): 381-3.
- Reyna-Hurtado R. & Tanner G.W. 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation*, 16:743–756.
- Rivero K., Rumiz D.I. & Taber A. 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia* 69:169–183.
- Robinson J.G. & Bodmer R.E. 1999. Towards Wildlife Management in Tropical Forests. *The Journal of Wildlife Management* 63:1-13
- Rodríguez H. 2004. Los barrios pobres en 31 ciudades mexicanas: Estudios de antropología social. Sedesol-Ciesas. Accesado 16 de mayo 2009.
- Rzedowski J. 1963. El extremo boreal del bosque tropical siempre verde en norteamérica continental. *Plant Ecology* 11(4): 173-198.
- Rzedowski J., 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa S.A. 432 p.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2007. Registros de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre. Delegación Federal del Estado de San Luis Potosí. www.semarnat.gob.mx/estados/sanluispotosi/Documents/.../UMAS.pdf.

- Accesado 5 Agosto 2009.
- Smith J., Sabogal C., de Jong W. & Kairnowitz, D. (coods. técnicos). 1997. Bosques secundarios como recurso para el desarrollo y la conservación ambiental en los trópicos de América latina. Taller internacional sobre el estado actual y potencial de manejo y desarrollo del bosque secundario tropical en América latina. Tratado de Cooperación Amazónica - Secretaría Pro Tempore. Pucallpa, Perú.
- Vázquez M. 2008. Riqueza de mamíferos medianos y grandes en fragmentos de selva baja caducifolia de la Planicie Huasteca con diferente tipo de aprovechamiento. Tesis de licenciatura. Facultad de Geografía, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
- Vidal-Zepeda R. 1990. Precipitación media anual. En Precipitación IV.4.6. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1 :4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México, D.F.
- Villordo-Galván A., Rosas-Rosas O., Clemente-Sánchez F., Martínez-Montoya, J.F. Tarango-Arámbula L.A., Mendoza-Martínez G., Sáchez-Hermosillo, M.D. & Bender L.C. 2010. The jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosi, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 55(3):394–402.
- Weber M. & González S. 2003. Latin America deer diversity and conservation: A review of status and distribution. *Ecoscience* 10:443-454.
- Weber M. 2005. Ecology and conservation of sympatric tropical deer populations in the Greater Calakmul Region, Campeche, Mexico. School of Biological and Biomedical Sciences, Durham University. Tesis de Doctorado.

Durham, Inglaterra. 241 p.

William V.B., Werkhoven M. & Marchinton R.L. 1985. Food Habits of Brouket and White-Tailed Deer in Suriname. *The Journal of Wildlife Management* 49(4): 972-976.

WWF (World Wildlife Fund). 2013. Sustainable land Use of International Climate Initiative. <http://www.globallandusechange.org/> Accesado 12.Octubre. 2013.

CAPITULO II

POTENTIAL DISTRIBUTIONAL PATTERNS OF THREE WILD UNGULATE SPECIES IN A FRAGMENTED TROPICAL REGION OF NORTHEASTERN MEXICO¹¹

¹¹ Este capítulo se publicó como: García-Marmolejo, G., Chapa-Vargas, L., Huber-Sannwald, E., Weber, M., Rosas-Rosas, O. C. & J. Martínez-Calderas. 2013. Potential distributional patterns of three wild ungulate species in a fragmented tropical region of northeastern Mexico. *Tropical Conservation Science*. Vol. 6(4):539-557.

Abstract

In the northernmost American tropical forests of eastern Mexico, we analyzed the potential distribution of three ungulate species, *Odocoileus virginianus*, *Mazama temama* and *Pecari tajacu*, in response to several physical, climatic, biological, and anthropogenic variables, in order to identify environmental factors affecting distribution and potential key areas for ungulate conservation. Current presence records for these species were gathered, and potential distribution models were built using Maximum Entropy niche modeling (MaxEnt). Model suitability surfaces were used to calculate remaining potential habitat areas in the region, as well as the potential sympatric area and representation of these areas in Natural Protected Areas. Biological and anthropogenic variables were the best species distribution predictors. Landscape composition (the proportion of different land-use and land-cover classes: forest, agriculture, and pasture) within approximately 120 ha, was the most important variable for all models, influencing each species differently with respect to their tolerance of altered habitats. The remaining potential area of all three species is fragmented and has apparently been nearly lost in plains (<14% remaining). Distribution models allowed us to detect an important location in the western portion of our study area which may function as a large biological corridor in the Sierra Madre Oriental mastogeographic province, a region heavily transformed by land use change. In the context of habitat transformation, management promoting quality matrix at the landscape level promises to be a viable alternative for ungulate conservation in tropical regions of Mexico.

Resumen

Se analizaron los patrones de distribución potencial de tres especies nativas de ungulados: *Odocoileus virginianus*, *Mazama temama* y *Pecari tajacu*, en el bosque tropical más septentrional de América en el este de México, en respuesta a diferentes variables físicas, climáticas, biológicas y antropogénicas, para identificar factores ambientales relacionados con su distribución potencial y áreas potenciales clave para la conservación de ungulados. Se obtuvieron registros actuales de presencia para cada especie y se construyeron modelos de distribución potencial utilizando el modelo de nicho ecológico de máxima entropía. Las superficies de adecuabilidad del modelo fueron utilizadas para calcular el hábitat potencial remanente en la región, así como el área potencial de simpatria y la representatividad de éstas en Áreas Naturales Protegidas. Las variables biológicas y antropogénicas predijeron mejor la distribución para las tres especies. La composición del paisaje (proporción de diferentes clases de uso del suelo: bosque, agricultura, agostadero) en un área aproximada de 120 ha, fue la variable más importante para todos los modelos, influyendo diferente a cada especie en relación a la tolerancia de éstas a hábitats alterados. El área potencial remanente para las tres especies parece estar fragmentada y casi eliminada en las áreas de planicie (<14% remanente). Los modelos de distribución nos permitieron detectar una superficie importante en la parte occidental del área de estudio que posiblemente podría funcionar como un gran corredor biológico que promueve la conectividad en la provincia mastgeográfica de la Sierra Madre Oriental en una región altamente transformada por cambios de uso de suelo. Bajo este contexto de transformación de hábitat, el manejo enfocado a fomentar una matriz de calidad a nivel de paisaje, promete ser una alternativa viable para la conservación de ungulados en regiones tropicales de México.

Introduction

Land use change is the main cause of habitat loss in tropical ecosystems. The tropical biome contains approximately 44% of the world's forests and is subject to the highest deforestation rates worldwide [1]. For tropical Mexico, the estimated amount of original forest lost to agriculture and cattle grazing is 18.5% - 23.6% [2], resulting in fragmentation of most remaining tropical ecosystems. The Huasteca region of San Luis Potosí, located in northeastern Mexico, harbors the northernmost distribution of tropical forest. The geographical location and the physical and climatic conditions prevailing in this region have promoted the development of agriculture and cattle grazing at the cost of natural ecosystems. Consequently, nearly 37% of the total surface area originally covered by natural vegetation (4288 km²) disappeared between 1970 and 2000 [3]. The remaining forests, however, hold an enormous biological diversity of great ecological and evolutionary value [4]. This region is the sympatric distribution edge of three wild ungulate species: the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), the Central American red brocket deer (*Mazama temama*), and the collared peccary (*Pecari tajacu*). Through herbivory, seed dispersal, and seed depredation, these species contribute to fundamental plant population, community, and ecosystem dynamics [5,6]. In addition, these species are culturally important since they have historically been hunted for subsistence by local inhabitants of most Mexican rural areas [7]. Therefore, conservation of these species will promote preservation of both well-functioning ecosystems, and the traditional way of living of local inhabitants.

Tropical forest fragmentation dramatically transforms natural dynamics, potentially triggering species extinctions, decreasing survival, and modifying species distributions [8]. Responses to novel habitat conditions depend on species adaptability and tolerance to anthropogenic disturbance. Understanding the factors controlling species distribution patterns is critical for the development of conservation strategies [9]. At the regional scale, ungulate distribution is affected by habitat elements of different types: physical, climatic and ecological aspects including vegetation, ecological interactions such as competition and predation [10,11]; plant associations, food [10,12-16] and water availability; altitude, slope, aspect, salt sources, and temperature [12,15-19]. Anthropogenic aspects influencing ungulate distributions include hunting, roads, accessibility, and forest harvesting [14,20,21].

Understanding these factors is necessary to describe legacy effects of land use on species-specific distribution. The white-tailed deer, a generalist species adaptable to some human disturbance, can occupy transformed areas [22]. The Central American red brocket deer, a more specialized species less tolerant of human disturbance [23], is expected to reduce its distribution under habitat isolation. Finally, the collared peccary is a species of intermediate tolerance, which in spite of using continuous more than fragmented forests [13,24,25], has the ability to use agricultural fields and other areas altered by humans if they are close to natural remaining habitat [12], and it can inhabit fragmented ecosystems without modifying its behavioral patterns [26]. This species will likely not dramatically change its distribution in moderately transformed areas.

Previous studies in tropical regions of Mexico have analyzed factors affecting ungulate potential distribution using models based on bioclimatic and topographic variables [e.g. 27]. Others have also incorporated anthropogenic variables in evaluating habitat quality [e.g. 28]. Considering that scale multiplicity is key to understanding spatial patterns and ecological processes [9], our study adds to the findings of previous investigations because we analyzed potential distributional patterns at an intermediate scale consisting of a relatively large (several hundred thousand hectares) region within a single state, San Luis Potosí, simultaneously considering traditional (bioclimatic) variables as well as those derived from local scale studies. Overall, we used physical, climatic, anthropogenic, and biological variables of significant value for the presence of ungulate species to develop ungulate potential distribution models, and used these models to fulfill the following research objectives: (1) to examine and compare physical, climatic, biological, and anthropogenic variables that relate to the potential distribution of each of the focal species, and (2) to identify potential key areas for ungulate conservation in the Huasteca region of northeastern Mexico.

Methods

Study area

The portion of the Huasteca region within the Mexican state of San Luis Potosí is located approximately 300 km NNE from Mexico City (Figure 2.1). It extends to the east from the Atlantic slope of the “Sierra Madre Oriental” towards the coast plain of the Gulf of Mexico (98°39′-99°31′ W, and 21°10′-22°45′), occupying 11,665 km². The relief is complex, including plains, mountain chains, hills, and micro-valleys, with elevations ranging from 0 to 2,500 m a.s.l. The dominant climate is warm sub-humid and humid, but sub-warm humid is also present. The highest elevations have a temperate climate. Mean annual temperature is greater than 22, 18, and 12°C for each of these climates, respectively. Annual rainfall ranges from 730 mm to 2,200 mm. Rains occur from June to September, and the dry season lasts from October to May [29]. Vegetation communities in the region include tropical evergreen and deciduous forests in the western portion, subtropical oak forests and isolated relicts of cloud forests in the mountains, and pine forests at elevations above 2000 m a.s.l. [4,29]. The Huasteca is a rural agrarian region with a population density of 0.013 people/km². It contains 94% of the statewide indigenous population, and has the highest mean poverty and marginalization within the state [30]. Main economic activities are agriculture and cattle ranching, with sugar cane plantations and pastures surrounding the remaining natural vegetation [29]. Most tropical ecosystems in this region have some degradation and/or succession, especially in areas with favorable climatic and physiographic

conditions for either agriculture, farming, or forest harvesting [31]. This region is representative of most of the northeastern Mexican Neotropics.

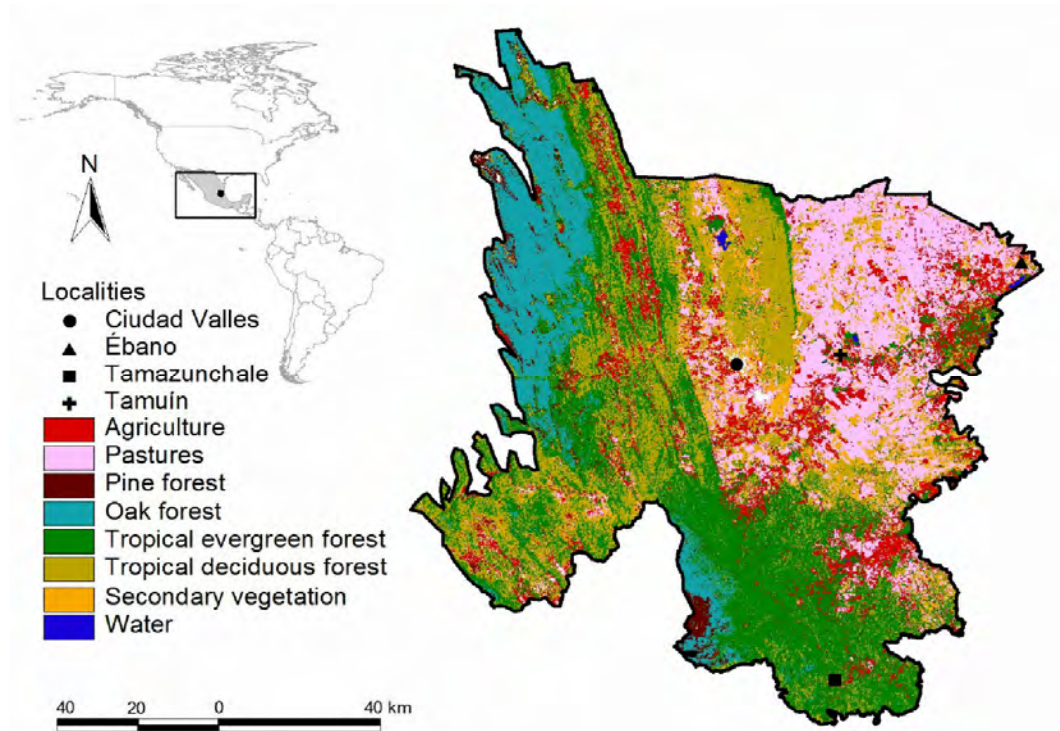


Figure 2.1. Location of the Huasteca Potosina, San Luis Potosi, Mexico. Land use and land cover (modified from [33]), and localities of more than 10,000 inhabitants (obtained from [30]).

Species records

Direct and indirect ungulate records from museum collections, photo traps, sightings and tracks were compiled from the following sources: our own field observations from 2006 to 2011, records obtained from personnel of various institutions (T. Escalante; L. Martínez-Hernández, unpublished data), and from Secretaría de Desarrollo Agropecuario y Recursos Hidráulicos (SEDARH), and Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental of the State of San Luis Potosí (SEGAM). All records without date and corresponding to areas currently covered

by agriculture, grazing fields, or urban developments were eliminated from the database. To avoid autocorrelation, only one record was selected for any given pixel. The pixel resolution was 1 km², which completely includes all three ungulate home ranges [15,17,26].

Environmental variables

Sixteen variables known to influence the distribution of our study species were chosen (Table 2.1). For interpretation, these variables were grouped into physical, climatic, anthropogenic, and biological. Cartographic information obtained from different sources was used to generate each variable using ArcView [32] as follows:

Climate, temperature and precipitation layers were obtained from the WorldClim database (<http://www.worldclim.org>). These layers were clipped to the extent of our study area.

For vegetation communities, six bands from the 2006 Landsat ETM image (bands 1, 2, 3, 4, 5, 7) from the study area were used. The panchromatic band (band 6) was not used because it does not depict much information related to vegetation.

To determine key plant species distribution, Maxent 3.3.3e (<http://www.cs.princeton.edu/>) was employed to generate potential species distribution models for 11 plant species that are consumed by wild ungulates in the study area (Table 2.2), using 19 bioclimatic variables from the WorldClim database (<http://www.worldclim.org>), and occurrence records extracted from the herbarium “Isidro Palacios” of the Drylands Research Institute of the Autonomous University

of San Luis Potosi; this information was complemented with our own field records collected from August 2010 to February 2011.

For physical variables, we chose: (a) slope, calculated from 0 to 90°, and aspect, classified as north: 316 – 45°, east: 46 – 135°, south: 136 – 225°, and west: 226 – 315°. These layers were generated from the ASTER GDEM (Global Digital Elevation Model [<http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp/>]) using the 3D Analyst tool of ArcGIS 9.0. (b) Soil types were obtained from Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) and Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO [www.conabio.gob.mx/informacion/gis/]).

Layers of water sources, roads, and towns were generated by digitizing polygons through interpretation of the 2006 Landsat ETM image from the study region. Once these polygon layers were completed, the following proximity zones were constructed: (a) For water sources, 300 m, 600 m and >600 m buffers were built because the target ungulates keep their home ranges within 600 m of water sources [11,15]. (b) Towns were grouped in four categories according to total population: I. <150; II. >150-1,500; III. >1,500-10,000; and IV. >10,000 inhabitants. For categories I through III, buffer zones of 0.1, 0.2, and 1.5 km were used respectively. For category IV, the polygons of the urban areas were digitized based on the 2006 Landsat ETM image. These polygons were defined *a priori* as unsuitable habitat for all three ungulate species. (c) Paved roads were classified into primary and secondary, and for each of these categories, proximity buffers of 0.3, 0.9, and 1.2 km representing road effect magnitudes were built.

Habitat fragmentation variables included fragment size, distance from nearest fragment, and landscape composition. The first two of these variables were derived

from a land use and land cover map of the study area [33] using the Patch Analyst 3.2 Arc View Extension [32]. For landscape composition, which has been previously defined as the proportion of different land use and land cover types within a given area [9], the study area was subdivided into 1.20 Km² hexagons representing the mean territory size of the study species [11,15,20]. Within each of these hexagons, proportions covered by forest, agriculture, and rangeland were calculated using the Spatial Analyst extension for Arc View [32], and the hexagons were classified in 20 classes according to the surface proportion occupied by each land use class.

Species distribution modeling

Following Phillips *et al.* [34], potential distribution models for ungulates within our study area were built using the Maxent 3.3.3e algorithm (<http://www.cs.princeton.edu/>). It has been reported that this algorithm outperforms others when the availability of training data is limited and consists only of presence records and environmental information, which includes both continuous and categorical variables [34]. Following Elith *et al.* [35], before running the distribution models, masks were used to define urban and human settlement areas, as well as water bodies *a priori* as unsuitable habitat. Then, in order to maintain the greatest amount of information, all cartographic layers were re-sampled to 28.5 m², corresponding to the finest resolution (*i.e.* the Landsat ETM image). Maxent was fed with both the presence

Table 2.1. Environmental variables used to predict suitable habitat conditions for three ungulate species at Huasteca Potosina: *Odocoileus virginianus*, *Mazama temama* and *Pecari tajacu*.

Variable ¹	Description	Study area (values)	Source
P1	Soil types	16 (classes)	www.conabio.gob.mx
P2	Water	2 (classes)	derived from Landsat 2006
P3	Altitude	0-2521 (m.a.s.l.)	www.gdem.aster.ersdac.or.jp
P4	Slope	0-90 (°)	www.gdem.aster.ersdac.or.jp
P5	Aspect	0-360 (°)	www.gdem.aster.ersdac.or.jp
C6	Annual Mean Temperature	135-253 (°C*100)	http://www.worldclim.org
C7	Isothermality	51-64 (°C*100)	http://www.worldclim.org
C8	Annual Precipitation	541-2769 (mm)	http://www.worldclim.org
C9	Precipitation Seasonality	60-99 (mm)	http://www.worldclim.org
A10	Towns	5 (classes)	derived from Landsat 2006 and [30]
A11	Landscape Composition	20 (classes)	derived from [33]
A12	Roads	6 (classes)	derived from Landsat 2006
B13	Fragment Size	0.09-799,782 (ha)	derived from [33]
B14	Distance from nearest patch	0.003-2.141 (km)	derived from [33]
B15	Key plant species ^a	0-1 (probability)	herbarium and field observations records
B16	Vegetation	6 (bands)	Landsat ETM 2006

¹Variable types: **P.** Physical, **C.** Climatic, **A.** Anthropogenic, and **B.** Biological.

^a see Table 2.2.

records and the layers representing environmental variables, and models were built using 75% of the presence records as training points. The remaining records were used to evaluate model precision. The following parameters were specified: 500 iterations with a convergence threshold of 0.00001, and 10,000 random locations for the covariant space [34]. The algorithm was run independently for each species with 10 replicates for each model [35], and the average model of the replicates was selected.

Model evaluation

Precision and predictive ability were cross-validated through the Receiver Operating Characteristic (ROC) curves using the Area Under the Curve (AUC) of testing data. Taking into account the limitations associated with the process of evaluating accuracy through ROC curves [36], we evaluated model precision and predictive ability using partial ROC curves as recommended by Peterson *et al.* [36]. This method entirely avoids absence data and calculates AUC based on “the proportion of the overall area predicted as present rather than using commission error calculated based on data summarizing absences” [36]. For this model evaluation process we used the “Tool for Partial ROC” [37]. We ran partial ROC curves specifying 1,000 repetitions for the resampling with replacement, and 50% of points in the bootstrap, and for each species we ran the partial curves three times using 1-omission threshold greater than 0.99, 0.95, and 0.80 of the curve area for the evaluation. The percent contribution of each environmental variable to the model was evaluated, and a jackknife test was used to evaluate variable contribution. In this test, each variable is consecutively excluded and a model is generated with the remaining variables, and with the isolated variable. The variables that most contribute to the model indicate a loss in gain when excluded, and yield gain when the model is developed only with that variable [38].

Table 2.2. Plant species consumed by target ungulates: *Odocoileus virginianus* (Ov), *Mazama temama* (Mt) and *Pecari tajacu* (Pt) in the Huasteca region, Mexico.

Family	Plant species	Ungulates species			Consumed plant part
		Ov	Pt	Mt	
Asteraceae	<i>Baccharis trinervis</i> ^c	1			Leaves
Bombacaceae	<i>Pseudobombax ellipticum</i> ^c	1			Leaves
Cactaceae	<i>Acanthocereus pentagonus</i> ^c	1			Stems
Euphorbiaceae	<i>Croton niveaus</i> ^c	1			Leaves
Fabaceae	<i>Eysenhardtia polystachya</i> ^c	1			Leaves
Lauraceae	<i>Ocotea tampicensis</i> ^{a,c}	1			Fruit
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i> ^{b,c}	1	1		Fruit
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i> ^{a,c}	1	1		Fruit
Moraceae	<i>Ficus obtusifolia</i> ^{a,c}	1	1		Fruit
Myrsinaceae	<i>Ardisia escallonioides</i> ^c	1	1		Leaves, Fruit
Palmae	<i>Sabal mexicana</i> ^c	1	1	1	Fruit

1. Plant species consumed by target species.

^a [6]

^b [39]

^c Field observations in study area from August 2010 to February 2011.

Identification of potential suitable habitat areas

Model suitability surfaces were used to identify potential remaining habitat in the region. Suitability values were converted to binary format using the logistic threshold by maximum training sensitivity plus minimum specificity [34]. This allowed us to identify potential distribution areas satisfying the environmental conditions of the fundamental niche of each species. In the model, the fundamental niche was defined based on the input variables associated with the presence locations, and those which failed to satisfy this condition [34]. Thus, potential

distribution areas with adequate conditions (i.e., those with associated values greater than the threshold) were classified as potential suitable habitat. Then, sympatric areas were identified as those where suitable habitat for all three ungulate species overlapped. Sympatric areas were overlaid with polygons of the Natural Protected Areas (NPA) of the region to calculate percent overlap. In addition, the number of fragments with greater areas than the minimal home range reported in the literature was calculated for each species; these are >50, >25 and >40 ha, for white-tailed deer, Central American red brocket deer, and collared peccary, respectively [15,20,26]. Because the species could potentially occupy these fragments, these could potentially sustain subpopulations.

Results

A total of 89, 86, and 72 records were used for *O. virginianus*, *P. tajacu* and *M. temama*, respectively. All distribution models had a reasonable performance based on partial ROC AUC values, such that all three models were significantly better than a random model ($P < 0.001$ for all three species regardless of the proportion of the curve area considered). Five variables: (1) landscape composition, (2) fragment size, (3) annual precipitation, (4) precipitation seasonality, and (5) soil types, had a combined relative contribution of 77.8, 71.4 and 70.3% to the potential distribution models of Central American red brocket deer, white-tailed deer, and collared peccary, respectively (Table 2.3). Landscape composition was important for all three species (see below).

In addition, the following variables contributed $> 10\%$ to define potential distribution for the following species; for *P. tajacu* fragment size, precipitation seasonality, and vegetation; for *O. virginianus* fragment size and soil type; and for *M. temama* annual precipitation and fragment size. The single most important variables contributing to potential distribution models were landscape composition for both the red brocket and the white-tailed deer, and forest fragment size for the collared peccary. The jackknife test identified landscape composition as the most important variable for white-tailed deer and collared peccary, and seasonality and precipitation for the Central American red brocket deer. Response curves showed that occurrence probability of all three ungulate species increased with increasing patch size. In addition, occurrence probability was positively influenced by proportion of forest cover, the landscape composition variable in the model, such

Table 2.3. Results of the Jackknife test of regularized training gain for three ungulate species: *Mazama temama*, *Odocoileus virginianus* and *Pecari tajacu*. We present variable contribution to the model and gain when one variable is omitted and used in isolation. Values in bold represent highest contribution values.

Variable	<i>Mazama temama</i>			<i>Odocoileus virginianus</i>		<i>Pecari tajacu</i>			
	Contribution (%)	Without variable	With only variable	Contribution (%)	Without variable	With only variable	Contribution (%)	Without variable	With only variable
P1	2.7471	1.0816	0.2364	26.4439	0.9371	0.3592	7.2386	0.8518	0.1702
P2	1.6133	1.097	0	0.5756	1.0179	0	1.5097	0.9216	0.0352
P3	0.3587	1.1057	0.3749	1.2125	1.0313	0.223	1.3563	0.9256	0.2545
C6	3.4603	1.1058	0.306	1.2103	1.0126	0.2744	9.5101	0.9268	0.2694
C7	0.8707	1.1042	0.1134	8.2962	0.9615	0.0433	5.5032	0.9002	0.0163
C8	17.2608	1.0508	0.3837	2.0228	1.0016	0.025	5.3785	0.8444	0.0444
C9	9.1823	1.0188	0.0882	10.5313	1.0264	0.2222	14.3619	0.9245	0.2332
A10	6.8318	1.042	0.0851	4.1888	0.9947	0.0299	3.0955	0.9046	0.0212
A11	24.4888	1.0979	0.5082	29.2208	0.912	0.372	13.7273	0.8375	0.3131
B13	24.129	1.1032	0.4408	3.2781	1.0317	0.2026	19.9265	0.9309	0.2187
B14	0.6387	1.104	0.435	1.6863	1.0107	0.2549	1.0604	0.9276	0.2522
B15	3.7896	1.0861	0.3752	2.8818	0.989	0.0119	3.1219	0.9316	0.093
B16	4.6286	1.1092	0.35715	8.4515	1.0239	0.2414	14.2101	0.9185	0.1449
TOTAL	100	1.085		100	0.996		100	0.903	

P1. Soil types, **P2.** Water, **P3.** Altitude, **C6.** Annual Mean Temperature, **C7.** Isothermality, **C8.** Annual Precipitation, **C9.** Precipitation Seasonality, **A10.** Towns, **A11.** Landscape Composition, **B13.** Fragment Size, **B14.** Distance from nearest patch, **B15.** Key plant species, **B16.** Vegetation.

that the greatest occurrence probability corresponded to landscapes having >50% covered by forest, and those with 40% forest and the remaining area covered by agriculture and pastures for the Central American red brocket and white-tailed deer, respectively. For the collared peccary, the greatest occurrence probability was predicted for areas covered by either forest and agriculture in similar proportions, or > 80% forest.

White-tailed deer had the widest potential distribution with 4,426 km² representing 38% of the study area, and including sub-tropical oak forests, tropical evergreen and deciduous forests, pine forests, and secondary vegetation. The potential distribution for the Central American red brocket deer covered 3,156 km², 27% of the study area, which included sub-tropical oak forests, deciduous, and to a greater extent, tropical evergreen forests. Finally, the collared peccary had the smallest potential distribution area with only 1,756 km², representing 15% of the study area and mainly occupying sub-tropical oak and tropical forests restricted to mountain chains, and some pine and cloud forests at the southwestern portion of the study area (Figure 2.2).

The combined potential distribution of all three species represents 52.7% of the study area, 31.5% of which is shared by all three species. This potential sympatry area includes 94 fragments >50ha with a mean area of 21.17 km² (CV=4.13).

These convergence areas, located at the western portion of the study area, are partly connected and include tropical deciduous and sub-tropical oak forests, both associated with mountain chains; only 11.4% of this potential suitable distribution area lies within the two largest NPAs of the region: the “Abra-Tanchipa” Biosphere Reserve, and the “Xilitla” National Forest Reserve (Figure 2.3). The region contains nine NPAs encompassing 547 km², corresponding to 4.6% of the study area, and 97.2% of these NPAs are located in mountain chains. Finally, the study region had 169 fragments with an average area of 9.82 km² (CV=4.6), 162 fragments with a mean area of 20.72 km² (CV=7.3), and 138 patches averaging 34.43 km² (CV=10.6) of potential distribution for the peccary, Central American red brocket deer, and white-tailed deer, respectively. The largest proportion (>99%) of most

fragments which fall within NPAs is actually located outside these reserves. However, with the exception of the Tancojol and Bosque Adolfo Roque Bautista, all other Natural Protected Areas had potential suitable habitat in most of their areas (Table 2.4).

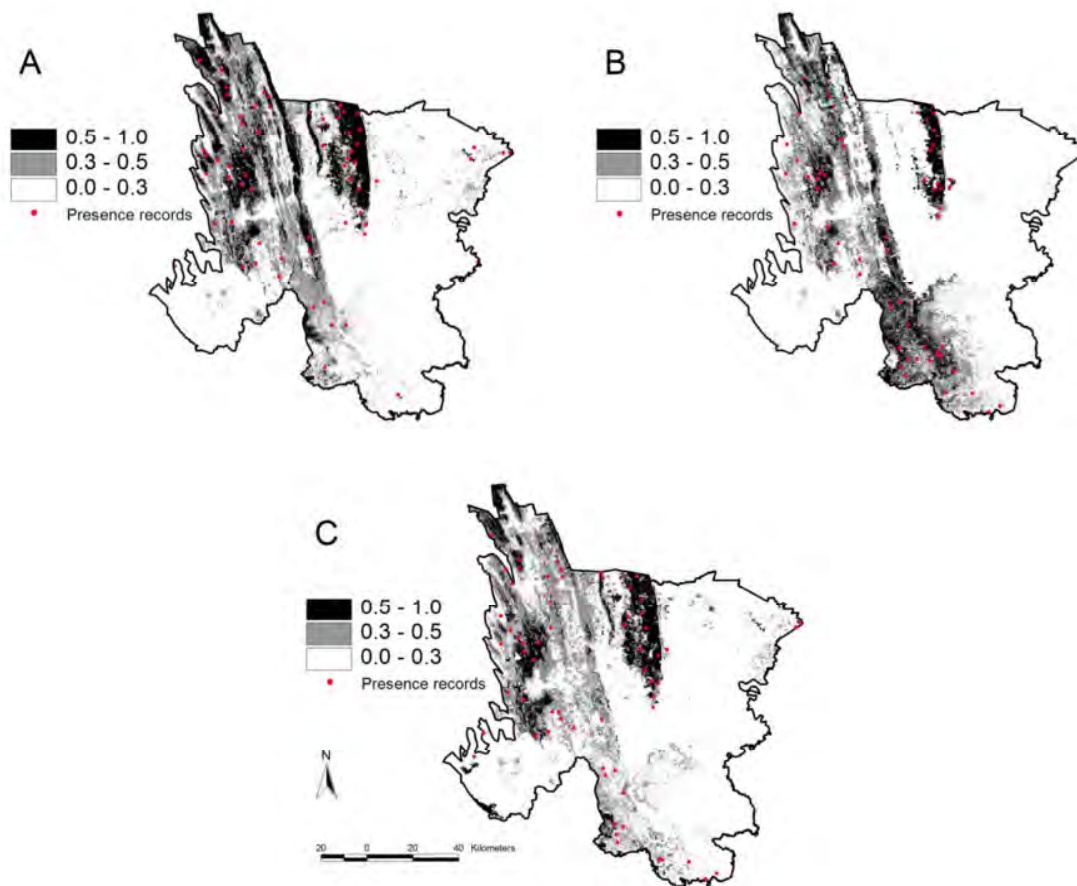


Figure 2.2. Potential distribution models for *Odocoileus virginianus* (A), *Mazama temama* (B), and *Pecari tajacu* (C). Predicted distributions are logistic outputs. Light shading represent low probability values, dark shading represent high probability values.

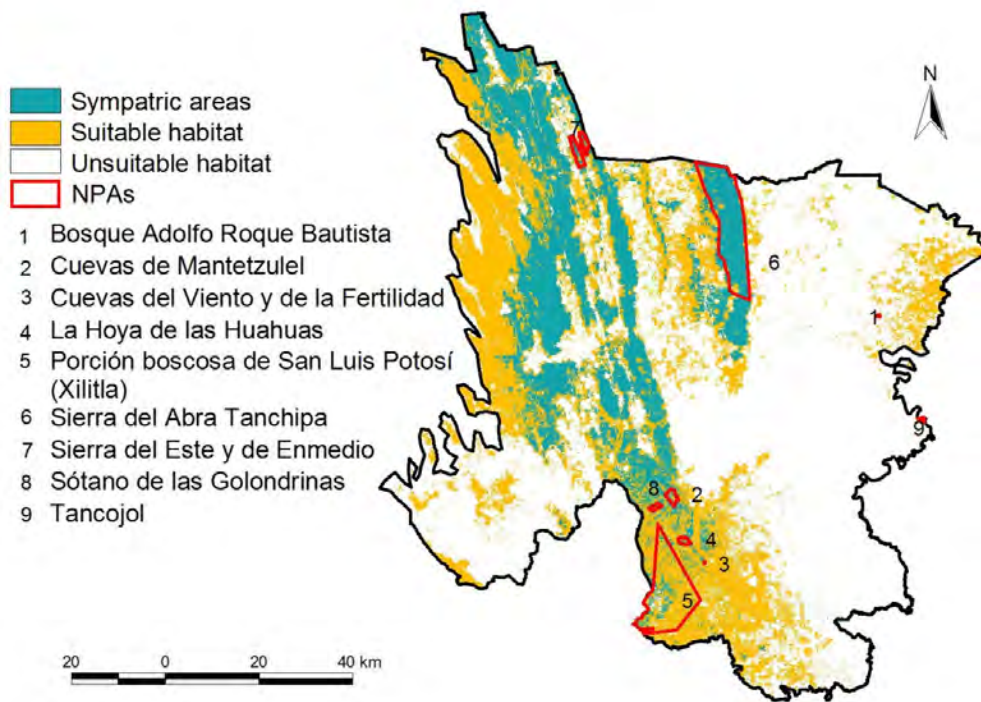


Figure 2.3. Sympatric potential distribution areas of the three ungulates and Natural Protected Areas in the Huasteca Potosina, Mexico.

Discussion

In spite of extensive land use changes, our study region still contains potential suitable ungulate habitat. In general, ecological and anthropogenic variables were the best predictors of ungulate potential distributions, whereas physical variables such as water sources, aspect and slope that are important at the local scale were irrelevant at the regional extent (see below). Responses to predictor variables differed among species.

White-tailed deer

Our models yielded a potential distribution area 30% greater for the white-tailed than for the Central American red brocket deer, and a clear separation in plant community associations and landscape composition, in which the white-tailed deer was associated with open habitats. Segregation of habitat types is critical for resource partitioning among co-existing species [13], and in tropical ecosystems where these species co-exist, the white-tailed deer preferentially uses deciduous forests and open habitats [39,40]. The use of open habitats by this species may be associated with its large body size and the structure of male antlers, which influence movement and feeding [40]. The greater presence probability of this species near towns of 150 – 1,500 inhabitants may be related to wood extraction, which maintains the surrounding forests in highly productive early successional stages [41], thus increasing food availability [14]. On the other hand, white-tailed deer in southeastern Mexico can damage corn (*Zea mays*) and bean (*Phaseolus*

vulgaris) crops through browsing [42]. Thus, food availability in crops near towns may contribute to its distributional pattern.

Table 2.4. Fragmentation patterns of potential distribution areas of three ungulate species within Natural Protected Areas of the Huasteca region of San Luis Potosí, Mexico. Target species included: *Odocoileus virginianus* (Ov), *Mazama temama* (Mt) and *Pecari tajacu* (Pt).

Name and Category ¹	Surface of NPA [ha]	Main vegetation types ²	Number of fragments ³		Recorded presence inside NPAs		Area of fragments inside NPAs [%]		Potential distribution area inside of NPAs [%]	
			Ov-Pt-Mt	Ov-Pt-Mt	Ov-Pt-Mt	Ov-Pt-Mt	Ov-Pt-Mt	Ov-Pt-Mt		
Bosque Adolfo Roque Bautista ^{b,SP}	30	Tr	0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0	
Cuevas de Mantetzulel ^{b,NM}	698	ND	1-0-1	1-0-0	<1-0-<1	96-0-99				
Cuevas del Viento y de la Fertilidad ^{b,SS}	8	Tr	1-0-1	0-0-0	<1-0-<1	94-0-100				
La Hoya de las Huahuas ^{b,NM}	409	Tr	1-2-1	1-1-1	<1-<1-<1	94-<1-100				
Porción Boscosa de San Luis Potosí (Xilitla) ^{a,NFR}	29,885	Pf,Of,Tr,Cf	3-7-2	1-4-3	3-56-11	74-34-82				
Sierra del Abra Tanchipa ^{a,BR}	21,464	Td,Tr	1-2-1	6-2-7	5-41-61	99-75-90				
Sierra del Este y de En medio ^{b,SR}	1,795	Tr,Td	1-3-3	2-2-1	<1-16-1	97-68-73				
Sótano de las Golondrinas ^{b,NM}	285	Tr,Pf,Of	1-0-1	0-0-0	<1-0-<1	84-0-95				
Tancojol ^{b,ER}	95	Tr,Td,Sv	0-0-0	1-0-0	0-0-0	0-00				

¹ Category: ^a. Federal Protected Areas, ^b. State Protected Areas, **SP**. State Park, **NM**. Natural Monument, **SS**. Sanctuary, **NFR**. National Forest Reserve, **BR**. Biosphere Reserve, **SR**. State Reserve, **ER**. Ecological Reserve.

² Main vegetation types: **Pf**. Pine forest, **Of**. Oak forest, **Cf**. Cloud forest, **Tr**. Tropical evergreen forest, **Td**. Tropical deciduous forest, **ND**. No data, **Sv**. Secondary vegetation.

³ Number of fragments: fragments were estimated for *Odocoileus virginianus* (Ov) > 50 ha, *Pecari tajacu* (Pt) > 40 ha and for *Mazama temama* (Mt) > 25 ha.

Roads may positively or negatively influence deer distribution through either avoidance [43], or possible attraction because some plants eaten by white-tailed deer might be abundant near roads [44]. Similarly, water sources have been regarded as a key habitat element for the species [18]. The lack of contribution of these two variables to our potential distribution model is likely related to the relatively large scale of our model. Our sources of geographical information do not represent some water reservoirs such as concave rocks, natural or artificial depressions and small natural dams, which contain rain water throughout most of the year. These elements are locally more important than the large water bodies that we identified in the Landsat images. Our model also failed to identify slope and aspect as critical determinants of white-tailed deer potential distribution at the regional scale in spite of their reported importance at local scales [17,27,28]. While slope and aspect could influence this species at the local scale [17], at the regional scale these variables may be irrelevant. Soil type, however, was the second most important variable for this species at the scale of our analysis, followed by isothermality and precipitation seasonality (Table 2.3). Along with topography, these factors determine the structure and function of ecosystems, and thus influence fundamental habitat features.

Central American red brocket deer

The Central American red brocket deer, a highly specialized species intolerant of human presence [39], is a frugivorous ungulate whose distribution is determined by fruit availability, but most importantly by its diet specialization. Consequently, presence probabilities were affected by key plant species distribution. This species

mainly consumes fruits in tropical ecosystems of Central America and southeastern Mexico [39], and herbaceous vegetation in cloud forests of the SMO south of our study area [45], but the proportion of plant parts consumed in this area has not been reported. Lack of information about its diet makes comparisons of our results with those from previous studies difficult. On the other hand, our findings are consistent with previous studies indicating that in areas where it co-exists with white-tailed deer, the Central American red brocket deer prefers dense and perennial ecosystems [39,40]. Presence probabilities for this species increased in areas covered by forest with small amounts of agroecosystems and with increasing fragment size, but were independent of patch isolation. Consistent with our results, it has been documented that the Central American red brocket deer inhabits areas distant from human settlements [23], prefers sites with greater vegetation cover and avoids deforested areas [46], and that in remote sites and those with intricate topographies, it feeds on corn and beans from subsistence crops in small agroecosystems [42].

As far as we are aware, no previous studies analyzed road effects on Central American red brocket deer, but it has been suggested that site accessibility may promote ungulate hunting [21]. On the other hand, abrupt topography, salt, and water sources are identified as important habitat features for this species [16,19]. We failed to document important effects of these variables. As with our findings for white-tailed deer, particular small-scale water and salt sources could not be detected with the small resolution of our study.

Collared peccary

Our original expectation of intermediate susceptibility to habitat change by the peccary could not be confirmed. Some studies have described this as a species of wide ecological flexibility [10], whose herd size and group behavior remain unchanged between fragmented and large, unaltered forests [26]. However, there are some discrepancies about peccary tolerance to altered habitats [6,12,24]. Our model is supported by preliminary findings of small abundances of this species relative to the white-tailed deer and similar to the red-brocket deer, estimated through different methods for the Huasteca region (A. Hernández-Saint-Martin, A. Martínez-Hernández, & G. García-Marmolejo, unpublished data) indicating some degree of sensibility. Regional studies have reported restricted and stable activity patterns among seasons for the peccary, and the finding that home ranges differ among herds has been attributed to spatial variation in resource availability [26]. The localized dispersion pattern, spatially and temporally stable home range, and apparent small relative abundance of the species partially explain its restricted potential distribution in the Huasteca region. In addition, habitat loss at the Atlantic coastal plain, where more than half a century ago the collared peccary was abundant [47], presumably contributed to our model results, too. Most of this area, where slopes are $<5^\circ$, is now covered by agroecosystems and pastures, and our model estimated that only 5.4% of this area contains suitable peccary habitat. Therefore, most potential distribution areas identified by our model correspond to sub-tropical oak forest, consistent with the finding that this species uses oaks more than deciduous tropical forests in the neighboring state of Tamaulipas [48].

In comparison with the white-tailed and the Central American red brocket deer, peccary potential distribution was independent of key plant species potential distributions. Peccary habitat partitioning occurs at fine scales, while at the landscape scale this species only uses one type of vegetation [13]. In tropical ecosystems, the peccary is mainly frugivorous [5], although it has also been reported as an opportunistic forager [10]. For our study region, its feeding habits still remain undocumented, but local inhabitants affirm that it eats young leaves of *Bromelia pinguin* (García-Marmolejo personal observation), an abundant understory species. Because this plant species has not been sampled, it was not included in our modeling, perhaps causing the lack of contribution of key plant species distribution to the modeled peccary distribution. On the other hand, fragment size and landscape composition were the most important factors for peccary potential distribution, yielding potentially suitable distribution areas in landscapes primarily composed of forest or agroecosystems. These results are consistent with reports of peccaries preferentially inhabiting sites with abundant understory vegetation located far from human settlements [24], and with their preference of conserved in comparison with disturbed habitats [6]. This species causes damage to subsistence crops associated with water sources at large distances (>1km) from small towns [40]. The potential distribution and presence of this species in abandoned crops with abundant resources can be explained by occupation of suboptimal fragmented habitat with limited resource availability by a species which is territorial at the herd level [11].

In terms of physical variables, collared peccary presence probability was greatest between 1,500 and 2,400 m a.s.l., whereas elimination of slope and aspect

increased model predictability. For this species, ravines and caves used as refuges, rocky hills [47], slopes, and higher elevation habitats have been reported as suitable in sympatric areas with the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) [26]. Finally, though water has been regarded as an important habitat feature for this species [11], soil type and water sources did not contribute substantially to its potential distribution model, and the elimination of roads increased model predictability, suggesting that these variables may be more important at finer scales.

Implications for conservation

As explained below in detail, potential distribution models based on key variables for our three target species have potential applications for studies in other areas of northeastern Mexico and the entire continent, which have barely been studied and suffer rapid transformation through land use change.

In spite of the fragmentation patterns prevailing in our study area, our models showed relatively large and continuous potential distribution areas mainly at the western region of the study area. Previous research by Mandujano and González-Zamora [49] proposed a minimum critical area of 1,667 and 16,670 ha for maintaining long-term viability of a population of 500 and 5,000 white-tailed deer, respectively. If we assume that these areas are appropriate for the Huasteca region, then we calculate that our study area would only contain between one and nine fragments depending on these theoretical values of minimum population size. Most of these fragments would be located outside of NPAs and across a relatively continuous area at the western portion of the study area, which corresponds to the

mountains. With our results we cannot conclude whether fragmentation in the Huasteca may influence population viability of our target species. However, we emphasize that our results suggest that the Sierra Madre Oriental contains the main remaining ungulate potential habitat in the study area. Our potential distribution models suggest that this mountain chain may constitute a corridor promoting connectivity within the region. The potential of our study area as a corridor at this regional scale, however, still deserves further investigation, and a corridor analysis using this data set would be published elsewhere.

Based on the importance of landscape composition for our target species, the large proportion of potential distribution areas located outside of NPAs, and the characteristics of the Social Ecological System of the Huasteca region, we conclude that conservation strategies should also consider areas outside NPAs. A management approach focusing on Nature's Matrix proposed by Perfecto and Vandermeer [50] is the most realistic alternative to preserve ungulates. Such an approach proposes a quality matrix through ecological landscape and agroecological management of ecosystems that would simultaneously conserve wildlife habitat and encourage human food production. The traditional model for biodiversity conservation, conceived as a territorial divergent arrangement, isolated Natural Protected Areas for wildlife conservation into a highly transformed matrix dominated by human activities. This is clearly not a viable alternative for the Study Region and other tropical regions, at least in Mexico. From an ecological point of view, wildlife populations in isolated areas suffer insulation, inbreeding, and finally local extinctions. The Huasteca region is not an uninhabited territory, and its human population continues to increase. Thus, wildlife conservation must view

ecosystems as social-ecological systems. Specific recommendations for ungulate conservation at the Huasteca region include habitat management to enhance foraging habitat quality at the local scale, and promoting habitat diversity within the agricultural matrix at the landscape scale [11, 50]. Habitat diversity maintains alternative feeding resources, thus providing long-term population viability even in fragmented ecosystems [6].

At the fine scale, additional research is needed to determine the local influence of key habitat elements that were unimportant at the regional extent, but are fundamental for ungulate management. Future studies should integrate some variables likely to influence species distributions, including ecological interactions such as competition and predation [10, 11], habitat disturbance by anthropogenic processes [26], and subsistence hunting, which is considered the main cause of wild tropical ungulate population declines [7].

References

- [1] FAO. 2011. Global forest land-use change from 1990 to 2005: *Initial results from a global remote sensing survey*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. [updated unknow; cited 2012 Mar 11]. Available from: http://foris.fao.org/static/data/fra2010/RSS_Summary_Report_lowres.pdf
- [2] Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. and Palacio, J.L. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo. *Gaceta Ecológica* 62:21–37.
- [3] Villordo-Galván, A., Rosas-Rosas, O., Clemente-Sánchez, F., Martínez-Montoya, J.F., Tarango-Arámbula, L.A., Mendoza-Martínez, G., Sánchez-Hermosillo, M.D. and Bender, L.C. 2010. The jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosi, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 55(3):394–402.
- [4] Rzedowski, J. 1963. El extremo boreal del bosque tropical siempre verde en Norteamérica Continental. *Plant Ecology* 11:173–198.
- [5] Kiltie, R.A. 1981. Stomach contents of rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica* 133:234–236.
- [6] Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica* 40:62–70.

- [7] Escamilla, A, Sanvicente, M., Sosa, M. & Galindo-Leal, C. 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* 14:1592–1601.
- [8] Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34:487–515.
- [9] Turner G.M., Gardner R.H. & O'Neill, R. 2001. Landscape Ecology in theory and practice, pattern and process. Springer Science. New York
- [10] Judas, J. & Henry, O. 1999. Seasonal variation of home range of collared peccary in tropical rain forests of French Guiana. *Journal of Wildlife Manage* 63:546–555.
- [11] Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2008. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide ranging frugivore. *Journal of Zoology* 275:283–293.
- [12] Bellantoni, E.S. & Krausman, P.R. 1993. Habitat use by collared peccaries in an urban environment. *Southwestern Naturalist* 38:279–284.
- [13] Fragoso, J.M.V. 1999. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral cases and ecological implications. *Journal of Mammalogy* 80:993–1003.
- [14] Rooney, T.P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74:201–208.
- [15] Maffei, L. & Taber, A. 2003. Área de acción de *Mazama americana* (Cervidae) en un bosque seco de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 38:179–180.

- [16] Rivero, K., Rumiz, D.I. & Taber, A. 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia* 69:169–183.
- [17] Sánchez-Rojas, G., Gallina, S. & Mandujano, S. 1997. Áreas de actividad y uso del hábitat de dos venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque tropical de la costa Jalisco. México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 72:39–54.
- [18] Bello, J., Gallina, S. & Equihua, M. 2001. Characterization and habitat preferences by white-tailed deer in Mexico with high drinking water availability. *Journal of Range Management* 54:537–545.
- [19] Maffei, L., Cuellar, E. & Noss, A.J. 2002. Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco–Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 11:55–65.
- [20] Feldhamer, G.A., Gates, J.E., Harman, D.M., Loranger, A.J. & Dixon, K.R. 1986. Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. *Journal of Wildlife Management* 50:497–503.
- [21] Licona, M., McCleery, R.A., Collier, B.A., Brightsmith, D.J. & Lopez, R.R. 2010. Using ungulate occurrence to evaluate community-based conservation within a biosphere reserve model. *Animal Conservation* 14:206–214.
- [22] Reyna-Hurtado, R. & Tanner, G.W. 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non–hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16:743–756.
- [23] Davies, G., Heydon, H., Leader-Williams, N., MacKinnon, J.R. & Newing, H.S. 2001. The effects of logging on tropical forest ungulates. In: *The Cutting*

Edge: conserving wildlife in logged tropical forests. Fimbel, R.A., Grajal, A. & Robinson, J.G. (Eds.) pp. 93-124. Columbia University Press. Columbia, USA.

- [24] Bodmer, R.E. & Sowls, L.K. 1993. The collared peccary (*Tayassu tajacu*) In: *Pigs, peccaries and hippos: status survey and conservation action plan*. Oliver, W.L.R. (Ed.) pp. 7–13. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources - Kelvyn Press. Gland, Switzerland.
- [25] Taber, A.B., Doncaster, C.P., Neris, N.N. & Colman, F.H. 1994. Ranging behavior and activity patterns of two sympatric peccaries, *Catagonus wagneri* and *Tayassu tajacu*, in the Paraguayan Chaco. *Mammalia* 58:61–71.
- [26] Keuroghlian, A., Eaton, D.P. & Longland, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120:411–425.
- [27] Ortiz-García, A.I., M.I. Ramos-Robles, L.A. Pérez-Solano & Mandujano, S. 2012. Distribución potencial de los ungulados silvestres en la Reserva de Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Therya* 3:333-348.
- [28] Bolívar-Cimé, B. & S. Gallina. 2012. An optimal habitat model for the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in central Veracruz, Mexico. *Animal Production Science* 52:707–713.
- [29] INEGI. 2002. *Síntesis de información geográfica del Estado de San Luis Potosí*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. [Publisher unknow]. Aguascalientes, México.

- [30] INEGI. 2010. *Censo de Población y Vivienda 2010: Principales resultados por localidad*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México [updated unknow; cited 2011 Aug 10]. Available from: <http://www.inegi.org.mx>
- [31] Reyes, H., Aguilar, M., Aguirre, R. & Trejo, T. 2006. Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal–Coy, San Luis Potosí, México, 1973–2000. *Boletín del Instituto de Geografía* 59:26–42.
- [32] ESRI. 2002. ArcView version 3.2. Economic and Social Research Institute. Redlands, California, USA.
- [33] Chapa-Vargas, L. & Monzalvo-Santos, K. 2012. Natural protected areas of San Luis Potosí, Mexico: ecological representativeness, risks, and conservation implications across scales. *International Journal of Geographical Information Science* [Published online]. Available from: DOI:10.1080/13658816.2011.643801.
- [34] Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- [35] Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17:43–57.
- [36] Peterson, A.T., Papeş, M. & Soberón, J. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling* 213:63–72.
- [37] Brave, N. 2008. Tool for partial ROC (Biodiversity Institute, Lawrence, KS). Ver 1.0.

- [38] Gormley, A., Forsyth, D., Griffioen, P., Lindeman, M., Ramsey, D., Scroggie, M.P. & Woodford, L. 2011. Using presence-only and presence-absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *Journal of Applied Ecology* 48:25–34.
- [39] Weber, M. 2008. Un especialista, un generalista y un oportunista: uso de tipos de vegetación por tres especies de venados en Calakmul, Campeche. In: *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México. Campeche, México*. Lorenzo, C., Medinilla, E. and Ortega, J. (Eds.) pp. 483–496. AMMAC-ECOSUR, México.
- [40] Bolaños, J.E. & Naranjo, E. 2001. Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del Río Lacantún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 5:45–57.
- [41] Toledo, V., Ortiz–Espejel, B., Cortés, L., Moguel, P. & Ordoñez, M. 2003. The Multiple Use of Tropical Forests by Indigenous Peoples in Mexico: a Case of Adaptive Management. *Conservation Ecology* 7:9. [Published online]. Available from: <http://www.consecol.org/vol7/iss3/art9>.
- [42] Mendez, S. & Bello, J. 2005. Daños a los cultivos de frijol, por mamíferos silvestres en el ejido agua blanca, Tacotalpa, Tabasco, México. In: *Memorias de la División de Ciencias Biológicas, Semana de Divulgación y Video Científico UJAT 2005*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, México.
- [43] Kilgo, J.C., Labisky, R.F. & Fritzen, D.E. 1998. Influences of hunting on the behaviour of white-tailed deer: implications for conservation of the Florida panther. *Conservation Biology* 12:1359–1364.

- [44] Hoenes, B.D. & Bender, L.C. 2010. Relative habitat and browse use of native desert mule deer and exotic oryx in the greater San Andres Mountains, New Mexico. *Human–Wildlife Conflicts* 4:2–24.
- [45] Villarreal-Espino-Barros, O.A., Campos-Armendia, L.E., Castillo-Martínez, T.A., Cortes-Mena, I., Plata-Pérez, F.X. & Mendoza-Martínez, G.D. 2008. Composición botánica de la dieta del venado temazate rojo (*Mazama temama*), en la sierra nororiental del estado de Puebla. *Universidad y Ciencia* 24:183–188.
- [46] Muñoz, B. & Gallina, S. 2013. Abundance, distribution and habitat use of Central American red brocket deer (*Mazama temama*) in the municipality of San Bartolo Tutotepec, Hidalgo, Mexico. *IUCN Deer Specialist Group Newsletter* 25:53.
- [47] Dalquest, W.W. 1953. *Mammals of the Mexican state of San Luis Potosí*. State University Press. Louisiana, USA.
- [48] Vargas, J.A. & Hernández, A. Distribución altitudinal de la mastofauna en la Reserva de la Biosfera “El Cielo”, Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 82:83–109.
- [49] Mandujano, S. & González-Zamora, A. 2009. Evaluation of natural conservation areas and wildlife management units to support minimum viable populations of white-tailed deer in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:237–250.
- [50] Perfecto, I. & Vandermeer, J. 2010. The agroecological matrix as alternative to the land–sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117:5786–5791.

CAPITULO III

**LANDSCAPE COMPOSITION INFLUENCES ABUNDANCE
PATTERNS AND RESOURCE USE OF THREE UNGULATE
SPECIES IN FRAGMENTED SECONDARY DECIDUOUS TROPICAL
FORESTS AT THE HUASTECA POTOSINA, MEXICO**

Abstract

In ecologically transformed landscapes, secondary forests form a mosaic of different successional stages. These vegetation communities are the available habitats for wildlife. Thus, understanding how wildlife spaces use these habitats is critical for their management. To determine secondary forest usage by three target ungulate species (*Mazama temama*, *Odocoileus virginianus* and *Pecari tajacu*) relative abundance and resource use were analyzed at two spatial scales. At the local scale, relative abundance was assessed and compared among three different successional stages of tropical deciduous forest. At the landscape scale, selected and available territories were compared in terms of landscape composition defined as the proportion of forest, pastures and agriculture within 113 ha of territories. Three classes of components were defined, forest, pastures and agriculture. Finally, in order to determine the most important environmental, topographic and anthropogenic factors influencing the Track Encounter Rate of ungulate species, 11 variables were analyzed simultaneously through model selection using Akaike Information Criterion. It was found, that the collared peccary and the white-tailed deer principally used early successional stages, while Central American red brocket deer used all successional stages in similar proportions. However, this species used early stages only when these were located in landscapes covered mainly of forest (97%). The other two species also selected landscapes covered essentially of forests, although they required less percentages of forest (86%). All ungulate species avoided landscapes covered by pastures. For all three species, landscape composition and human activities were the variables that best explained the Track Encounter Rate. It was concluded that landscape is the fundamental scale for ungulate management in the Huasteca, and that secondary forests have potential for ungulate conservation.

Resumen

En ecosistemas ecológicamente transformados, los bosques secundarios constituyen un mosaico de diferentes estadios sucesionales que son los hábitats disponibles para la fauna. Conocer como son utilizados estos espacios es fundamental para el manejo de las especies de interés. Para determinar el uso de los bosques secundarios por tres especies de ungulados objetivo (*Mazama temama*, *Odocoileus virginianus* and *Pecari tajacu*) se analizó su abundancia relativa y su uso de recursos en dos escalas espaciales. A nivel local se comparó la abundancia relativa entre los diferentes los diferentes estadios de sucesión en bosque tropical caducifolio. A nivel de paisaje se comparó la composición de bosque, pastizal y agricultura entre territorios seleccionados y disponibles. Finalmente, para conocer los factores ambientales, topográficos y antropogénicos que influyen mayormente la tasa de encuentro de huellas de estas especies se analizaron simultáneamente 11 variables mediante selección de modelos utilizando el criterio de información de Akaike. Se encontró que el pecarí de collar y el venado cola blanca utilizan principalmente estadios sucesionales tempranos, mientras el temazate rojo utilizó indistintamente los estadios sucesionales. Sin embargo, éste último utilizó estadios tempranos solo cuando éstos estuvieron localizados en un paisaje compuesto en más de 97% por bosques. Las otras dos especies seleccionaron paisajes también compuestos principalmente por bosques, aunque en menor proporción (86%). Las tres especies evitaron paisajes con pastizal. Para las tres especies, la composición del paisaje y variables relacionadas con actividades humanas explicaron mejor la tasa de encuentro de huellas. Por lo tanto se concluyó que el paisaje es la escala fundamental para el manejo de ungulados en la Huasteca, y los bosques secundarios tienen potencial para la conservación de ungulados.

Introduction

Loss of primary forests due to human population growth and demand for agricultural, livestock, and timber products has led to worldwide expansion of secondary forests. In the 90s, ca. 40% of global tropical forest surface was secondary forests (Brown & Lugo 1990). More recently, it was estimated that the area covered by secondary ecosystems in several tropical American countries exceeded that of primary forests (Berti 2001, de las Salas 2002). At present, secondary forest area continues to increase, but not in all regions (García-Barrios *et al.* 2009). The precise rate of primary forest transformation, however, is inaccurate because secondary ecosystems are hard to discriminate from other plant communities, and their surface is often underestimated (Smith *et al.* 1997). Mexico is among the top countries in terms of primary forest loss rates (FAO 2010). Mexican tropical forests currently suffer some of the highest rates of conversion to croplands and pastures (Velazquez *et al.* 2002, García-Barrios *et al.* 2009). At the landscape scale, land use change patterns have generated complex mosaics of patches of different successional stages surrounded by a matrix of croplands and pastures. Most of these secondary ecosystems originated after human disturbances have occurred. Due to their biophysical characteristics, these plant communities of secondary growth often provide many ecological and economic services similar to those that were originally provided by primary ecosystems (Smith *et al.* 1997, Guariguata & Ostertag 2001). Secondary forests will possibly be some of the most world-wide spread ecosystems in the future (Brown and Lugo 1990) and their role in biodiversity conservation is poorly

understood, but their management will likely be vital for fostering ecosystems services (Chazdon *et al.* 2009). Currently, considering that in many cases secondary forest provide the only available refuge for wildlife populations (Chazdon *et al.* 2009). Consequently, we need to understand both the influence of different successional stages of secondary forests and that of landscape matrix structure and composition on occurrence and abundance patterns of wildlife populations.

Ungulates play a very important role in tropical forest ecosystem processes. Through herbivory, seed dispersal and seed depredation, they influence forest structure and composition (Galindo-Leal & Weber 1998, González-Marín *et al.* 2008). In addition, ungulates are prey for large carnivores (Hernandez-SaintMartin *et al.* 2013). Thus, their extirpation from these ecosystems causes a gradual yet profound loss of plant communities and biodiversity (Redford 1992). The northernmost distribution area of coexistence of three ungulate species, the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), the Central American red brocket deer (*Mazama temama*), and the collared peccary (*Pecari tajacu*), is located in the Great Huasteca region, that corresponds with our study area, in San Luis Potosí, Mexico (Figure 3.1). These ungulates are the most hunted species for subsistence (Redford 1992) in Mexican rural areas, and the white-tailed deer is a very important species for sport hunting (Weber 2005). In Mexico, approximately 48% of the human population is rural (INEGI 2005), and although expansion of cattle ranching has replaced bushmeat to some extent, the current proportion of wildlife used for food is unknown (Brown 2003). Besides subsistence, sport hunting and poaching, transformation of primary forest to secondary forest and to an agricultural matrix affects these species to an unknown extent. In northern and subtropical latitudes

dominated by croplands and pastures, white-tailed deer populations have increased (Côté *et al.* 2004) and collared peccaries seem to have well adapted to transformed habitats (Bellantoni & Krausman 1993). Related species in Europe such as wild boar (*Sus scrofa*) and European roe deer (*Capreolus capreolus*) have shown similar trends; their populations are so overabundant that regulated hunting is mandatory for population control. In tropical and subtropical latitudes, however, ungulate populations have either declined or become locally extinct (Gallina & Mandujano 2009). Understanding the factors controlling abundance and habitat use patterns is critical for the development of conservation strategies. Several ungulate studies in tropical ecosystems have been conducted in relatively well-preserved areas with and without hunting pressure (Naranjo & Bodmer 2007, Reyna-Hurtado & Tanner 2007), or in patches of original vegetation in fragmented landscapes (Hill *et al.* 1997, Peres *et al.* 2001). Studies conducted in secondary tropical forests, however, are scarce, e.g. Wilkie (1989), Parry *et al.* (2007), McShea *et al.* (2009). Based on known ungulate adaptability and tolerance to anthropogenic disturbance, it was hypothesized that generalist species adaptive to certain human disturbance types, such as white-tailed deer and the collared peccary, would preferentially use early and intermediate successional stages of secondary forests. Contrastingly, specialist species such as the Central American red brocket deer are less tolerant to human disturbance (Bodmer 1991), would be more abundant in late successional stages than in early and intermediate stages. Previous studies of habitat characteristics have reported various factors that influence ungulate species habitat use and abundance patterns. These include slope and altitude, population density and landscape fragmentation, vegetation

types, and vegetation composition and structure (see chapter 2). Indirect counting of animal tracks has been previously used as an index for the study of ungulate populations (Mandujano & Gallina 1995, Carrillo *et al.* 2000, Bolaños & Naranjo 2001, Rivero *et al.* 2004 & 2005, Weber 2005, Reyna-Hurtado & Tanner 2007, Bolívar 2009, Tejeda *et al.* 2009). The track encounter rate (TER) is directly related to animal abundance (McCaffery 1976), and it is an adequate method for comparisons among different sites (e.g. successional stages), and to study species in tropical ecosystem (Hill *et al.* 1997, Carrillo *et al.* 2000). Tracks have previously been used as an indirect indicator of vegetation types and of habitat use (D'Eon 2001), which has been defined as the way an animal utilizes and/or consumes a collection of physical and biological components in a habitat (Hall *et al.* 1997). In practice, however, habitat use can be evaluated as the proportional use of different available resources, *i.e.* habitat preference. Habitat preference is the effect of a selection process that involves hierarchy of innate or learned decisions of organisms, which result in a disproportionate use of resources of available pool in a certain habitat (Hall *et al.* 1997). In order to understand the role played by secondary forest for ungulates, the goal of this study was to simultaneously examine ungulate habitat use at two spatial scales in the Huasteca region of San Luis Potosí, Mexico: (1) at the local scale, abundance and occurrence patterns were evaluated in different successional stages of secondary deciduous tropical forest, (2) at the landscape scale, the composition of land use types (forest, agriculture and pastures within ca. 113 ha of sampling sites), and its effects on landscape use were investigated. (3) The combined effects of environmental and

anthropogenic variables on Track Encounter Rate of target ungulates were also analyzed simultaneously.

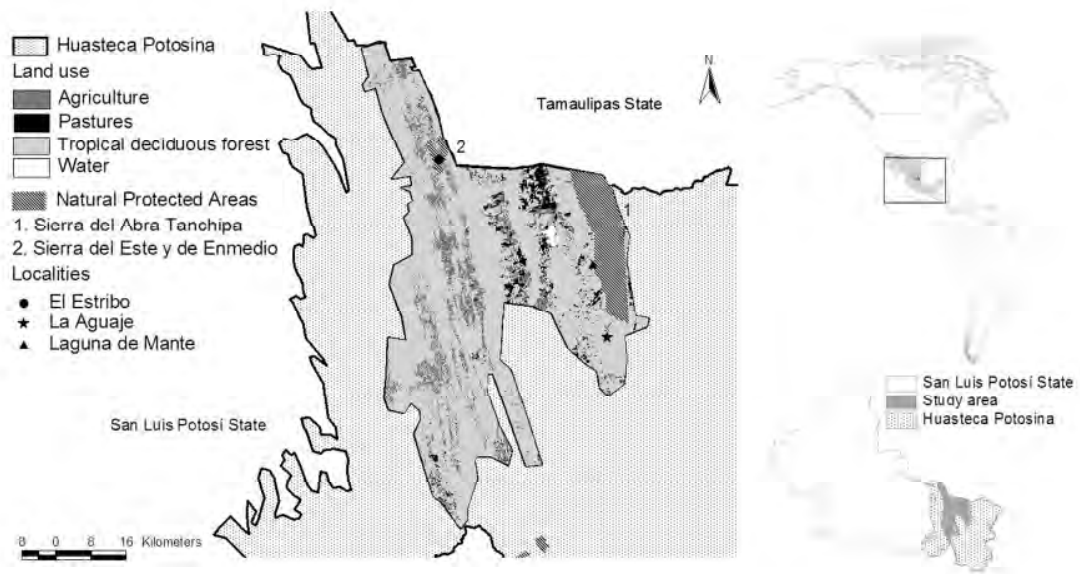


Figure 3.1. Location of study area, the Huasteca Potosina, San Luis Potosí, Mexico. Land use and land cover (modified from Chapa-Vargas & Monzalvo 2012), Natural Protected Areas within region and localities of monitoring of ungulates.

Material and methods

Study area

This study was conducted in three locations of eastern San Luis Potosi State, Mexico (Figure 3.1): El Estribo, Laguna de Mante, and La Aguaje. These sites are located within and next to two Protected Natural Areas (PNA): Sierra del Este y de Enmedio state reserve (EER; 22°25'N and 99°16'W), and Sierra del Abra Tanchipa biosphere Reserve (TBR; 22°15'N and 98°55'W), which include some of the northernmost distribution sites of American tropical forests in Eastern Mexico, and the most extensive areas of tropical deciduous forest in the region. Predominant geomorphological systems are comprised of mountains, hills and micro valleys with elevations between 300 and 800 m a.s.l. (IG-INE 2003). Climate is warm sub-humid A(w) with summer rains. Mean annual precipitation for the last 30 years (1980-2010) is 1009 mm and 1306 mm for TBR and EER, respectively. Precipitation peaks in July and September. The wet season occurs from June to September. Annual mean temperature is 24.5°(SE=2.6, SE=4.6 for TBR and EER, respectively) (<http://smn.cna.gob.mx/emas/>). Tropical deciduous forests in this region are located between 300 and 700 m a.s.l., (IEA 1992) and due to their geographical location they constitute ecotypes with great evolutionary value adapted to low winter temperatures and humidity gradients (Rzedowski 1963). Tropical deciduous forests are the dominant natural primary forest type covering 47% of the region; they grow on shallow and stony soils, often on hills with intermediate steep. This ecosystem has canopy heights ranging from 5 to 10 m,

rarely reaching 15 m. Most trees shed their leaves during dry season. The diameter of tree stems usually does not exceed 50 cm. Some characteristic species of this plant community are *Lysiloma microphyllum*, *Beaucarnea inermis*, *Guazuma ulmifolia*, *Phoebe tampicencis*, *Bursera simaruba*, *Myrcianthes fragrans*, and *Zuelania guidonia* (Rzedowski 1978, IEA 1992). In many areas, tropical deciduous forests have been replaced by secondary vegetation dominated by *Sabal mexicana* and *Brahea dulcis* (IEA 1992). In areas with flat topography, which is suitable for agriculture and farming, the landscape is covered by sugar cane plantations and pastures constituting the matrix surrounding the tropical deciduous forest (INEGI 2002, Reyes *et al.* 2006). Most tropical ecosystems of this region show some degradation and/or succession (Rzedowski 1978). Our study localities have low human population densities (< 11 inhabitants per km²).

EER is constituted by two small mountain ranges separated by a valley dedicated to sugar cane cultivation; both sierras occupy together 1795 ha. Before it was declared a reserve, this area belonged to a private ranch. Back then EER was not used for cattle production due to abrupt terrain characteristics, but forest was exploited through selective extraction of tree species that were used for building of fences for pastures, rural houses, and for firewood. In the 90s, the Mexican government purchased this ranch in order to establish a sugarcane research center. In 2006 land not used for cane cultivation were decreed as a state reserve. TBR is the most important reserve in the Huasteca Potosina due to its size and its international conservation status; it occupies an area of 21,464 ha (CONANP 2011). Before 1994, when this area was declared Biosphere Reserve, lowlands were used for livestock and agriculture, highlands with rugged topography were

used for hunting, and forested areas were exploited mainly for construction material of rural houses, fences, and firewood (*personal communication*).

Sampling units

Within each study location, a gradient of successional stages was selected based on approximate forest age: <14 years (early), >14 - <25 years (intermediate), and > 25 years (late). Information on forest age was obtained from semi-structured interviews with local inhabitants. A total of 39 permanent and temporal transects were established for the entire study area. The permanent transects (n=27) had a distance of 500 m, and a width of two meters. The same number of transects (n=9) was assigned to each successional stage, and all three sites had the same number of transects. Following Mandujano & Gallina (1995) each transect was located at least 500 m distant from the nearest transect. The temporary transects (n=12) did not overlap permanent transects and had a length of 2.5 - 5 km and a width of two meters. These transects crossed several land use types and successional stages. The temporary transects were monitored in order to compare the TER between temporary and permanent transects and to avoid that results of relative abundance were only biased towards areas of secondary growth.

Data collection

To obtain ungulate track records and other signs (pellets, bone remains, and scratching posts), a total of 85 km were walked. Monitoring was stratified according to successional stage (see above), and seasonal variation, and thus included: two wet seasons (July - September 2010 and 2011) and two dry seasons (March - May

2011 and 2012). Transects were walked (ca. 2 km/h) and tracks of the three ungulate species were identified and recorded. Tracks were determined by their size, their shape (Aranda 2000), and previous knowledge of their species biology (Appendix 2). For the cervids, trails (groups of footprints) were counted as a single track record, and for peccaries footprint accumulations were recorded as a single group record. Collared peccary travel in groups and most of the time is impossible to count individuals tracks.

To determine vegetation structure and composition, a total of 135 square plots of 10 m per side were established according to the following sampling scheme: five plots were placed along each permanent transect in an alternate arrangement, so that consecutive plots were located on opposite sides of transects. In each plot, all trees with diameter > 5 cm at breast height (DBH) were recorded. For each tree, species identity was recorded (Appendix 3), and height was estimated as follows: Trees < 8 m were measured with a 2 m – long pole, and by determining the number times the pole fitted within the tree. Trees >8 m were measured by comparison of a tree of known height, that was calculated by goniometry. This height was estimated as the distance from the tree to a location where the tree top was sighted from an 45° angle, using an clinometer, plus 1.5 m (the distance from the ground to the observer eyes). Leaf and flower samples from all tree species were collected for subsequent species identification in the herbarium “Isidro Palacios” of the Drylands Research Institute of the Autonomous University of San Luis Potosí, Mexico. Richness, diversity and biomass in stems in each plot were then estimated. Biomass was assessed as basal area x tree height x correction

factor according to Kramer & Akça (1995). In the understory, visibility was assessed, as a measure of availability of leaf cover for protection and rest. A two-meter cover pole with decimeters marked in two colors, white and yellow, was placed 10 m from the observer in each plot. The observed number of bicolor bars on the cover pole was recorded and expressed in percentage of cover (Griffith & Youtie 1988). Additionally, altitude, using a GPS, and slope, employing an clinometer, were recorded for each vegetation plot.

Additional environmental variables were generated from digital cartography and with a Geographic Information System (ArcView 3.2; ESRI 2002). These variables were obtained for each permanent transect, and included nearest distance to human settlement, nearest distance to water source, population density and town density within a radius of 3.6 km, and landscape composition (proportion of agriculture, pasture, and forest within 113 ha).

Data Analysis

To determine the characteristics of vegetation structure of successional stages, eight variables collected in vegetation structure plots (see above) were used. The lack of normality of error terms was corrected using transformations of the response variables. A square root transformation of y plus square root of $y+1$ was used to normalize the variables slope, tree density and tree height (Neter *et al.* 1996), and a fourth root transformation of y was employed to normalize tree species richness and tree diversity (Anderson *et al.* 2008). For the variables density, height, and slope a one-way analysis of variance with *post-hoc* Tukey tests were used to make mean comparisons among stages. Model residuals were

inspected for normality, and concluded that the transformation of density, height, and slope were appropriate. Biomass, visibility, and altitude were analyzed using permutation tests for linear models (also called randomization or re-randomization test). This test is useful when data are sampled from unknown distributions, when sample size is small, and when outliers are present (<http://cran.r-project.org/web/packages/lmPerm/lmPerm.pdf>). These variables could not be normalized by transformations. Richness and Shannon-Wiener diversity index were compared among successional stages for all plots using permutational multivariate analyses of variance (PERMANOVA; Anderson *et al.* 2008) based on 9,999 permutations. PERMANOVA tests allow estimating multivariate variation in a design similar to an analysis of variance through a Pseudo-F statistic using permutations. This analysis is unrestricted by assumptions of normality of error and equality of variances and is appropriate for multiple comparisons of community attributes (Anderson 2001). Differences among individual stages were evaluated with *a posteriori* pairwise comparisons through Pseudo t-statistics. PERMANOVA analyses were performed using PRIMER V6 (Clarke & Gorley 2006).

Relative abundance in different successional stages

Relative abundances of each target species were compared among successional stages using only track records found in permanent transects. Generalized lineal models with Poisson distribution of error terms were used to compare relative abundances of each ungulate species among successional stages. This analysis is appropriate for count data that does not adjust to normal distribution of error terms (Crawley 2005). Because the data for the white-tailed deer and the collared

peccary showed evidence of overdispersion, the model was re-fitted with *quasi* Poisson distribution of error terms to compensate for the unexplained variation in the response variable according to Crawley (2005). To compare mean ungulate abundances among individual successional stages, multiple comparisons using Tukey contrasts were conducted. All statistical analyses were conducted in R v. 2.12 (<http://www.r-project.org/>).

Landscape composition in selected territories

Landscape composition, *e.i.* the proportion of three land use types, was analyzed at the landscape scale. For each species, areas of ca. 113 ha were generated. For this study, these areas were named territories, and were centered on locations of tracks, pellets and sightings that were gathered in temporary and permanent transects during field surveys (see above). The area of 113 ha was used because this territory size can potentially contain at least one home range for the target ungulate species according to the home range size estimated by (Sánchez-Rojas *et al.* 1997, Judas & Henry 1999, Maffei & Taber 2003). Within each of these areas, the proportion of forest, agriculture, pasture, and secondary forest were calculated using ArcView 3.2 (ESRI 2002). To avoid pseudoreplication, each record was considered as an individual and only records with minimal buffer areas overlapping <20 ha, were selected for the analysis. For this analysis, a total of 32, 64, and 121 presence records were used for the Central American red brocket deer, collared peccary, and white-tailed deer, respectively. This sample of used locations is considered a subset of the random landscape locations drawn from a larger pool of resource units that were available (Boyce 2006). To compare

landscapes used by different ungulate species *i.e.* the territories around ungulate species presence records, with the landscapes which are available within the study area, random points as sub-sampling of available landscapes were generated. This allowed estimating if landscapes were being selected relative to what is available (Boyce 2006) in the region. For this comparison, the same number of random points as presence record points for each species was generated, and within 113 ha of each of these points, landscape composition was analyzed as described above. The preference assessment program, PREFER 5.1 (<http://www.npwrc.usgs.gov/resource/methods/prefer/>) was used to determine the preference of j individuals for i components using availability and usage data as described by Johnson (1980).

Model Selection: habitat-related effects of environmental variables at multiple scales on TER

Akaike's information criterion corrected for small sample sizes (AICc), and Akaike weights (w_i) (Burnham & Anderson 2002) were used to evaluate habitat-related effects on Tracks Encounter Rate (TER) in permanent transects. Different combinations of variables for each of the target species, and thus a set of five, five, and six models corresponding to *a priori* hypotheses related to effects influencing Tracks Encounter Rate were employed for the white-tailed deer, collared peccary, and the Central American red brocket deer, respectively (Table 3.1). TER was calculated as the number of tracks recorded for each species along each permanent transect divided by transect length (n/km). The following 11 independent variables were included in the models: stem biomass, successional

stage, visibility, distance to water sources, proportion of forest within 113 ha of tracks, human population size, altitude, slope, tree species abundance, Shannon-Wiener tree species diversity index, and tree species richness.

To calculate AICc several environmental and anthropogenic factors were used as explanatory variables based on previous analyses (Chapter 2), and using the minimum number of variables to avoid model over-parameterization. For the Central American red brocket deer, the set of *a priori* hypotheses were that TER is influenced by: (1) landscape composition, (2) vegetation structure, and topographic characteristics (3) altitude, and (4) slope. For white-tailed deer and collared peccary, the set of *a priori* hypotheses were that TER is influenced by: (1) anthropogenic effects, (2) vegetation structure, and (3) landscape composition and successional stage. Additionally, a global model including all variables in the set of models for each species was used to assess model fit. For each species, a null model with only an intercept *i.e.* without explanatory variables was constructed. Null models were estimated iteratively with the method of maximum likelihood. Null models were used to determine if inclusion of any of the remaining models received more support from the data than a random model.

Akaike differences ($\Delta AICc$), and Akaike weights (w_i) were used to rank models from most to least supported by the data. $\Delta AICc$ is the difference in AICc between the model with the smallest AICc value and the current model, and w_i is a measure of support for each model based on $\Delta AICc$ that adds to 1 across all models (Burnham & Anderson 2002). These values provide direct interpretation of the relative likelihood of a model given the data and the set of candidate models. Then,

to account for model-selection uncertainty, model-averaged weighted parameter and their associated standard errors were estimated using w_i as weights as suggested by Burnham & Anderson (2002). Because some variables were more represented in the set of candidate models than others, w_i values were re-scaled according to Burnham & Anderson (2002) to avoid possible model redundancy.

Table 3.1 Model selection (Akaike Information Criterion) for the evaluation of effects of multi-scale environmental variables of three ungulates: *Odocoileus virginianus*, *Pecari tajacu*, and *Mazama temama* in deciduous tropical forests at the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012. Number of estimated parameters (k), AICc, weights (w_i), and variables for each model are presented.

Species	Model ^a	K	AICc	ΔAICc	w_i	Variables included ^b
<i>Mazama temama</i>	LAND	3	16.20	0.00	0.34	Fo
	ALTI	3	16.90	0.70	0.24	Al
	NULL	2	17.30	1.10	0.20	Nv
	SLOP	3	18.60	2.40	0.10	Sl
	GLOB	7	19.40	3.20	0.07	bs, ri, al, fo, sl
	VEST	4	20.10	3.90	0.05	bs, ri
<i>Odocoileus virginianus</i>	ANTR	5	408.63	0.00	0.51	dw, fo
	LOLA	5	408.81	0.18	0.47	ss, fo
	VEST	6	416.80	8.17	0.01	bs, ab, ri, vi
	NULL	2	418.04	9.41	0.01	Nv
	GLOB	11	420.05	11.42	0.00	bs, ab, ri, vi, dw, fo, ss
<i>Pecari tajacu</i>	ANTR	4	156.60	0.00	0.54	Nv
	NULL	2	157.40	0.80	0.36	ss,fo
	LOLA	5	159.70	3.20	0.07	ss, ri, vi,de
	VEST	7	163.10	6.50	0.01	dw, hp
	GLOB	10	163.50	6.90	0.01	ss, fo, ri, vi, de, dw, hp

^a Models: NULL. null, VEST. vegetation structure effects, ANTR. Anthropogenic effects, LOLA. local and landscape scales effects, GLOB. Global model, SUST. Effects of successional stages, ALTI. Altitude effects, LAND. Landscape composition effects, SLOP. Slope effects.

^b Variables: al. Altitude, bs. Biomass in stems, de. Abundance of trees, dw. Distance to water source, fo. Proportion of forest within a ~113 ha territory, hp. Human population within ~ 40 km², nv. No variables, ri. Richness of trees, sl. Slope, ss. Successional stage, vi. Visibility.

Results

Differences among successional stages

The three successional stages differed significantly in the following variables: richness of tree species (*Pseudo* $F= 4.552$, $p<0.0001$, permutations= 9895), tree height ($F=14.81$, $p<0.0001$), and Shannon-Wiener tree species diversity index (*Pseudo* $F= 4.552$, $p<0.0001$, permutations= 9799). Tree species Density and altitude were smaller and lower, respectively in early in comparison with the intermediate and the late stages ($F= 22.03$, $p<0.000$ and $p= 0.0046$, respectively). Slope was significantly smaller in the early than the late stage ($F= 3.446$, $p= 0.0348$). Biomass and visibility did not differ among successional stages ($P>0.05$; Table 3.2).

Table 3.2. Comparison among average (\pm standard deviation) of elevation and vegetation characteristics of three successional stages in deciduous tropical forests in the Huasteca Potosina, Mexico during June-2010 – May 2012. Different letters indicate significant differences.

	Early		Successional Intermediate		stage Late	
Abundance of trees	23.2	(± 13.8) ^a	36.2	(± 11.2) ^b	38.4	(± 12.6) ^b
Biomass in stems	14.4	(± 18.3)	17.4	(± 13.2)	20.3	(± 10.6)
Tree height	5.8	(± 2.1) ^a	6.6	(± 1.1) ^b	7.8	(± 2.0) ^c
Visibility	9.2	(± 5.4)	9.7	(± 3.5)	9.1	(± 3.7)
Richness of trees	7.6	(± 3.4) ^a	10.2	(± 3.0) ^b	12.1	(± 3.8) ^c
Tree diversity (H')	1.5	(± 0.5) ^a	1.8	(± 0.4) ^b	2.0	(± 0.4) ^c
Altitude	326.0	(± 46.4) ^a	359.6	(± 87.4) ^b	380.0	(± 93.5) ^b
Slope	4.7	(± 3.9) ^a	6.0	(± 5.0)	7.1	(± 5.2) ^b

Ungulate relative abundances

A total of 867 tracks of the three ungulate species were recorded across all sites. The majority of tracks encountered were from white-tailed deer. The mean Track Encounter Rate (TER) in temporary and permanent transects was 6.77 (SE=1.08) and 3.93 (SE=0.49) for white-tailed deer, 0.34 (SE=0.2) and 0.76 (SE=0.13) for collared peccary, and 0.14 (SE=0.06) and 0.16 (SE=0.02) for Central American red brocket deer. The highest relative abundance was recorded for the white-tailed deer (5.6, SE=1.05) and the collared peccary (1.2, SE=0.28) in the early stage, and for the Central American red brocket deer in the intermediate and late stages (0.22, SE 0.14 and 0.15). The lowest relative abundances for white-tailed deer (2.8, SE=0.72) and collared peccary (0.4, SE=0.13) were recorded in the intermediate stage, and in the early stage for the Central American red brocket deer (0.18, SE 0.14) (Figure 3.2). Relative abundances, however, differed only for white-tailed deer between the early and intermediate stages ($z=-2.307$, $p=0.021$), and between the early and late stages ($z=-1.961$, $p=0.0499$).

For the collared peccary, a marginally significant difference in relative abundance was recorded between early and intermediate stages ($z= -1.933$, $p=0.0533$). No significant difference in relative abundance among successional stages was found for Central American red brocket deer.

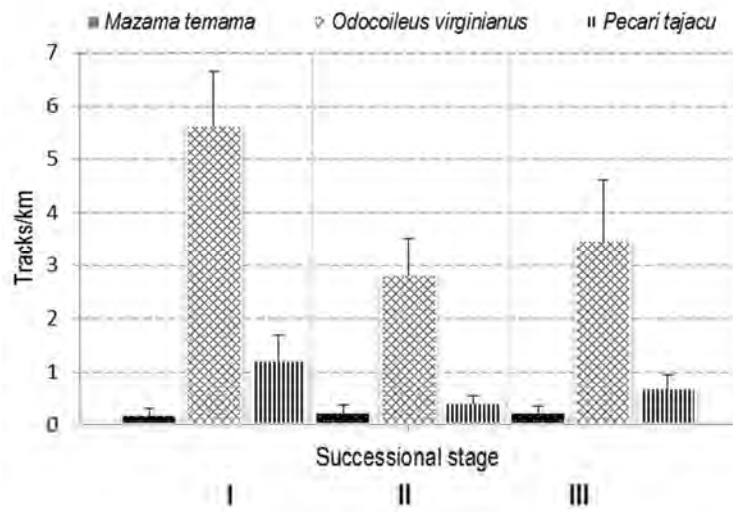


Figure 3.2. Mean relative abundances index (Track Encounter Rate) of *Mazama temama*, *Odocoileus virginianus* and *Pecari tajacu* in three vegetation successional stages at permanent transects located in deciduous tropical forest in the Huasteca Potosina, Mexico from June 2010 to May 2012. Successional stages: I. <14 years (early), II. >14 - <25 years (intermediate), and III. > 25 years (late). Error bars represent standard errors.

Landscape scale habitat use

Significant differences in landscape components were encountered between available and occupied territories for all three ungulate species ($p < 0.05$; Table 3.3). These results suggest that all three species show a significant preference for landscapes primarily composed of forest, where pastures constitute a minimal area. Central American red brocket deer showed the highest preference for forested landscapes. On average, this species occupied territories composed of 97.9% forest (SE=19.4), 1.3% agriculture (SE=0.25), and 0.7% pastures (SE=0.14). Collared peccary and white tailed deer occupied territories with 88.5 and 88.4% forest (SE=1.18 and 1.01), 6.9 and 6.6% agriculture (SE=0.98 and 0.72), and 4.6 and 5% pasture (SE=0.38 and 0.51), respectively (Figure 3.3).

Table 3.3. Comparison of occupied and available landscape composition (proportion of forest, agriculture, and pasture within ~113 ha) for evaluating preference by three ungulates: *Odocoileus virginianus*, *Pecari tajacu* and *Mazama temama* in deciduous tropical forests in the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012. The difference in mean rank (variance/covariance) is shown to determine preference between the landscape components, a difference <0 shows a preference for component *i* over component *k*, and >0 a preference for component *k* over component *i*.

Components <i>i/k</i>	<i>Odocoileus virginianus</i>		<i>Pecari tajacu</i>		<i>Mazama temama</i>	
	variance/ covariance	Absolute standard difference	Variance/ covariance	Absolute standard difference	Variance/ covariance	Absolute standard difference
P/A	-0.3886	1.6865	-0.4261	1.5240	-0.3415	1.5128
F/A	-0.1458	1.2628	-0.1352	0.9661	-0.1442	0.6009
F/P	-0.0434	4.1586*	-0.1047	3.1568*	-0.1421	2.4965*
W value		1.85		1.99		2.19

Components of landscape: **P.** Pastures, **F.** Forest, **A.** Agriculture.

* Significant difference ($\alpha = 0.05$).

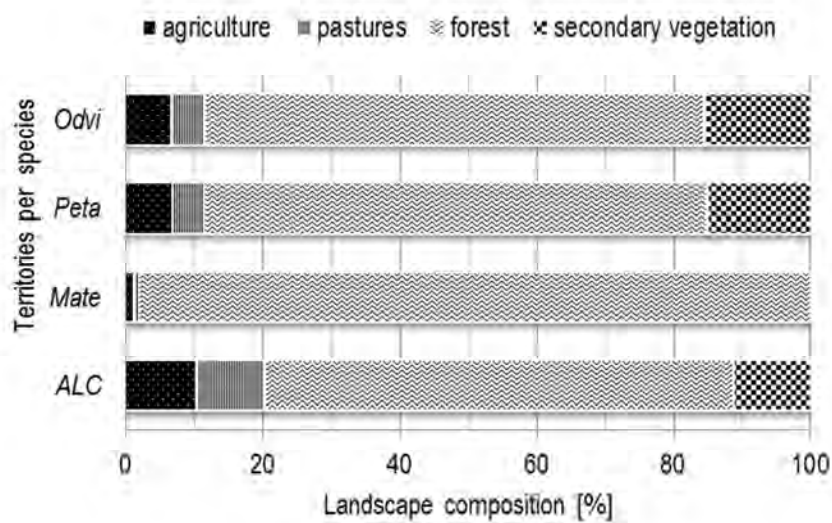


Figure 3.3 Landscape composition in used and available landscapes of three ungulates species: *Odocoileus virginianus* (Odvi), *Pecari tajacu* (Peta), and *Mazama temama* (Mate) in deciduous tropical forests in the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012. Data presented are percent of landscape components within an area of ~113 ha. ALC. Random-available landscapes in the study area.

Habitat-related effects on TER of environmental variables at multiple scales

The best support explaining the TER of all three target ungulate species ($\Delta\text{AICc} < 2$) corresponded to models including anthropogenic and landscape composition effects. For Central American red brocket deer, the best-supported models ($\Delta\text{AICc} < 2$) explaining TER were those related to altitude and landscape composition effects (Table 3.1). The null model also received some support from the data $\Delta\text{AICc} = 1.1$. Model-averaged parameter estimates (Table 3.4) suggested that TER increased with increasing altitude and with increasing percentage of forest in the landscape (Figure 3.4).

Table 3.4. Model-averaged parameter estimates for three ungulates: *Odocoileus virginianus*, *Pecari tajacu*, and *Mazama temama* in deciduous tropical forests at the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012. Variables used for all model and their standard errors are presented.

Variables	<i>O. virginianus</i>		<i>P. tajacu</i>		<i>M. temama</i>	
Intercept	28.497	(±7.66)	7.488	(±4.56)	-0.940	(±1.13)
Biomass in steams	0.614	(±1.54)	-	-	-0.018	(±0.05)
Abundance of trees	-1.259	(±3.74)	-2.529	(±1.50)	-	-
Human population	-0.004	(±0.00)	-0.000	(±0.00)	-	-
Intermediate stage	-1.593	(±2.00)	-7.052	(±8.04)	-	-
Late stage	-1.525	(±1.97)	-8.938	(±8.94)	-	-
Richness of trees	-11.858	(±14.68)	4.966	(±4.78)	-0.278	(±0.29)
Visibility	3.963	(±6.14)	-1.850	(±2.22)	-	-
Water sources	-0.001	(±0.00)	-0.002	(±0.00)	-	-
Proportion of forest	-0.217	(±0.08)	-0.431	(±0.46)	0.041	(±0.03)
Altitude	-	-	-	-	0.005	(±0.00)
Slope	-	-	-	-	-0.103	(±0.11)

For the white-tailed deer, the most support ($\Delta AICc < 2$) corresponded to anthropogenic, and to local and landscape scales effects combined. Model-averaged parameter estimates suggest that TER slightly increased with decreasing human population density, with decreasing distance to water source, and decreasing percentage of forest within the landscape. The effect of successional stages was negligible (Figure 3.5). For the collared peccary, anthropogenic effects received the most support. The null model, however, also received some support from the data ($\Delta AICc = 0.8$). Model-averaged parameter estimates for this species suggest that TER increased with decreasing distance to water sources, and slightly decreased with increasing human population within an 40 km² (Figure 3.6).

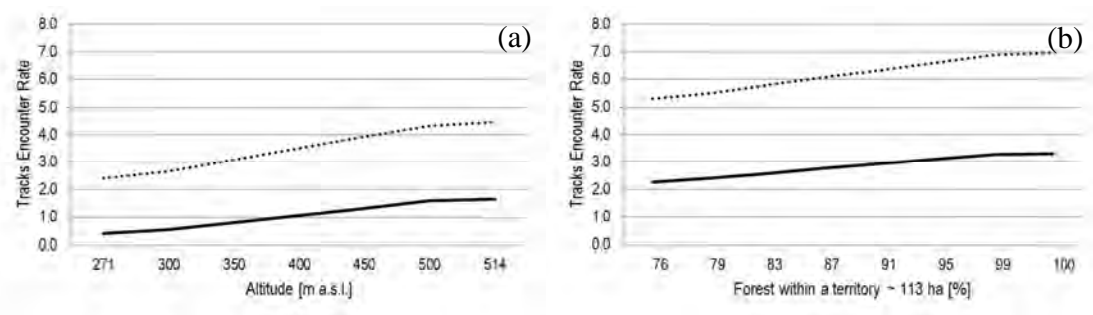


Figure 3.4. Tracks Encounter Rate (tracks/km) of *Mazama temama* in secondary deciduous tropical forest in the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012 estimated from model-averaged parameter estimates as a function of altitude (a), and percentage of forest within a territory of ~113 ha (b). Dotted lines indicate standard errors.

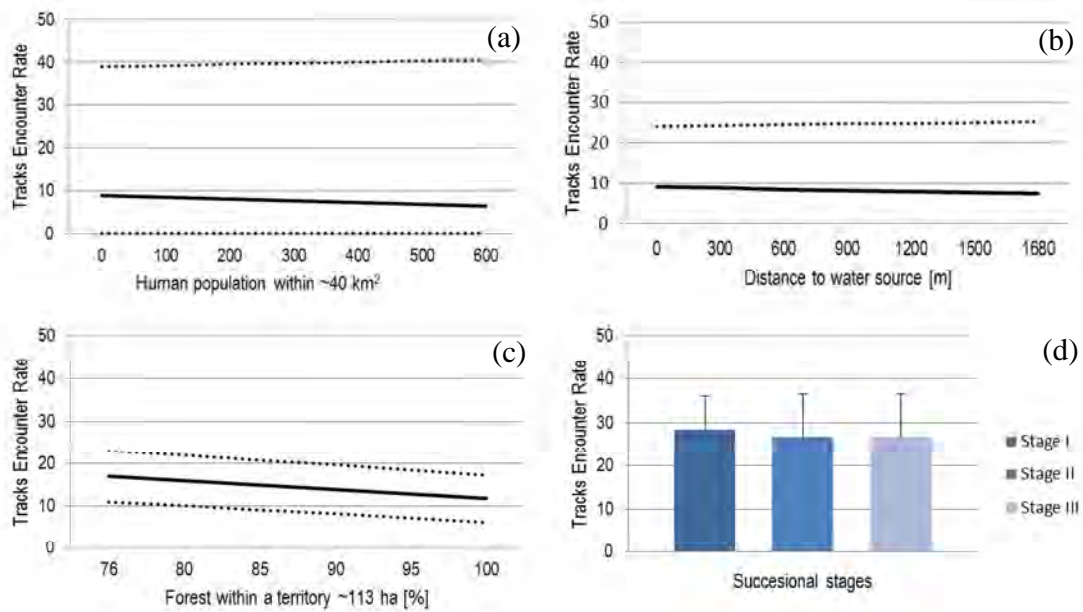


Figure 3.5. Tracks Encounter Rate (tracks/km) of *Odocoileus virginianus* in secondary deciduous tropical forest in the Huasteca Potosina, Mexico during June 2010 – May 2012 estimated from model-averaged parameter estimates as a function of human population around presence records within an area of 40 km² (a), distance to water sources (b), percentage of forest within a territory of ~113 ha (c), and successional stages (d). Track Encounter Rates were estimated from model-averaged coefficients of the best supported models. Dotted lines and error bars indicate standard errors.

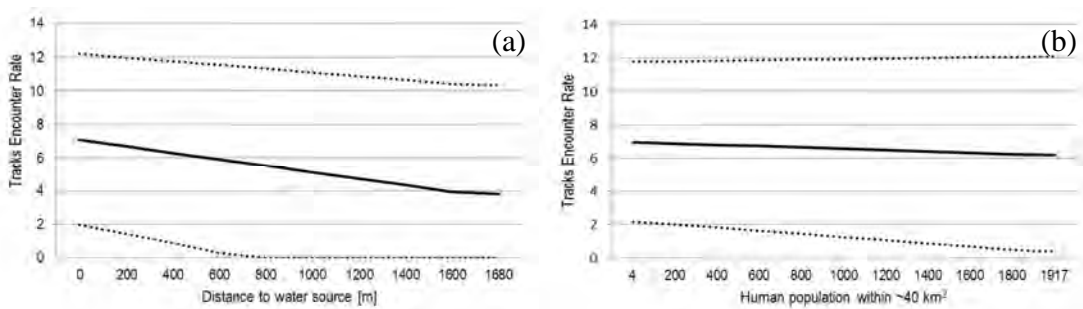


Figure 3.6. Tracks Encounter Rate (number of groups of tracks/km) of *Pecari tajacu* in secondary deciduous tropical forest in the Huasteca Potosina, Mexico during June-2010 – May 2012 estimated from model-averaged parameter estimates as a function of distance to water sources (a), and human population within ~40 km² (b). Dotted lines indicate standard errors.

Discussion

The results of this study are consistent with the hypothesis that resource use, estimated by relative abundance, varies with scale. The hypothesis of differential effects of successional stages on ungulate occurrence and abundance was not completely supported; instead, landscape composition appeared to have a greater influence on abundance patterns and presence/absence of the target ungulates than small-scale differences in vegetation structure and composition of secondary forests. In accordance with the hypotheses, the response of target ungulates differed among species. As described below in detail, this result may be partially explained by the biological characteristics of each species. However, the social-environmental system under study is much more complex than the relationships between the set of variables considered for this study and the biological characteristics of the target species.

Central American red brocket deer

The several orders of magnitude smaller relative abundance of the Central American red brocket deer in comparison with the other ungulates contrasts with reports from previous studies carried out in Costa Rica and southern Mexico (Eisenberg & Thorington 1973, Bolaños & Naranjo 2001, Weber 2005, Reyna-Hurtado & Tanner 2007, Hernández-SaintMartin *et al.* 2013). Despite this disproportionate difference, the relative abundance of 1.7 tracks/km recorded in this study for this species was within the range (0.03 to 3.4) reported by some authors across several tropical forests of Mexico and Central America (Carrillo *et*

al. 2000, Bolaños & Naranjo 2001, Weber 2005, Tejeda-Cruz *et al.* 2009). Other studies, however, reported abundances outside this range, 6.6 tracks/km (Reyna-Hurtado & Tanner 2007), and 0.003 tracks/km (Muñoz & Gallina 2013). Though the Huasteca Potosina has few continuous forest areas, populations of Central American red brocket deer have relative abundances similar to those reported for populations in relatively well-preserved areas of southern Mexico. Its relative abundance in the Huasteca Potosina is marginally lower compared to those reported for well-preserved areas without hunting, similar to those reported for deciduous ecosystems and higher than those reported for well-preserved areas with hunting (both subsistence and sport).

This is one of the least studied deer species in Mexico (Weber 2014); hence there is very limited information for comparisons of results with those from other locations along the distribution area or over time. Previous studies used comparable methods and were conducted in tropical forests, but were restricted to two municipalities of Mexico and to the Osa Peninsula in Costa Rica. The red brocket deer (*Mazama americana*), a closely related species, is one of the most abundant and widely distributed cervids in Neotropical forests (Eisenberg & Redford, 1999), partially due to its relatively high reproductive rates (Bodmer, 1997). The Central American red brocket deer, on the other hand, has been reported to occur in low abundances, with the exception of the study of Reyna-Hurtado & Tanner (2007). This species may be more inconspicuous than the white-tailed deer and the collared peccary. Its tiny size and small home range may have caused an underestimation of its populations. However, local inhabitants of the region state that "... *there are few chacalitos (Central American red brocket deer),*

and this species is not as abundant as venados (white-tailed deer), they do not come down (near the town), they live up (in the mountains)...". We cannot really determine if the low abundance of this species is natural or if its populations are declining due to ecological transformation processes occurring in the Huasteca Potosina. Rejón et al. (1996) described a critical situation for this species in San Luis Potosi State during the 90's, but did not report data that could be used for comparisons. Dalquest (1953), without supporting data, stated that this species will probably persist in San Luis Potosi State for a longer time than other deer species. The results of the current study, however, suggest that this species occupies mostly forested landscapes, evidencing its vulnerability to deforestation processes occurring in the region and elsewhere.

In early successional stages, tracks of this species were recorded in two permanent transects only. However, Central American red brocket deer relative abundance did not differ among successional stages. Apparently, it used all secondary forest stages indiscriminately. Therefore, it seems like all successional stages could provide resources for this species. In support of this hypothesis, Central American red brocket deer were recorded in all three successional stages, as well as individuals of *Sabal mexicana*, a palm consumed by this species (*personal observation*). Palm species have been considered a keystone species for ungulates in South America (Keuroghlian & Eaton 2008). On the other hand, significant differences in tree species richness and diversity among all successional stages were recorded. Two additional remarkable findings were that the Central American red brocket deer was absent in Laguna de Mante town considering the records of the permanent transects, but it was present in this

locality in areas distant from settlements and within the TBR in the temporary transects; and that presence records of Central American red brocket deer and collared peccary were never documented simultaneously in the same permanent transects. Tobler *et al.* (2009) suggested that resource partitioning takes place mainly at the diet level and to a lesser extent spatially. Differences in habitat use at small scales, however, are still possible. The competitive exclusion among ungulates has been poorly studied (Tobler *et al.* 2009). Bodmer (1991) found that in the Amazon, ungulate species are segregated from the rest in at least one type of resource, such that when species rely on different diets they use similar habitats, and when they share diets, different habitats are used. The collared peccary has a broad diet including fruit, browse and fiber (Bodmer 1991), while the Central American red brocket deer mainly consumes fruits (Weber 2005). Therefore, these species could possibly compete for fruits, and as a consequence segregate spatially in the Huasteca landscapes.

The absence of Central American red Brocket deer records near towns is not surprising because remote areas are the most preserved in the study area. On the other hand, the finding of Central American red brocket deer in secondary forest may seem contradictory to the notion that this species usually prefers well-preserved areas, and dense, humid, mature forests (Leopold 1987, Weber 2008). At the landscape scale, however, the records for this species were in landscapes almost exclusively covered by tropical forest in which secondary forest was essentially absent. Central American red brocket deer selects areas with low human disturbance at the landscape scale. Therefore, the successional stages at the local scale seem to be masking a selection process associated to a larger

spatial dimension. Di Bitetti *et al.* (2008) also discussed the importance of landscape context for *Mazama americana*. They found that in terms of hunting, the literature is not consistent; some studies reported an effect and others did not. The main difference between these two sets of studies was that most of the former were conducted in fragmented areas (Di Bitetti *et al.* 2008). Assessments of large-scale effects may help understanding species response patterns. The preferential use of highly forested landscapes is consistent with the low tolerance of this species to anthropogenic disturbances (Reyna-Hurtado & Tanner 2007, Weber 2008, Tejeda *et al.* 2009).

In the Huasteca Potosina, plains have historically been used for agriculture and livestock, whereas mountains were left without intensive use and are frequently away from human settlements. Thus, mountainous terrains with rugged topography are relatively better-preserved than plains. These remote lands with low accessibility seem to be a refuge for this species. Protection status and accessibility had been documented as very important variables for *Mazama americana* whose abundances increase with increasing distance to access routes, and are higher in areas with protection status (Di Bitetti *et al.* 2008). These variables may have a similar effect for the Central American red brocket deer. Bolaños & Naranjo (2001), and Weber (2005) reported that in sites with restricted hunting (*i.e.* sites with low accessibility to hunters), the populations of Central American red brocket deer were higher than in hunted sites. All these results are consistent with the current finding that altitude and percent forest within a territory were the most important variables influencing Track Encounter Rates.

White-tailed deer

In contrast with reports from tropical ecosystems, white-tailed deer had the highest relative abundance at the Huasteca, and in comparison with the other ungulate species. Relative abundances in tropical forests for this species range from 0.01 to 2.9 tracks/km (Mandujano & Gallina 1995, Wright *et al.* 1999, Escamilla *et al.* 2000, Bolaños & Naranjo 2001, Weber 2005, Reyna-Hurtado & Tanner 2007, Tejeda-Cruz *et al.* 2009). Tropical forests are sub-optimal habitats for the highly adaptable white-tailed deer, while secondary tropical forests contain habitat suitable for this species, and this is the main reason for its expansion into tropical ecosystems (Leopold 1987). White-tailed deer populations benefit from habitat transformation in Mexican southern tropical forests (Naranjo & Bodmer 2007). In the Huasteca Potosina this process of land use change may have partially originated the patterns of abundance of this species that were recorded. At present, approximately 35% of land in the Huasteca Potosina is dedicated to agriculture and pasture (Chapa *et al.* & Monzalvo 2012). In consistency with the results of the current study, Hernández-Saint Martin *et al.* (2013) reported many more records of white tailed deer than of the other two ungulates in the TRB and surrounding areas using camera-traps. An ongoing study in San Antonio and Tanlajás, two municipalities of San Luis Potosí located southeast of the study area, has recorded that white-tailed deer populations have become very abundant because its hunting in the area has become an illegal activity (*G. Espinoza personal communications*). Populations of this species, however, seem to tolerate intense hunting pressure (Leopold 1987, Bolaños & Naranjo 2001, Weber 2005). During the course of the current study,

evidence of subsistence hunting and local wildlife trade was observed. Possibility, bushmeat is being replaced by livestock meat, and hunting, which has potentially contributed to deer populations control, not occur in the same order of magnitude. However, the data suggest that habitat transformation is the most important driver promoting highly abundant white-tailed deer populations. Another factor reported as a cause of white-tailed deer overabundance in temperate zones is the extirpation of top predators. In the Huasteca, however, populations of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) are stable (*personal communication O. Rosas-Rosas*). A final hypothesis about high abundances of white-tailed deer is that they have a clustered distribution pattern within few remaining fragments with sufficient size to harbor their populations in the Huasteca Potosina. In a fragmented tropical ecosystem of Amazonian Brazil, ungulate populations showed higher abundances in larger forest patches (Michalski & Peres 2007).

In consistency with other studies, the local analysis showed higher relative abundance in early than intermediate and late stages. The greater abundances of white-tailed deer correspond to fragmented regions associated with farming across its distributional range (Leopold 1987). This species tolerates and even benefits from disturbed habitats (Kramlich 1985, Reyna-Hurtado & Tanner 2007), it uses clearings in which resources are available (Galindo-Leal & Weber 1998, Fulbright & Ortega 2006), prefers secondary vegetation even in areas used frequently for hunting, and avoids subperennial forest (Reyna-Hurtado & Tanner 2007). In addition, the White-tailed deer is a highly versatile species whose diet is extremely variable depending on environmental conditions (Merino & Rossi 2010). In tropical forests it mainly consumes leaves and stems, and during the rainy season fruit can

constitute approximately 40% of its diet (Arceo *et al.* 2005, Weber 2005). Secondary forests have higher productivity than primary ecosystems (Brown & Lugo 1990). Consequently, they are used more by this generalist species. Because early successional habitats and young forests provide a considerable increase in forage for white-tailed deer, land use changes and subsequent secondary succession processes have promoted an increase in the carrying capacity for this species, allowing its range expansion (Almendinger 2010).

Though white-tailed deer selected early stages at the local level, it is clear that extensive forest cover at larger scales is needed to maintain suitable habitat. The decrease in TER with increasing forest cover at the landscape scale supports the hypothesis that white-tailed deer can thrive in farming landscapes using agricultural fields as a food source, but it needs forest patches for resting and concealment for rumination and processes related to social interactions such as scent marking (Seagle 2003). In consistency with previous studies (Galindo-Leal & Weber 1998, Fulbrigh & Ortega 2006), the current results suggest that this species possesses an opportunistic behavior in terms of usage of agriculture and secondary forest, and that it possibly avoids pastures. In fact, in North America competition between livestock and deer is severe in overgrazed pastures, and particularly heavy during drought or winter, when their diet has the highest overlap. During dry seasons, a period of low plant growth in tropical ecosystems, 40 to 50% of the deer diet consists of fruits (Arceo *et al.* 2005, Weber 2005). Thus, in these ecosystems diet overlap may be moderate. Livestock impacts on white-tailed deer, however, extend beyond effects on food, and also include other habitat disturbance effects (Fulbrigh & Ortega 2006). Avoidance of pastures is possibility the result of

avoiding the depredation risk due to exposure in large open areas, livestock presence, or human activity. During the study, ungulates near permanent transects were not recorded whenever there was human activity signs (fire use or fertilizer application).

In the study area, most water sources are artificial as they have been established to supply water for livestock. In temperate ecosystems there is no documentation that livestock watering benefits white-tailed deer, but when available habitat is limited, livestock and white-tailed deer may use forage close to watering areas. In arid regions, however, water is an essential habitat component for white-tailed deer (Bello *et al.* 2001). Water requirements for white-tailed deer vary with climatic conditions, physiological state, amount of activity, and moisture content of forage (Richardson *et al.* 2008). Pregnant white-tailed deer typically consume two to three times more water and dry matter (Richardson *et al.* 2008). The current study documented that in low rainfall years during the dry season, deer frequently visited water ponds. During the rest of the year, they possibly obtain sufficient water to meet their needs from plants (Fulbrigh & Ortega 2006). During breeding season, females require drinking water more than males or juveniles; therefore they frequently visited water sources (*personal observation*). The slight effect of this variable may relate to intraspecific variation in use of this resource.

The decrease in TER with increasing human population near permanent transects also has been previously documented. High levels of human disturbance may cause movement increases (Root *et al.* 1988), and thus changes in foraging and behavior patterns. Indeed, human population size has been correlated with

hunting, most of which typically occurs within 6–12 km of settlements (Escamilla *et al.* 2000), and ecological disturbances such as land use changes.

Finally, successional stages influenced TER, but confidence intervals were large. Categorical explanatory variables, such as successional stages, require a large amount of data to increase confidence intervals and therefore reduce error.

Collared peccary

Relative abundances of collared peccary were lower than white-tailed deer and higher than Central American red brocket deer. As previously mentioned, several studies conducted in sympatric areas of the three target ungulates species have documented that collared peccary is more common than white-tailed deer and Central American red brocket deer (Wright *et al.* 2000), (Naranjo & Bodmer 2007), but sometimes it is less abundant than the Central American red brocket deer (Reyna-Hurtado & Tanner 2007, Tejeda-Cruz *et al.* 2009). The relative abundance of 0.66 ± 0.2 groups of tracks/km is within the range of 0.0 – 0.9 reported in tropical forests (Carrillo *et al.* 2002, Reyna-Hurtado & Tanner 2007, Bolaños & Naranjo 2001, Naranjo *et al.* 2004, Tejeda-Cruz *et al.* 2009). For the Lacandonian forest, Mexico, Naranjo & Bodmer (2007) suggested that collared peccary populations seemed to be stable and better able recovering population densities than other ungulates, even in persistently hunted areas. The relative abundance in the Huasteca was higher than that reported by the above cited studies, which were conducted in tropical evergreen forest. Usually, this species reaches its highest abundance in tropical deciduous forest, which is the closest to its optimal habitat

(Leopold 1987). The local people, however, noticed that collared peccary had declined in the region.

Most collared peccary records were from early successional stages, and abundances only differed marginally between early and intermediate stages. Several authors have concluded that collared peccary is relatively tolerant to both disturbance (Sowls 1997, Fragoso 1999, Leopold 1987) and secondary forest mosaics (Peres 2001, Naughton-Treves *et al.* 2003). Hernandez-SaintMartin *et al.* (2013) found greater abundance of collared peccaries in sites located outside than within TRB, and in secondary forest that are located away from settlements. In spite of the apparent lack of difference in use of intermediate and late stages by this species, it seems like collared peccary is possibly selecting its habitat at the larger landscape scale. Most records for *Brosimum alicastrum*, *Ficus cotinifolia*, *F. obtusifolia*, *Sabal mexicana*, *Ardisia escallonioides* were obtained from the localities Laguna de Mante and El Estribo, the sites where collared peccary was recorded. These five tree species were consistently referred by local people as plants consumed by collared peccary in the region.

The collared peccary selected mostly forested landscapes with only moderate proportions of agriculture and pasture. As documented for the white-tailed deer, collared peccaries require habitat with a large proportion of forest, and a thick understory (Leopold 1987). Chinchilla (2009) recorded that the collared peccary was common in continuous forest and absent from small (<350 ha) forest fragments surrounded by pastures. In a landscape fragmented by slash-and-burn agriculture in Peru, Naughton-Treves *et al.* (2003) registered collared peccaries in the forest more than expected. Daily *et al.* (2003) did not record this species in

open habitats including pastures, remnant coffee-forests, and remnant pasture-forests. Therefore, most evidence seems to suggest that this species avoids pastures.

Water is an important component of peccary's habitat. In dryland ecosystems collared peccaries need open water during the driest time of the year. This resource, however, is not essential during the rainy season when succulents are available. The presence or absence of water did not influence home range size when succulents were the largest diet component (Gabor *et al.* 2001). Another study found that the collared peccary did not go to water for long periods, and used the same areas even when the waterholes had disappeared (Elder 1956). On the other hand, in tropical ecosystems, peccaries rarely seem to move far from running water or shallow pools, where they wallow (Donkin 1985). Water, however, is not an essential resource for this species. Their water requirements are obtained from their diet, but water reservoirs are important from the behavioral standpoint (Carrillo *et al.* 2002). Wallowing behavior may be a form of grooming (Sowls 1997), or it may help thermoregulation (Carrillo *et al.* 2002). In tropical humid ecosystems, collared peccaries wallow in mud, whereas in dryland ecosystems they mainly wallow in dust. Collared peccaries have permanent and specific wallowing places within their territory (Beck *et al.* 2010). They create and maintain wallows in lentic bodies of water or depressions in the ground (Beck 2010). Throughout the year, we frequently observed tracks around bodies of water or some muddy places which possibly were used as wallowing places.

Collared peccaries have been reported frequently as being tolerant to human disturbances (Keuroghlian *et al.* 2004). The current study suggested that although

collared peccaries may occupy altered areas, as early successional stages, they tended to avoid intense human activity and were recorded in remote and also in quite well-conserved areas across temporary transects. It appears that collared peccaries tolerate some human disturbance, but contrary to white-tailed deer, they do not profit from ecosystems altered by anthropogenic activities. In addition to human-induced habitat alteration, other activities, as poaching, subsistence hunting, fragmentation, and local eradication, which affect negatively peccary populations, are associated with human populations. It has been shown that collared peccaries have lower densities in poached or hunted sites than in protected areas, slightly hunted, or entirely without hunting (Peres 1996, Wright *et al.* 2000, Naranjo & Bodmer 2007), and they mainly use areas away from settlements (Romero-Balderas *et al.* 2006). At present, in spite of widespread geographic distribution and ecological characteristics, populations of collared peccary have significantly diminished and have even been subject of eradication at local scales due to former anthropogenic causes (Gallina & Mandujano 2009).

Management implications

The anthropogenic effects of land use change have altered the natural dynamics of tropical deciduous forest in the region. The high abundance of white-tailed deer, although not comparable to the overabundant deer populations in temperate ecosystems, is an evidence of an imbalance in the ecosystem dynamics. In fragmented forests, the number of species shifts from an original equilibrium, mainly as a result of the effects of area reduction and increase in distance to continuous forest or between forested patches (Chiarello 1999). With time,

diversity will decline, eventually reaching a new, less diverse steady state (Lindenmayer *et al.* 2011). In the altered state, some species such as deer can benefit from agriculture and secondary forest. Others, such as peccary can tolerate moderate levels of human disturbance. Finally, the most vulnerable species such as the Central American red brocket deer can be negatively affected. Specialist species are more likely to disappear than generalists, which could become more abundant. In the future it will be necessary either to seek system balance restoration, or to maintain another stable state which would avoid falling into an irreversible negative state (Lindenmayer *et al.* 2011).

The unexpected outcome related to the importance of landscape composition in determining landscape usage by target species provides an alternative for ungulate management in the region. Consideration of landscape scale in ungulate management involves an adequate planning of landscape components. The enormous variation in landscapes and ecological processes influencing resource selection, which operates at different scales (Kie *et al.* 2002) are topics for future research. In addition to landscape composition, ungulate management should also provide supplementary information related to other variables that were not measured in the current study, but are important for relative abundance of target ungulates species. One of these variables is variation in the abundance of resources, which affect animal movements. This type of variable may be the result of the climatic conditions, natural, ecological, and anthropogenic factors such as differences in precipitation among years, occurrence of forest fires, mobility of depredators, etc. (Di Bitetti *et al.* 2008). All these factors undoubtedly had an effect on the Track Encounter Rate. Understanding other aspects such as

metapopulation dynamic and resource partition in sympatric ungulate populations are essential for long-term ungulate conservation (Naranjo & Bodmer 2007).

Results of this study help improving our understanding about the importance of effects originated by anthropogenic activities such as water reservoirs, human population size, the landscape mosaic originated by land use change, in relation to the effect of all other biological and physical variables, as vegetation structure and composition, slope, and altitude. The future of ungulate populations at the region is closely linked to local decisions for land use change, which are influenced by factors operating at other spatial scales related to regional, national and global markets and policies. Anyone interested in conservation must view ecosystems as coupled social-ecological systems. This implies that ecosystems and natural resources management approaches should simultaneously focus both on system components, and in their relationships, interactions, and feedbacks. Wildlife conservation will become a reality only if innovative strategies that consider these coupled systems are implemented. Current alternatives for conservation have not been enough. In recent decades, rates of land use change have slowed, and areas under protection have increased, but global biodiversity continues to decline.

References

- Almendinger T. 2010. Overabundant White-tailed Deer and the Alteration of Forested Communities [published online] <http://deerinbalance.files.wordpress.com/2010/01/overabundant-white-tailed-deer.pdf>
- Anderson M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32-46.
- Anderson M.J., Gorely R.N, & Clarke K.R. 2008. *PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods*. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK, 214 p.
- Aranda M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Primera edición. Instituto de Ecología, A.C. Jalapa, Veracruz, México. 212 p.
- Arceo G., Mandujano S., Gallina S. & Perez-Jimenez L.A. 2005. Diet diversity of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a tropical dry forest in Mexico. *Mammalia* 69:159-68
- Beck H., Thebpanya P. & Filiaggi M. 2010. Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans? *Journal of Tropical Ecology* 26:407-14
- Bellantoni E.S. & Krausman P.R. 1993. Habitat use by collared peccaries in an urban environment. *Southwestern Naturalist* 38:279–284.
- Bello J., Gallina S. & Equihua M. 2001. Characterization and habitat preferences by white-tailed deer in Mexico. *Journal of Range Management* 54: 537–545.
- Berti G. 2001. Estado actual de los bosques secundarios en Costa Rica:

- perspectivas para su manejo productivo. *Revista Forestal Centroamericana* 35: 29-34.
- Bodmer R.E, Eisenberg J.F. & Redford K.H. 1997. Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology* 11:460-6
- Bodmer R.E. 1991. Influence of digestive morphology on resource partitioning in amazonian ungulates. *Oecologia* 85:361–365.
- Bolaños J.E. & Naranjo E. 2001. Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del Río Lacantún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 5:45–57.
- Bolívar S. 2009. Análisis de hábitat óptimo y modelado de nicho ecológico para la conservación del venado cola blanca en el centro de Veracruz. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz, México. 93 p.
- Boyce M.S. 2006. Scale for resource selection functions. *Diversity and Distributions* 12:269-76
- Brown S. & Lugo A. 1990. Tropical secondary forest. *Journal of tropical Ecology*, 6:1-32.
- Brown D. 2003. Is the best the enemy of the good? Livelihoods perspectives on bushmeat harvesting and trade – some issues and challenges. CIFOR-Bonn Conference on ‘Rural Livelihoods, Forests and Biodiversity. [published online] <http://www.odi.org.uk/sites/odi.org.uk/files/odi-assets/publications-opinion-files/3892.pdf>
- Burnham K.P. & Anderson D.R. 2002. Model Selection and Inference. Springer Verlag, New York, USA.

- Carrillo E., Saenz J.C. & Fuller T.K. 2002. Movements and activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. *Biological Conservation* 108:317-24
- Chapa-Vargas L. & Monzalvo-Santos K. 2012. Natural protected areas of San Luis Potosí, Mexico: ecological representativeness, risks, and conservation implications across scales. *International Journal of Geographical Information Science* [Published online].
- Chazdon R.L., Peres C.A., Dent D., Sheil D., Lugo A.E., *et al.* 2009. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests El Potencial de Conservación de Especies en Bosques Tropicales Secundarios. *Conservation Biology* 23:1406-17.
- Chiarello A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82
- Chinchilla F.A. 2009. Seed predation by mammals in forest fragments in Monteverde, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 57:865-77
- Clarke K.R. & R.N. Gorley. 2006. *Primer v6: User manual/Tutorial*. Primer-E. Plymouth.
- CONANP (Comision Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2011. *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa*. Documento no decretado en el Diario Oficial de la Federación.
- Côté S. D., Rooney T. P., Tremblay J. P., Dussault C., & Waller D. M.. 2004. Ecological Impacts of Deer Overabundance. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 113–147.

- Crawley J.M. 2005. *Statistics: an introduction using R*. West Sussex: J. Willey & Sons. 342 p.
- Daily G.C, Ceballos G., Pacheco J., Suzán G. & Sánchez-Azofeifa A. 2003. *Countryside Biogeography of Neotropical Mammals: Conservation Opportunities in Agricultural Landscapes of Costa Rica*
- Dalquest W.W. 1953. *Mammals of the Mexican state of San Luis Potosí*. State University Press. Louisiana, USA.
- Davies G., Heydon H., Leader-Williams N., MacKinnon J.R. & Newing H.S. 2001. The effects of logging on tropical forest ungulates. In *The Cutting Edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Biology and Resource Management. p 93-124. Fimbel, R.A., Grajal, A. y J.G. Robinson (eds.). Series 1 . Columbia University Press, Columbia.
- De las Salas G. 2002. Los bosques secundarios de América tropical: perspectivas para su manejo sostenible. *Bois et Forêts des Tropiques* 272(2): 63-73.
- D'Eon R.G. 2001. Using Snow-Track Surveys to Determine Deer Winter Distribution and Habitat. *Wildlife Society Bulletin* 29:879-87
- Di Bitetti M.S, Paviolo A., Ferrari C.A., De Angelo C. & Di Blanco Y. 2008. Differential Responses to Hunting in Two Sympatric Species of Brocket Deer (*Mazama americana* and *M. nana*). *Biotropica* 40:636-45
- Donkin R.A. 1985. *The peccary—with observations on the introduction of pigs to the New World*. American Philosophical Society, Philadelphia, Pa.
- Eisenberg J.F. & Redford K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press

- Elder J.B. 1956. Watering Patterns of Some Desert Game Animals. *The Journal of Wildlife Management* 20:368-78
- Escamilla A., Sanvicente M., Sosa M., Galindo-Leal C. 2000. Habitat Mosaic, Wildlife Availability, and Hunting in the Tropical Forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* 14:1592-601
- ESRI. 2002. ArcView version 3.2. Economic and Social Research Institute. Redlands, California, USA.
- FAO. 2010. *Global forest resources assessment 2010*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. [updated 2012 Mar 29; cited 2012 May 21]. Available from: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/>
- Fragoso J.M.V. 1999. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral cases and ecological implications. *Journal of Mammalogy* 80:993–1003.
- Fulbright T.E. & Ortega J.A. 2006. White-tailed deer habitat: ecology and management on rangelands. Texas A & M University Press. 241 p.
- Gabor, T., Hellgren E.C. & Silvy J.S. 2001. Multi-Scale Habitat Partitioning in Sympatric Suiforms. *The Journal of Wildlife Management*, 65:99-110.
- Galindo-Leal C. & Weber M. 1998. *El venado de la Sierra Madre Occidental, ecología, manejo y conservación*. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México.
- Gallina S. & Mandujano S. (2009). Research on ecology, conservation and management of ungulates in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2: 116-

127.

- García-Barrios L., Galván-Miyoshi Y.M., Valdivieso-Pérez I.A., Masera O.R., Bocco G. & Vandermeer J. 2009. Neotropical Forest Conservation, Agricultural Intensification, and Rural Out-Migration: The Mexican Experience. *BioScience* 59:863-73
- Griffith B. & Youtie B.A. 1988. Two Devices for Estimating Foliage Density and Deer Hiding Cover. *Wildlife Society Bulletin* 16(2): 206-210.
- Guariguata M.R., & Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206
- Hall L.S., Krausman P.R. & Morrison M.L. 1997. The Habitat Concept and a Plea for Standard Terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25:173-82
- Hanski I., & Simberloff D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. pp. 5–26. In I. A. Hanski and M. E. Gilpin (eds.), *Metapopulation Biology*. Academic Press, San Diego, California.
- Hernández-SaintMartin A., Rosas-Rosas O., Palacio J., Tarango L.A., Clemente F. & Hoogesteijn A. 2013. Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosi, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 3: 0-0.
- Hill K., Padwe J., Bejyvagi C., Bepurangi A. & Jakugi F., *et al.* 1997. Impact of Hunting on Large Vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 11:1339-53
- IEA (Instituto de Ecología y Alimentos). 1992. Estudio de declaratoria como

- reserva ecológica de la Sierra del Abra Tanchipa, San Luís Potosí, México. Universidad Autónoma de Tamaulipas, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México. 238 p.
- IG-INE (Instituto de Geografía- Instituto de Ecología). 2003. Sistema clasificatoria del relieve de México. IG, UNAM, INE, SEMARNAT, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005. II Censo de Población y Vivienda 2005. Principales resultados por localidad. <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/cepo2005/loca> Accesado el 10 Agosto 2009.
- Johnson D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71.
- Judas J. & Henry O. 1999. Seasonal variation of home range of collared peccary in tropical rain forests of French Guiana. *Journal of Wildlife Manage* 63:546–555.
- Keuroghlian A., Eaton D.P. & Longland W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120:411-25
- Keuroghlian A. & Eaton, D.P. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica* 40:62–70.
- Kie J.G., Bowyer R.T., Nicholson M.C., Boroski B.B. & Loft E.R. 2002. LANDSCAPE HETEROGENEITY AT DIFFERING SCALES: EFFECTS ON SPATIAL DISTRIBUTION OF MULE DEER. *Ecology* 83:530-44

- Kramer H. & Akça A. 1995. Leitfaden zur Waldmesslehre. Sauerländer's Verlag. Frankfurt am Main. Deutschland. 266 p.
- Kramlich T. J. 1985. Evaluation of seasonal habitat use by white-tailed deer in Eastern South Dakota. South Dakota State University. Tesis de Maestría. 36 p.
- Leopold A.S. 1987. *Fauna Silvestre de México*. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables - Pax-Mexico. México.
- Licona M., McCleery R.A., Collier B.A. Brightsmith D.J. & Lopez, R.R. 2010. Using ungulate occurrence to evaluate community-based conservation within a biosphere reserve model. *Animal Conservation* 14:206–214.
- Lindenmayer D.B., Hobbs R.J., Likens G.E., Krebs C.J. & Banks S.C. 2011. Newly discovered landscape traps produce regime shifts in wet forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:15887-91
- Maffei L. & Taber, A. 2003. Área de acción de *Mazama americana* (Cervidae) en un bosque seco de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 38:179–180.
- Mandujano S. & Gallina S. 1995. Comparison of Deer Censusing Methods in Tropical Dry. *Wildlife Society Bulletin*, 23(2): 180-186.
- McCaffery K.R. 1976. Deer Trail Counts as an Index to Populations and Habitat Use. *The Journal of Wildlife Management* 40:308-16
- McShea W.J., Stewart C., Peterson L., Erb P., Stuebing R. & Gimán B. 2009. The importance of secondary forest blocks for terrestrial mammals within an Acacia/secondary forest matrix in Sarawak, Malaysia. *Biological Conservation* 142:3108-19

- Merino M.L. & Rossi R.V. 2010. Origin, systematics, and morphological radiation.
In: *Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer*.
2-11 p. Duarte J.M.B. & Gonzalez S.(eds). Jaboticabal: Funep/IUCN. 393
pp.
- Michalski F. & Peres C.A. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and
Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments.
Conservation Biology 21:1626-40
- Muñoz B. & Gallina, S. 2013. Abundance, distribution and habitat use of Central
American red brocket deer (*Mazama temama*) in the municipality of San
Bartolo Tutotepec, Hidalgo, Mexico. *IUCN Deer Specialist Group Newsletter*
25:53.
- Naranjo E., Guerra M., Bodmer R. & Bolaños J. 2004. Subsistence hunting by
three ethnic groups of the lacandon forest, Mexico. *Journal of Ethnobiology*
24(2): 233-253.
- Naranjo E.J. & Bodmer R.E. 2007. Source–sink systems and conservation of
hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation*
138:412-20
- Naughton-Treves L., Mena J.L., Treves A., Alvarez N., Radeloff V.C. 2003. Wildlife
Survival Beyond Park Boundaries: the Impact of Slash-and-Burn Agriculture
and Hunting on Mammals in Tambopata, Peru
- Neter J., Wasserman W. & Kutner M. 1996. Applied linear statistical models:
regression, analysis of variance, and experimental designs. IRWIN. Boston,
M.A. USA.

- Parry L., Barlow J. & Peres C.A. 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23:653-62
- Peres C.A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates
- Redford K.H. 1992. The Empty Forest. *BioScience* 42:412-22
- Rejón J. Medrano R. & Navarro D. 1996. Distribución del venado temazate (*Mazama americana*). En Memorias del Foro Regional sobre Manejo de Fauna Silvestre. SEMARNAP.42-46 p. Quintana Roo, México.
- Reyes H., M. Aguilar R. Aguirre & Trejo V. 2006. Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones Geográficas, UNAM. Boletín del Instituto de Geografía* 59: 26-42.
- Reyna-Hurtado R. & Tanner G.W. 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16:743–756.
- Richardson C., Lionberger J. & Miller G. 2008. White-tailed deer management in the Rolling Plains of Texas. Texas Parks and Wildlife Department. Texas, USA.
- Rivero K., Rumiz D. & Taber A. 2004. Estimating brocket deer (*Mazama gouazoubira* and *M. americana*) abundance by dung pellet counts and other indices in seasonal Chiquitano forest habitats of Santa Cruz, Bolivia. *European Journal of Wildlife Research*, 50(4): 161-167.

- Rivero K., Rumiz D. & Taber A. 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia* 69:169–183.
- Romero-Balderas K.G., Naranjo E.J., Morales H.H. & Nigh R.B. 2006. Daños ocasionados por vertebrados silvestres al cultivo de maíz en la selva lacandona, chiapas, México. *Interciencia* 31:276-83
- Root B.G., Fritzell E.K. & Giessman N.F. 1988. Effects of Intensive Hunting on White-Tailed Deer Movement. *Wildlife Society Bulletin* 16:145-51
- Rzedowski J. 1963. El extremo boreal del bosque tropical siempre verde en norteamérica continental. *Plant Ecology* 11(4): 173-198.
- Rzedowski J., 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa S.A. 432 p.
- Sánchez-Rojas G., Gallina S. & Mandujano S. 1997. Área de actividad y uso del hábitat de dos venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque tropical de la costa de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 72: 39-54.
- Seagle S.W. 2003. Can ungulates foraging in a multiple-use landscape alter forest nitrogen budgets? *Oikos* 103:230-4
- Smith J., Sabogal C., de Jong W. & Kairnowitz, D. (coords. técnicos). 1997. Bosques secundarios como recurso para el desarrollo y la conservación ambiental en los trópicos de América latina. Taller internacional sobre el estado actual y potencial de manejo y desarrollo del bosque secundario tropical en América latina. Tratado de Cooperación Amazónica - Secretaría Pro Tempore. Pucallpa, Perú.

- Sowls L.K. 1997. Javelinas and Other Peccaries: Their Biology, Management, and Use. Texas A&M University Press
- Stephens P.A., Zaumyslova O.Y., Miquelle D.G., Myslenkov A.I. & Hayward G.D. 2006. Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov–Malyshev–Pereleshin formula. *Animal Conservation* 9:339-48
- Tejeda-Cruz C., Naranjo Eduardo J., Cuarón Alfredo D., Perales H. & Cruz-Burguete Jorge L. 2009. Habitat use of wild ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon Forest, Southern Mexico. In *Mammalia*, p. 211
- Tobler M.W., Carrillo-Percestequi S.E. & Powell G. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology* 25:261-70
- Velázquez A., Mas, J.F., Díaz-Gallegos J.R., Mayorga-Saucedo R., Alcántara P.C., Castro R., Fernández T., Bocco G., Ezcurra E. & Palacio, J.L. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo. *Gaceta Ecológica* 62:21–37.
- Weber M. 2005. Ecology and conservation of sympatric tropical deer populations in the Greater Calakmul Region, Campeche, Mexico. School of Biological and Biomedical Sciences, Durham University. Tesis de Doctorado. Durham, Inglaterra. 241 p.
- Weber M. 2008. Un especialista, un generalista y un oportunista: uso de tipos de vegetación por tres especies de venados en Calakmul, Campeche. In: *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México. Campeche, México*. Lorenzo, C., Medinilla, E. and Ortega, J. (Eds.) pp. 483–496. AMMAC-ECOSUR, México.

- Weber M .2014. Temazates y venados cola blanca tropicales. En *Fauna Silvestre de México: ecología, conservación y manejo*. Valdez, R & Ortega, A. (eds).. Texas A & M University Press, USA.
- Wilkie D.S. 1989. Impact of roadside agriculture on subsistence hunting in the Ituri forest of northeastern Zaire. *American Journal of Physical Anthropology* 78:485-94
- Wright S.J., Carrasco C., Calderón O. & Paton S. 1999. The el niño southern oscillation, variable fruit production, and famine in a tropical forest. *Ecology* 80:1632-47
- Wright S.J, Zeballos H., Domínguez I., Gallardo M.M., Moreno M.C. & Ibáñez R. 2000. Poachers Alter Mammal Abundance, Seed Dispersal, and Seed Predation in a Neotropical Forest

CAPITULO IV

**HACIA UN MANEJO PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS
UNGULADOS NATIVOS SILVESTRES EN LA HUASTECA
POTOSINA**

Introducción

Las especies silvestres en bosques tropicales, en contraste con áreas templadas, son raramente manejadas (Robinson & Bodmer 1999). La poca institucionalización, ineficiente regulación, e incipiente información respecto a la vida silvestre para la mayor parte de las especies y regiones del país, resulta en una ausencia de manejo en los ecosistemas tropicales (Robinson & Bodmer 1999). Por otro lado, la complejidad social asociada a dichos sitios requiere un manejo con consideraciones en el contexto social, económico y cultural local y regional.

En la Huasteca Potosina, los ungulados silvestres han sido una fuente de alimento y forman parte del bagaje cultural utilizándose como adornos (*observación personal*). Los productos derivados de la caza de subsistencia también se comercializan en el mercado local. La caza deportiva también fue practicada en Laguna de Mante y El Estribo, cuando estas localidades eran ranchos privados de la influyente familia Pasquel en el estado, en la segunda mitad del siglo XX (*comunicación personal*). La caza furtiva ocurre en los límites del ejido de Laguna de Mante y en la Sierra del Este y de en medio. La ausencia de vigilancia es la principal razón de que cazadores foráneos utilicen estas áreas para cazar. En consideración de dichos antecedentes y los resultados encontrados en los capítulos anteriores (Tabla 4.1), se propone centrar el manejo en cuatro aspectos complementarios con la finalidad última de contribuir a la conservación de los ungulados nativos silvestres en la Huasteca Potosina:

1. Conservación de ungulados en ANP
2. Mantenimiento de una matriz de naturaleza
3. Regulación de la caza
4. Perspectivas de manejo de vida silvestre

Tabla 4.1. Comparación de la situación actual de las poblaciones de ungulados que se distribuyen en la Huasteca Potosina (ver capítulo 2 y 3) y los efectos en estas tres especies de diferentes tipos de escenarios posibles de acuerdo a algunas variables antropogénicas analizadas en los capítulos anteriores y a variables observadas durante el periodo de monitoreo junio-2010 a mayo-2012. Efecto negativo (-), más negativo (--), muy negativo (---), positivo (+), efecto neutro (→).

Especie	Hábitat potencial remanente	Abundancia relativa	Condición respecto a otros ecosistemas tropicales	Los bosques secundarios incrementan	Los pastizales incrementan	Incrementa la actividad de cacería	Disminuye la disponibilidad de agua	Aumenta la población humana	Incrementa CUS para agricultura en áreas de montaña	Incrementa la frecuencia de largos periodos de secas*
<i>M. temama</i>	27%, bosques perennifolios	TT=0.17 TP=0.16	Dentro del rango y sesgado al límite inferior	-	---	---	ND	-	---	---
<i>O. virginianus</i>	48%, bosques caducifolios	TT=3.93 TP=4.64	Sobre el rango	+	--	→	-	-	+	-
<i>P. tajacu</i>	15% ecosistemas en montañas	TT=0.77 TP=0.66	Dentro del rango y semejante a poblaciones estables	→	---	--	-	-	---	--

CUS. Cambio de uso de suelo.

ND. Información no obtenida en este estudio.

*Los años con patrones alterados en la precipitación registrados durante el periodo de monitoreo incrementaron la frecuencia de incendios en la región.

Conservación de ungulados en ANP

En la Huasteca se localizan nueve ANP, dos son de competencia federal y siete se encuentran bajo jurisdicción estatal¹². En conjunto estas áreas cubren alrededor del 4.8% (546 Km²) de la superficie total de la Huasteca y solo las dos ANP federales¹³ representan el 93% de esta superficie. Áreas extensas de hábitat continuo son fundamentales para mantener especies de amplios ámbitos hogareños (Murphy & Barry 1992), como el jaguar (*Panthera onca*) o el puma (*Puma concolor*), especies poco tolerantes a la transformación del hábitat como el temazate rojo centro americano (*Mazama temama*; [ver capítulo 2 y 3]), o especies con baja vagilidad, como pequeños roedores y organismos no vertebrados. En la Huasteca, solo tres ANP, ocupan un superficie mayor a 1,000 ha. En áreas tropicales del sur de México adyacentes a una ANP, la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Naranjo & Bodmer (2007) documentaron mediante evaluar la estructura demográfica de la población que las poblaciones de ungulados en la región son mantenidas por la inmigración que ocurre de dicha reserva. En la Sierra del Abra Tanchipa, un estudio semejante; que evaluara la estructura poblacional dentro de las ANP, en el área de amortiguamiento y en zonas alejadas de la reserva; podría dar un indicio si las poblaciones en la Huasteca se están comportando de manera semejante a un sistema de fuente-

¹² Cada entidad federativa posee la jurisdicción de decretar ANP enmarcadas en los lineamientos federales, pero enfatizando la preservación de ambientes naturales representativos de sus regiones biogeográficas y relevantes para mantener la cultura e identidad nacionales (DOF 2008).

¹³ Las dos ANP de competencia federal son: la Reserva de la Biosfera Sierra de Abra Tanchipa localizada en los municipios de Ciudad Valles y Tamuín; y la Reserva Forestal Nacional Porción Boscosa de San Luís ubicada en los municipios de Xilitla y Aquismón.

sumidero¹⁴. Las poblaciones en vida silvestre presumiblemente tienen un crecimiento denso-dependiente¹⁵. La disminución de la densidad poblacional incrementa la tasa de nacimientos cambiando la distribución de edades de la población, y desviándola hacia las categorías de edad joven (Robinson & Redford 1999).

Potencialmente, las ANP tienen un papel importante para la conservación de los ungulados bajo estudio. Los resultados del presente estudio sugieren que estas albergan hábitat potencial remanente en la región con un tamaño mínimo de un ámbito hogareño para los ungulados estudiados (ver capítulo 2). Sin embargo, en la práctica esta estrategia de conservación *in situ* es mucho más compleja. Las ANP heredaron la ideología del movimiento de conservación norteamericano del siglo XIX (Diegues 2000, Primack 2002). La conservación de la naturaleza es concebida como un área inhabitada, sin manejo y sin alteración por actividades humanas (Primack 2002). Se excluye cualquier uso humano, suponiéndose cualquier tipo de uso de los recursos como dañino y que cualquier intervención humana activa es indeseable (Margules & Sarkar 2007). Sin embargo, en áreas tropicales como la Huasteca Potosina, este modelo de conservación restrictivo es una opción inviable. Contrariamente a la ideología de ANP, los aspectos socioeconómicos juegan un papel central, tan importante como los aspectos

¹⁴ El modelo metapoblacional fuente – sumidero plantea que la persistencia y estabilidad de las poblaciones descansa en un balance entre extinciones locales y recolonización dentro de una red de parches. El modelo describe parches que albergan poblaciones con crecimiento positivo, áreas fuente, y parches cuyas poblaciones declinan debido a ausencia de inmigración, áreas sumidero (Pulliam & Danielson 1991).

¹⁵ En los modelos denso-dependientes de crecimiento poblacional, la competencia intraespecífica regula su tamaño. La tasa neta real de reproducción disminuye a medida que el tamaño de la población aumenta, hasta alcanzar la máxima capacidad de carga (K). Cuando K es igual a uno la población alcanza un estado de equilibrio, no crece, ni disminuye, los individuos solo se reemplazan (Begon *et al.* 1996).

ecológicos en la conservación. Las ANP en la región deben suponerse como un elemento complementario, cabe señalar que la mayor parte de hábitat potencial remanente de ungulados en la región se localiza fuera de las ANP (ver capítulo 2), para el manejo de los ungulados en la Huasteca deben considerarse los siguientes aspectos:

- **No incrementar el número ni extensión de ANP.** Contrariamente a la meta propuesta en el Convenio de Diversidad Biológica de incrementar la superficie de ANP hasta el 18% del territorio total de cada país que celebró este convenio, se sugiere no incrementar la extensión de dichas Áreas. Decretar más ANP en la Huasteca no contribuirá a la conservación. Asumir que el decreto para el establecimiento de dichas Áreas es por sí mismo un instrumento de protección es iluso. El decreto en papel circunscribe espacios en nuevos marcos legales e institucionales, pero que no son operativos si no existen recursos humanos y económicos que desarrollen programas congruentes con la conservación y con el uso sustentable de los recursos naturales. Los escasos recursos humanos y económicos destinados a las ANP deben centrarse en una adecuada operación de las nueve ANP ya decretadas. Considerando que las ANP en la Huasteca, exceptuando el Abra Tanchipa¹⁶, no están enmarcadas en compromisos internacionales, ni constituyen centros de atracción turística mundialmente reconocidos, no son susceptibles de otros fondos de financiamiento. La asignación de recursos

¹⁶ La Reserva de la Biosfera Abra Tanchipa ha tenido financiamiento incluso internacional y en los últimos seis años ha estado trabajando estrechamente con los propietarios de ejidos en la reserva y su área de amortiguamiento. De acuerdo con la percepción de personas de los ejidos Laguna de Mante y la Aguaje, las actividades organizadas por la dirección de la reserva para la revalorización de la vida silvestre está resultando en la disminución de la cacería en estos ejidos.

económicos federales o estatales suficientes para operar es incierta y poco probable que ocurra en el futuro. Por lo tanto, se debe replantear su forma de operación¹⁷. En el presente, las ANPs que mantienen su integridad ecológica es debido a que el avance de los frentes de colonización y de la frontera agrícola han sido frenados como consecuencia de su localización remota y su inaccesibilidad (Margules & Pressey 2000), y hoy parecen estar jugando un papel importante como sitios con condiciones potenciales de hábitat para los tres ungulados bajo estudio (ver capítulo 2).

- **Transformación de la ideología de las ANP.** La operación exitosa de las ANP orientadas en el modelo restrictivo tradicional requiere de una estructura sólida de vigilancia y mecanismos regulatorios eficientes. En regiones con baja institucionalidad, como la Huasteca, estos requerimientos están ausentes. El manejo no intrusivo es ilusorio en áreas pobladas y dedicadas a actividades del sector primario. El aprovechamiento de los recursos naturales locales es parte esencial de los modos de vida de la población. El problema no es el uso de los recursos, sino que éste sea sustentable, sobre todo cuando la población humana sigue aumentando igualmente que su demanda. Los ungulados constituyen la principal porción de biomasa de carne de monte cosechada. En el caso del venado cola blanca, los resultados del presente estudio sugieren una abundancia relativa varias veces mayor con respecto a otros estudios en regiones tropicales. Esta especie muy

¹⁷ La formación de comités de vigilancia participativa, capacitación y educación ambiental, fomentar la certificación de títulos de propiedad común para evitar la parcelación de las ANP, implementar un plan de monitoreo de las poblaciones silvestres con la participación de los pobladores locales, entre otras, son actividades que fortalecerían la organización social local y potencialmente contribuirían a conservar la biodiversidad en las ANP.

posiblemente resista un aprovechamiento extractivo regulado. Pero para ello es fundamental el monitoreo permanente de sus poblaciones que permita conocer si la cosecha de esta especie es sustentable.

- **Desincentivar el paternalismo.** Los programas gubernamentales que pretenden contribuir a mantener la ideología de manejo no intrusivo en las ANP, como pago por captura de carbono, pago por servicios hidrológicos, etc, son loables porque tratan de internalizar los costos de conservación compensando de forma económica a los propietarios de los ecosistemas que ofrecen estos servicios. Pero son una manera ineficaz de gobernanza en las áreas rurales: “para cada problema un programa” (Fonseca & Carabias 2008). Estos subsidios planteados a corto plazo solo prolongan el inminente cambio de uso de suelo y fomentan la relación paternalista entre pobladores locales y autoridades de gobierno. Los pobladores locales están de acuerdo que exista conservación pero condicionada a los apoyos gubernamentales. *“Los animales de pezuña (los ungulados) si necesitan conservarse”...*, *“el gobierno nos tiene que apoyar, sino no se puede”*. A estas afirmaciones de personas en las localidades de estudio subyace la falta de mecanismos de gobernanza local relacionados con los recursos naturales. En este sentido la capacitación de la gente, la formación de organizaciones comunitarias interesadas en la conservación y su empoderamiento político son algunas variables lentas (Walker *et al.* 2006) que pueden contribuir a desincentivar el profundo paternalismo del pueblo mexicano y responsabilizarse del uso sustentable de sus recursos.

Conservación en agroecosistemas

El futuro de la conservación en la región no puede estar basado en el clásico modelo de organización territorial divergente (Tenza *et al.* 2011). Es decir, parches de hábitat natural, ANP destinadas a la conservación de la biodiversidad, rodeados por extensas áreas utilizadas para agricultura o ganadería con prácticas cada vez más intensivas. En paisajes altamente fragmentados y embebidos en una matriz agrícola, como la Huasteca Potosina, la base en las estrategias de conservación, debe basarse en una teoría ecológica sólida y la integración de los actores sociales como una parte integral de la estrategia (Perfecto & Vandermeer 2008). El modelo de organización territorial divergente no es una alternativa ecológica, ni socialmente viable para la Huasteca Potosina. Desde una perspectiva ecológica, el aislamiento de las especies silvestres conduce a extinciones locales por procesos biológicos como la depresión endogámica, incluso en áreas excluidas de disturbios antropogénicos (Tenza *et al.* 2011). En una gran variedad de organismos se ha demostrado que la extensión del parche y el tamaño de la población inicial influyen la diversidad y la tasa de extinción de las especies en un fragmento (Andrén 1994). Sin embargo, más recientemente ha sido documentado que la migración y emigración entre los fragmentos en el paisaje juega un papel más importante que las condiciones iniciales, como la extensión del parche y el tamaño de las poblaciones silvestres, permitiendo mantener una población a largo plazo (Perfecto & Vandermeer 2008). De hecho, la extinción de poblaciones locales es un fenómeno natural y común en los sistemas naturales (Newmark 1995). El proceso de intercambio de individuos entre

fragmentos en los sistemas naturales se explica mediante el modelo de metapoblaciones. Este enfoque sostiene que las poblaciones se estructuran espacialmente en poblaciones reproductivas locales y la migración entre éstas influencia la dinámica poblacional incluyendo la posibilidad de repoblamiento posterior a una extinción (Hanski & Simberloff 1997). Una gran parte de las poblaciones silvestre se comportan como metapoblaciones en alguna escala espacial (Perfecto & Vandermeer 2008). Áreas fuente que albergan poblaciones con una tasa de crecimiento poblacional positiva, y áreas sumidero donde la población está en decrecimiento (Pulliam & Danielson 1991).

Bajo estas consideraciones, la *Matriz de Naturaleza* es una alternativa viable para la conservación de ungulados en la Huasteca. Este enfoque de conservación enfatiza en la calidad de la matriz en el paisaje debido a que considera la migración interfragmentos como un elemento fundamental para mantener las poblaciones a largo plazo. Una matriz de alta calidad permite el movimiento de organismos entre los parches de vegetación natural. A diferencia de la idea de concebir a conservación en ANP como una red de ANP interconectadas (Margules & Pressey 2000), un enfoque popular en la últimas dos décadas, una matriz de calidad no implica corredores de vegetación natural entre parches remanentes de hábitat original, sino mantener agroecosistemas amigables con la biodiversidad a lo largo del paisaje, en el sentido que faciliten la migración interparches (Perfecto & Vandermeer 2008). Los ecosistemas manejados bajo sistemas altamente diversos son utilizados como extensiones del hábitat original (Escamilla *et al.* 2000). Dado que la mayoría de los hábitats en el trópico están fragmentados y que la mayor parte de estos ecosistemas se encuentra en alguna forma manejados

(Perfecto & Vandermeer 2008), una perspectiva de paisaje que considere estos agroecosistemas tropicales es una alternativa realista para la conservación de la biodiversidad. En la Huasteca, la mayor parte de los fragmentos, con un tamaño mayor al ámbito hogareño mínimo reportado para los ungulados bajo estudio (ver capítulo 3) se localiza fuera de las ANP (Tabla 2.5). Es decir, en sistemas manejados o susceptibles a manejo. Asimismo, los resultados obtenidos mediante los análisis en distintas escalas espaciales de este estudio (ver capítulo 2 y 3), mostraron consistentemente para las tres especies que una perspectiva de paisaje es clave para el manejo de los ungulados en la Huasteca. Con base en los argumentos anteriores se sugiere para su manejo:

- **Fomentar agroecosistemas amigables con la biodiversidad.** Los sistemas agrícolas con bajos insumos pueden albergar gran diversidad (Toledo 2003; Perfecto & Vandermeer 2008). Éstos permiten mantener gran biodiversidad, planeada y asociada, así como la migración entre los diferentes parches en el paisaje. La biodiversidad planeada se relaciona con las especies que intencionalmente se manejan, mientras la biodiversidad asociada se refiere a aquellos organismos que utilizan estos sistemas manejados (Perfecto & Vandermeer 2008). Las prácticas tradicionales de producción son frecuentemente sistemas altamente diversos. Incentivar el uso de estos sistemas tradicionales en la Huasteca puede contribuir a mantener una matriz permeable para los ungulados:
 - *Los sistemas anuales*, como la milpa, mantienen una gran diversidad planeada, y principalmente asociada de organismos, tanto de animales

vertebrados, como invertebrados y otras formas de vida, como hongos, entre otras. Estos sistemas son utilizados por los ungulados sobre todo en áreas alejadas de asentamientos humanos (Romero-Balderas *et al.* 2006).

- *Los solares* son sistemas de uso de la tierra típico en la Huasteca, y en general en áreas rurales de México (Toledo 2003). Estos sistemas se manejan intensivamente, mantienen plantas perennes y anuales multipropósito y frecuentemente se manejan también animales, como ganado pequeño, puercos y aves, principalmente para autoconsumo. Este tipo de sistemas localizados en áreas adyacentes a las ANP, Sierra del Este y de En medio y Sierra del Abra Tanchipa, presentaron evidencias de actividad de los ungulados estudiados, como en las comunidades La Aguaje y Charco Oriente.
- *Los sistemas perennes* en monocultivos no son sistemas tradicionales. En la región estos agroecosistemas son cultivos comerciales, como la caña y la palma. Su contribución a mantener la biodiversidad es mínima, frente a un sistema bajo un manejo de cultivos múltiples. Sin embargo, incluso estos sistemas bajo un manejo de monocultivos, como la caña¹⁸, constituyen una matriz más amigable para la fauna frente a los agostaderos abiertos, al menos para el venado cola blanca y el pecarí. Ambas especies fueron registradas en dicho

¹⁸ La caña es una actividad económica muy importante a nivel regional y contribuye Junto con Veracruz, Jalisco alrededor del 60% de la producción a nivel nacional (INEGI 2007).

agroecosistema tanto en temporada de secas como en lluvias durante este estudio.

- **Promover el manejo de ganado bajo sistemas silvopastoriles.** En la Huasteca la extensión de áreas para agricultura y ganadería se encuentran en proporciones semejantes (Figura 3.3). La ganadería probablemente tienda a aumentar como resultado de los nuevos modos de vida en la región (Ribeiro 2012). El efecto negativo del ganado en las poblaciones de venado cola blanca ha sido anteriormente documentado (Fulbright & Ortega 2006). Su efecto se relaciona principalmente con la competencia de espacios para alimentación, pero también tiene efectos en el comportamiento, alterando las interacciones ecológicas, y en la salud de las poblaciones silvestres, como la transmisión de enfermedades (Schmitt et al. 2002). No se encontraron estudios sobre el efecto del ganado en pecaríes, ni en temazates, pero obviamente la extensión de agostaderos disminuye el hábitat de estas especies. Para el manejo de las poblaciones de ungulados se sugiere implementar la transformación del clásico sistema de ganadería extensiva de baja productividad que caracteriza los sistemas ganaderos en la Huasteca en sistemas de producción más eficientes como los silvopastoriles. La incorporación de árboles en los agostaderos, especialmente si éstos son nativos, es indudablemente mejor para la biodiversidad que la ganadería extensiva con exceso de carga animal. El mayor reto es compensar la gran inversión de tiempo utilizado en manejo que estos sistemas requieren frente

a los agostaderos abiertos¹⁹. Esta compensación no connota un subsidio, aunque si tiene implicaciones económicas y principalmente culturales. Los agroecosistemas deben ser redituables, en el entendido que redituable no se refiere a una acumulación de riqueza desmesurada, sino a una vida digna con un aprovechamiento de los recursos naturales racional que permita a generaciones futuras aprovechar de estos bienes y servicios proporcionados por los ecosistemas.

- **Inclusión del sistema social en la conservación.** A diferencia de la ideología clásica de la conservación que intenta evitar la utilización de los recursos, la matriz de naturaleza reconoce el aprovechamiento de los recursos naturales como un elemento central en su aproximación a la conservación de la biodiversidad. Bajo la perspectiva de paisaje, la matriz de naturaleza prioriza una agricultura sostenible frente a la productivista y de esta forma afecta positivamente a la biodiversidad (Perfecto & Vandermeer 2008), incrementando el abasto local de alimentos, y potencialmente puede contribuir a solucionar la crisis mundial alimentaria (Perfecto & Vandermeer 2010). Una matriz agrícola que es socialmente justa y políticamente estable llegará a conservar la biodiversidad a nivel de paisaje a largo plazo (Perfecto & Vandermeer 2008). Debido a que la matriz de calidad implica el manejo de agroecosistemas, la gente local juega un papel muy importante en la conservación. Este enfoque reconoce la responsabilidad de los pequeños productores para conservar el ambiente manteniendo la biodiversidad para

¹⁹ Estos sistemas son periódicamente manejados con fuego para evitar el proceso de sucesión ecológica y de esta manera mantener la productividad de gramíneas. Frecuentemente se introducen pastos exóticos que finalmente tienen un efecto negativo mayor en la biodiversidad regional.

generaciones futuras (Perfecto & Vandermeer 2008). En este sentido la colaboración de instituciones (de gobierno, no gubernamentales y académicas) puede coadyuvar a pequeños campesinos a desarrollar actividades en una lógica más sustentable del uso de los recursos naturales y socialmente más justa. Las organizaciones nacidas en movimientos sociales genuinos son un nicho de oportunidad para estas colaboraciones (Perfecto & Vandermeer 2008).

Regulación de la caza

La caza se considera como una actividad generalizada en los trópicos que constituye una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en estos ecosistemas (Robinson & Redford 1991, Bennett *et al.* 2002). Por esta razón es considerada en esta sección a pesar de ser un aspecto fuera de los alcances de este trabajo. La regulación de la caza es fundamental en el manejo de vida silvestre en los trópicos²⁰ (Hill & Padwe 1997, Milner-Gulland & Akçakaya 2001). Un primer paso en la regulación es estimar un límite de cosecha sustentable. Los bosques tropicales son ecosistemas de baja productividad para la fauna silvestre. Éstos no soportan gran volumen de biomasa de mamíferos grandes. Para los bosques neotropicales se ha estimado una producción aprovechable de no más de 150 kg/km² (Robinson & Bennett 1999 in Robinson & Bodmer 1999). Esto debido a que en general muchas especies tropicales tienen bajo índice intrínseco de incremento natural (r_{max}). Sin embargo, para la mayor parte de los ecosistemas tropicales la ausencia de información sobre parámetros de poblaciones silvestres es un impedimento para estimar una tasa de cosecha confiable (Robinson & Bodmer 1999). Esto ha conllevado a utilizar modelos simples de sostenibilidad, que asumen información generada para ecosistemas templados, en un proceso adaptativo mediante el cual se monitorean los efectos del manejo. Los valores de los modelos son aproximaciones generales y no números específicos de cosecha

²⁰ En muchas regiones rurales la fauna silvestre es una fuente importante de alimento, pero también forma parte del bagaje cultural de los pueblos, e incluso constituye un ingreso económico mediante su comercialización en los mercados locales. Se ha estimado que al menos un 20% de la carne proviene de animales de monte en áreas rurales tropicales alrededor del mundo (Robinson & Bodmer 1999). En Sudamérica los ungulados, primates y roedores constituyen la principal porción de biomasa de carne de monte cosechada. En México los ungulados son la principal presa en la actividad de subsistencia en áreas rurales tropicales (Escamilla *et al.* 2000, Weber 2008).

real. Es decir, éstos pueden indicar en general la sostenibilidad de una cosecha pero no son suficientemente precisos para establecer cuotas de caza (Robinson & Bodmer 1999).

Los modelos de producción son útiles en ausencia de información detallada de la demografía de las poblaciones cazadas y del impacto de la caza en dicha estructura. La producción se define como la adición de individuos a la población como resultado de nacimientos e inmigración durante un período de tiempo específico (Robinson & Bodmer 1999). El método consiste en calcular las producciones máximas posibles de una población para compararlas con cosechas reales. Es posible estimar la producción anual máxima aun si la densidad de la especie cazada no se conoce. El modelo de Robinson y Redford (1986) estima este valor cuando K^{21} es igual a 0.6, bajo el supuesto de denso-dependencia. Este valor calculado se asume como la densidad de una población en condiciones óptimas, es decir en áreas sin caza ni perturbación. La producción calculada puede ser comparada con la cosecha real y de esta manera obtener una medida de sostenibilidad. Cabe remarcar que esta comparación permite evaluar si la cosecha real no es sostenible, pero no permite conocer si la cosecha real es sostenible (Robinson & Bodmer 1999).

La máxima producción puede ser calculada:

$$\begin{aligned} P_{max} &= (0.6K * K_{max}) - 0.6K \\ &= (\lambda_{max} - 1) 0.6 K \end{aligned}$$

²¹ K es igual a la capacidad de carga, que corresponde al punto de equilibrio de densidad máxima que una población puede alcanzar limitada por los recursos disponibles del ambiente.

donde λ_{max} es la tasa finita máxima de incremento que es la exponencial de la tasa intrínseca de crecimiento natural (e^r). La tasa intrínseca puede ser calculada vía ecuación de Cole's (1954):

$$1 = e_{max}^{-r} + b e_{max}^{-r}(a) - b e_{max}^{-r}(w + 1)$$

donde a es la edad de la especie a la primera reproducción, w es la edad de la especie a la última reproducción, y b es la tasa de nacimiento de las hembras.

La estimación de este modelo asume que no existe mortalidad pre-reproductiva ni de adultos, Robinson & Redford (1991) sugirieron agregar un factor de corrección para poder estimar la producción que puede ser aprovechada. La duración de vida como un índice del número de animales que pudieran morir en ausencia de cacería. En el caso de especies cuya última reproducción es entre cinco y 10 años, como los pecaríes y > 10 años, como ocurre en los cérvidos, el valor de λ_{max} se modifica por el factor f_{RR} 0.4 y 0.2, respectivamente. La tasa efectiva de crecimiento λ_{RR} es:

$$\lambda_{RR} = 1 + (\lambda_{max} - 1) f_{RR}$$

Entonces, la máxima producción disponible para cosecharse es:

$$P_{RR} = (\lambda_{RR} - 1) 0.6K$$

El porcentaje máximo de la tasa de consumo puede ser calculado directamente de las estimaciones de la tasa de crecimiento de la población:

$$\%consumo_{max} = (\lambda_{RR} - 1) X 100$$

Es decir, el máximo porcentaje de la población que puede ser cosechado anualmente de manera sustentable.

Las tasas de crecimiento intrínseco para las especies de estudio pueden ser calculadas de manera teórica. Para especies de importancia cinegética en ecosistemas tropicales estos valores han sido estimados²² (ver Robinson & Redford [1986]). Sin embargo, para conocer si la caza en la región no supera la tasa máxima de cosecha disponible, y por lo tanto el número de individuos cazados no es sustentable, se requieren obtener datos relacionados al número real de animales cazados. Este aspecto es un punto central en el manejo de poblaciones silvestres. A continuación se enumeran algunas propuestas complementarias:

- **Registro fiable de la cosecha real de ungulados.** Se sugiere²³ incentivar un registro de las actividades de caza en los diferentes ejidos, al menos aquellos adyacentes a las ANP, los cuales han estado trabajando estrechamente en los últimos años con la dirección de la reserva de la Biosfera Abra Tanchipa. Los datos mínimos para la elaboración de una bitácora de caza en los ejidos son: fecha, ubicación del sitio donde fue cazado el ejemplar, sexo, peso, clase de edad (cría, juvenil, adulto, viejos). En caso de ser posible, una colección de cráneos sería una fuente de información muy útil para monitorear las tendencias demográficas en la población y por lo tanto inferir sobre el estado de conservación de sus poblaciones.

22 Las tasas intrínsecas de incremento natural estimadas por Robinson & Redford (1986) fueron: 0.40, 0.73 y 1.25 para *Mazama americana*, *Odocoileus virginianus* y *Pecari tajacu*, respectivamente.

23 En el caso de la reserva de Este y de En medio, debido a su jurisdicción estatal y al desinterés de las autoridades pertinentes de mantener en operación esta reserva, la regulación de la caza solo podría lograrse si los ejidos cercanos tuvieran interés en implementar vigilancia para estas áreas. La asignación de presupuesto para operación de la reserva es más inverosímil, considerando la situación en la que se encuentran las reservas estatales en San Luis Potosí.

- **Implementar un manejo adaptativo.** Este tipo de manejo consiste en un proceso continuo de evaluación de los efectos del manejo en las poblaciones objetivo, éste implica las siguientes fases: (1) Identificación del problema, (2) Implementación de un diseño experimental, es decir una comparación entre diferentes tratamientos, (3) Monitoreo periódico. Este aspecto es imprescindible para el manejo de las poblaciones en vida libre que permite basar en información precisa la toma de decisiones. (4) Evaluación de los efectos de los tratamientos en las poblaciones silvestres, (5) Ajustar o corregir las medidas de manejo (<http://www.for.gov.bc.ca/hfp/amhome/index.htm>). Este proceso va a permitir adecuar las medidas de manejo a las necesidades ecológicas de los ungulados, pero también a las condiciones sociales y económicas regionales. De esta manera se contribuirá a la conservación de la diversidad de ungulados en la Huasteca.
- **Fomentar la educación ambiental.** Otro aspecto fundamental para regular la caza en la Huasteca es la educación ambiental. Es necesario que la información generada por las instituciones académicas sea difundida para todos los pobladores locales, sin distinción de género, edad, cargo en la comunidad, etc. La educación no debe circunscribirse exclusivamente a las escuelas. Para las especies de interés es necesario remarcar el papel ecológico de estos organismos en el ecosistema (ver capítulo 1), así como sus necesidades de espacio, evitando victimizar las prácticas extractivas. Esta visión de conservación que excluye la utilización de los recursos naturales finalmente resulta en un incremento de prácticas encubiertas y

entorpecen estimar las cifras reales de extracción. La regulación de la caza tiene un límite cultural y no institucional. Sin importar cuanto se legisle el aprovechamiento de subsistencia, e.g. artículos 92 y 93 de la LGVS (DOF 2013), la gobernanza del uso de la vida silvestre está regulada a nivel local. De los pobladores locales dependerá el manejo de sus recursos naturales de una manera sostenible. Lo deseable sería que su toma de decisiones esté basada en la mejor información disponible a la cual tengan acceso.

- **Incentivar los valores no extractivos de los ungulados.** El aprovechamiento de la fauna silvestre tiene otras posibilidades, como: ecoturismo, tracking, fotografía, recreación, incluso las UMAs pueden ser también consideradas si se manejan con adecuado soporte técnico y una transparente y bien definida organización social (Garcia-Marmolejo *et al.* 2008).

Perspectivas de manejo de vida silvestre

El manejo de vida silvestre, *game managemet*, emergió²⁴ como una ciencia en la década de 1930, originalmente implicó exclusivamente la manipulación de los recursos para llevar a cabo un objetivo, la cacería principalmente de mamíferos y aves de importancia cinegética (Bolen & Robinson 1995). Al final del siglo XX el manejo de vida silvestre ha pasado de tener un enfoque exclusivamente en la caza, a un manejo más holístico y multifuncional de aprovechamiento de los ecosistemas. El reto del manejo de fauna en el presente es integrar fundamentos teóricos de la biología y ecología de las especies y sus ecosistemas con los conocimientos técnicos relacionados con las especies de interés que permitan atender los diversos intereses de la gente: los propietarios de la tierra, los cazadores, los turistas, los conservacionistas, las instituciones académicas, gubernamentales, etc., los cuales con frecuencia llegan a ser contradictorios. (Mandujano 2011).

Considerando el interés de conservación en el manejo de ungulados, es fundamental la identificación de los factores limitantes para la sobrevivencia, crecimiento y reproducción de una especie en un área específica para mantener una población a largo plazo. La finalidad del manejo es proveer los niveles óptimos del mayor número de factores limitantes, es decir un hábitat óptimo (Fulbright & Ortega 2006). Éste va a estar determinado por la cantidad y calidad del alimento,

24 En realidad el manejo de la vida silvestre es inherente al desarrollo de los pueblos de todo el mundo. La vida silvestre ha sido manejada de forma empírica, en múltiples ocasiones en forma muy refinada, aprendida por acumulación de conocimiento durante generaciones. Un ejemplo en América es el uso del fuego por los nativos indios americanos en sus áreas de cacería con la finalidad de mantener extensas praderas donde los búfalos pudieran llegar a alimentarse (Williams 2003).

cobertura, espacio, y agua que cada especie requiere. Los cambios en condiciones ambientales modifican la forma en como usan el hábitat, por lo que resulta difícil hacer generalizaciones, las cuales en ocasiones ni siquiera llegan a ser útiles para la misma especie en una misma región (Fulbright & Ortega 2006). Se ha documentado, por ejemplo, que los requerimientos entre machos y hembras de venado cola blanca son tan diferentes en ecosistemas áridos que para su manejo deben tratarse como especies diferentes (Fulbright & Ortega 2006).

Sin embargo, con incipiente información de las especies y de la región, las generalizaciones dan pauta a perspectivas de investigación en el futuro. En general, se identificaron la disponibilidad de agua, la composición de paisaje y la estructura de la vegetación, esta última exceptuando al temazate, como elementos clave en la abundancia relativa de los ungulados objetivo (ver capítulo 3). El manejo de las poblaciones en la región deberá considerar mínimamente estos tres recursos.

Otra tendencia dirigida a manejar ecosistemas más que exclusivamente la vida silvestre (refiriéndose exclusivamente a mamíferos y aves) es el manejo de hábitat. Una tendencia muy *ad hoc* con el paradigma de matriz de naturaleza, debido a las siguientes consideraciones:

El manejo de hábitat implica mantener un ecosistema manejado con características semejantes a uno sin manejo. Esta forma de manejo ha sido la forma empírica de manejar los recursos de diversos pueblos. En el presente, comunidades indígenas en el trópico mexicano mantienen un manejo multiuso del bosque. Este sistema de manejo es más eficiente en términos de conservación de la biodiversidad, resiliencia y sustentabilidad (Toledo 2003). En ecosistemas

templados, países, como Alemania, Suiza y Austria, manejan sus bosques bajo un sistema que intenta replicar procesos naturales en el ecosistema denominado *Naturnahe Waldwirtschaft*²⁵ (Schütz 1999). Su fundamento gira entorno a integrar simultáneamente las diversas funciones de un bosque valiéndose de los procesos naturales en el ecosistema, como sucesión, regeneración, selección natural, etc., busca mantener una estructura natural²⁶ del mismo (Landesforstverwaltung 1999, Schütz 1999, Häuler & Scherer-Lorenzen 2002).

No obstante, estos ejemplos de sistemas de manejo están adecuados a una escala local. Desde un punto de vista para la conservación de ungulados, la escala de paisaje parece tener una jerarquía más importante para el uso de hábitat de los ungulados a nivel de población que respecto a su uso de hábitat en una escala local y por individuo (Tabla 4.2). Sin embargo, ambas escalas son complementarias para los ungulados. La diversidad local, la diversidad de componentes de paisaje mantiene la biodiversidad de un sitio, pero también los procesos ecosistémicos que sostienen la vida como la conocemos.

²⁵ En inglés traducido como “close to Nature Forestry” o “Nature oriented Forest Management”.

²⁶ Estructura natural implica una composición heterogénea tanto vertical (diferentes estratos arbóreos), como horizontal (diversidad α), de la vegetación, que favorezca la riqueza biológica de múltiples grupos de organismos.

Tabla 4.2. Metas sugeridas para la conservación de ungulados en la Huasteca Potosina, sus posibilidades de conservación frente a tres alternativas para conservación de la biodiversidad y algunas acciones sugeridas encaminadas a alcanzar dichas metas.

Metas sugeridas para conservación de ungulados	Conservación clásica (ANP y PPSA)	Matriz de Naturaleza	Manejo de hábitat multifuncional	Algunas acciones sugeridas
Mantener una estructura del paisaje equilibrada entre bosques y agroecosistemas	No, ordena el territorio de forma divergente: áreas protegidas sin manejo y una matriz de áreas utilizadas intensivamente.	Si, enfatiza en una matriz de calidad mediante agroecosistemas "amigables" con la biodiversidad.	No, el manejo se enfoca en una escala más local.	<ul style="list-style-type: none"> - Ordenamiento del uso de territorio. - Fomentar agroecosistemas tradicionales (paralelamente contribuye a mantener la diversidad cultural) como, sistemas anuales, perennes, silvopastoriles.
Mantener las áreas más extensas de hábitat potencial adecuado para ungulados en la Huasteca Potosina (asociados a los ecosistemas en montañas)	No, las nueve ANPs de la Huasteca ocupan un 4.8% de la región y en la práctica no tienen recursos humanos, ni económicos para operar.	Si, su enfoque de manejo es independiente de los límites administrativos.	Si, aunque su manejo se centra en los ecosistemas forestados.	<ul style="list-style-type: none"> - No incrementar el número ni extensión de ANP.
Aprovechamiento sostenible de los recursos (caza regulada para control de venado cola blanca)	No, su ideología se basa en el manejo no intrusivo.	No, aspecto no considerado en el enfoque de manejo.	No, aspecto no considerado en el enfoque de manejo.	<ul style="list-style-type: none"> - Transformación de ideología para la conservación de la biodiversidad - Regulación de la caza
Participación de las comunidades en la conservación de ungulados	Si, mediante subsidios otorgados por una gran variedad de programas gubernamentales.	Si, los campesinos ocupan un punto central en este enfoque, ellos manejan los ecosistemas	No, el manejo descansa en los técnicos.	<ul style="list-style-type: none"> - Desincentivar el paternalismo. - Fomentar la educación ambiental
Información más precisa respecto a las tres especies	Si, idealmente el monitoreo de fauna es básico, pero en la práctica no ocurre por restricciones de financiamiento.	No, aspecto no considerado en el enfoque de manejo.	No, aspecto no considerado en el enfoque de manejo.	<ul style="list-style-type: none"> - Ejecutar monitoreo periódico. - Desarrollar diversos estudios ecológicos, biológicos.

ANP. Áreas Naturales Protegidas, PPSA. Programas de pagos por servicios ambientales.

Referencias

- Andrén H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71:355-366.
- Begon M., Harper J.L. & Townsend C.R. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Bennett E., Eves H., Robinson J.G. & Wilkie D. 2002. Why is eating bushmeat a biodiversity crisis? *Conservation in Practice*, 3: 28–29.
- Bolen E.G. & Robinson W.L. 1995. *Wildlife ecology and management*. Prentice Hall. New Jersey, USA.
- Diegues A.C. 2000. El mito moderno de la naturaleza intocada. Colección. *Hombre y Ambiente* 57-58. Abya-Yala/UPS Publicaciones. Quito, Ecuador. 178 p.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2013. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Ley publicada en el DOF el 28 de enero de 1988.  ltimas reformas publicadas en DOF 24-05-2013. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFs/148.pdf>. Accesado 21. Octubre. 2013.
- Escamilla A., Sanvicente M., Sosa M. & Galindo-Leal C. 2000. Habitat Mosaic, Wildlife Availability, and Hunting in the Tropical Forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* 14:1592-601.
- Fonseca A.S., Carabias J. *et al.* 2008. Consecuencias de las políticas públicas en el uso de los ecosistemas y la biodiversidad, en *Capital natural de México*,

- vol. III: *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. 87-153 p.
Conabio, México.
- Fulbright T.E. & Ortega J.A. 2006. *White-tailed deer habitat: ecology and management on rangelands*. Texas A & M University Press. 241 p.
- García-Marmolejo G., Escalona-Segura G. & Van Der Wal H. 2008. Multicriteria Evaluation of Wildlife Management Units in Campeche, Mexico. *The Journal of Wildlife Management* 72:1194-202.
- García-Marmolejo. 2005. *Caracterización y sustentabilidad de las Unidades para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre en Campeche*. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur. Campeche, México. 79 p.
- Hanski I. & Simberloff D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In: *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. 5-26 p. Hanski I & Gilpin M. (eds). Academic Press, San Diego. USA.
- Häusler A. & Scherer-Lonrenzen M. 2002. Sustainable Forest Management in Germany: The Ecosystem Approach of the Biodiversity Convention reconsidered. Bundesamt für Naturschutz (German Federal Agency for Nature Conservation). Bonn, Germany. 65 p.
- Hill K. & Padwe J. 2000. Sustainability of Ache hunting in the Mbaracayú Reserve, Paraguay. 79-105 p. In: *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, J. Robinson & E. Bennet (eds.). Columbia University Press, New York, USA.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2007. Censo

- Agrícola, Ganadero y Forestal 2007. Tabulados por entidad y municipio. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/tabuladosbasicos/default.aspx?c=17177&s=est>. Accesado 21. Octubre.2013
- Landesforstverwaltung. 1999. Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen. Ministerium für Ernährung und Ländlicher Raum, Baden-Württemberg, Stuttgart, Alemania. 54 p.
- Mandujano S. 2011. Consideraciones ecológicas para el manejo del venado cola blanca en UMA extensivas en bosques tropicales. 249-276 p. In: Sánchez S.H., Zamorano P., Peters E. & Moya H. (eds). Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México. Instituto Nacional de Ecología. INE. México.
- Margules C. & Pressey R. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Margules C.R. & Sarkar S. 2007. *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press. Cambridge. 270 p.
- Milner-Gulland E.J. & Akçakaya H.R. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology & Evolution* 16:686-92.
- Murphy D. & Barry R. 1992. Integrating scientific methods with habitat conservation planning: reserve design for northern spotted owls. *Ecological Applications* 2(1): 3-17.
- Naranjo E.J. & Bodmer R.E. 2007. Source–sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138:412-420.

- Newmark W.D. 1995. Extinction of Mammal Populations in Western North American National Parks. *Conservation Biology* 9:512-26.
- Perfecto I. & Vandermeer J. 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:5786-91.
- Primack R. 2002. *Essentials of Conservation Biology*. 3er. edición. Sinauer Associates, Inc. EEUU.
- Pulliam H.R. & Danielson, B.J. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *The American Naturalist* 137:50-66.
- Ribeiro M. 2012. *Land use change in Southern Huasteca, Mexico; drivers and consequences for livelihood and ecosystem services*. Dissertation. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. 109 p.
- Robinson J. & Redford H. 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest mammals. 415-429 p. in J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Robinson J. & Redford K. 1986. Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia* 68:516-20
- Robinson J.G. & Bodmer R.E. 1999. Towards Wildlife Management in Tropical Forests. *The Journal of Wildlife Management* 63:1-13.
- Romero-Balderas K.G., Naranjo E.J., Morales H.H. & Nigh R.B. 2006. Daños ocasionados por vertebrados silvestres al cultivo de maíz en la selva

- Iacandona, Chiapas, México. *Interciencia* 31:276-83.
- Schmitt S.M., O'Brien D.J., Bruning-Fann C.S. & Fitzgerald S.D. 2002. Bovine Tuberculosis in Michigan Wildlife and Livestock. *Annals of the New York Academy of Sciences* 969: 262-268.
- Schütz J.P. 1999. Naturnaher Waldbau: gestern, heute, morgen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 150(12): 478-483.
- Tenza A., García-Barrios L. & Giménez C.A. 2011. Agricultura y conservación en Latinoamérica en el siglo XXI: ¿festejamos la "Transición Forestal" o construimos activamente la "Matriz de la Naturaleza"? *Interciencia* 36(7): 500-507.
- Toledo V., Ortiz-Espejel B., Cortés L., Moguel P. & Ordoñez M. 2003. The Multiple Use of Tropical Forests by Indigenous Peoples in Mexico: a Case of Adaptive Management. *Conservation Ecology* 7:9. [Published online].
- Walker B.H., Gunderson L.H., Kinzig A.P., Folke C., Carpenter S.R. & Schultz L. 2006. A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in Social-Ecological Systems. *Ecology and Society* 11(1):13. [Published online].
- Weber M. 2008. Un especialista, un generalista y un oportunista: uso de tipos de vegetación por tres especies de venados en Calakmul, Campeche. 483–496 p. In: *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México. Campeche, México*, Lorenzo, C., Medinilla, E. & Ortega, J. (eds.). AMMAC-ECOSUR, México.

Conclusión general

A nivel mesoregional, toda la región Huasteca Potosina, ha ocurrido una extensa pérdida de hábitat para las especies objetivo de ungulados. Sin embargo, al menos en los bosques tropicales caducifolios más extensos de esta región, los índices de abundancia relativa para las tres especies son más altos que lo que se esperaba encontrar considerando los múltiples factores en la región que potencialmente afectan de manera negativa a los ungulados en la Huasteca, como la pérdida de hábitat, incremento de la ganadería extensiva, caza no regulada, y el aumento de la población. Aparentemente, en los bosques tropicales de la región de estudio estas especies han sido resilientes a la perturbación humana. No obstante, el futuro de sus poblaciones es incierto.

Contrariamente a la hipótesis *a priori* en la escala local, en este estudio se encontró que la composición del paisaje tiene un papel central, desde un punto de vista técnico, para el manejo de las poblaciones de ungulados silvestres en la Huasteca. Sin embargo, el principal reto para el manejo de los ungulados silvestres se relaciona con aspectos culturales que subyacen a las decisiones para el uso de la tierra. La permanencia de las poblaciones de temazates y pecaríes no será posible bajo la tendencia actual de crecimiento poblacional y del modelo económico de desarrollo. Estas especies toleran condiciones moderadas de perturbación. El venado cola blanca es la especie más tolerante a las presiones antropogénicas, pero el futuro de sus poblaciones posiblemente también esté amenazado. Su monitoreo es la única herramienta que permitirá suponer escenarios futuros de sus poblacionales. A diferencia de la recuperación que

ocurre con poblaciones de venado cola blanca en EEUU, incluso en condiciones de sobreabundancia, en latitudes tropicales a lo largo de su extensa distribución patrones de sobreabundancia no han sido reportados en sus poblaciones.

El manejo para la conservación de las poblaciones de ungulados en la región no requiere de más ANP, ni más sitios excluidos de la influencia humana (Áreas Certificadas²⁷, Programa de Tierras para la Conservación, Reservas privadas y ejidales), ni tampoco medidas de veda total de ungulados, sino un aprovechamiento planificado de los recursos naturales. En vez de enfocar la conservación en los remanentes de vegetación original, se debe enfocar en la restitución de un paisaje cultural, un mosaico de diversos tipos de vegetación factibles para los procesos de migración interfragmentos, y en un mejor aprovechamiento. En este contexto mejor aprovechamiento denota eficiencia económica y ecológica, y equidad social, lo cual repercutirá en el mantenimiento de la biodiversidad incluyendo a los ungulados que están interactuando con el entorno. El principal reto es planear proyectando el aprovechamiento de los recursos a largo plazo, una percepción cultural que en este mundo cambiante también requerirá modificarse. Una variable lenta en los sistemas socioecológicos. Aunque la finalidad última de este trabajo es contribuir con información útil en el manejo para la conservación de ungulados en la Huasteca, este trabajo no brinda una propuesta en forma de lista que consecutivamente resulta en la conservación

²⁷ Más recientemente en la historia de la conservación en México, en un intento por incorporar al sector social en la protección de la biodiversidad, se han desarrollado e implementado otras estrategias complementarias de conservación *in situ*, simultáneas al sistema de Áreas Naturales Protegidas. Estas estrategias pretenden contribuir a la protección de una mayor porción de la biodiversidad nacional con un enfoque que fomenta la participación social. De esta manera, se han instrumentado a nivel nacional las Unidades para Manejo, Conservación y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA) y las Áreas Certificadas, ambos programas coordinados por la SEMARNAT, a través de la Dirección General de Vida Silvestre y de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, respectivamente.

de ungulados de la región. En vez de esto brinda una invitación a repensar las alternativas disponibles para la conservación de la vida silvestre en la Huasteca.

Anexo 1

Clasificación de las fases sucesionales

Los bosques secundarios tropicales han sido clasificados de acuerdo con la fase sucesional ^[28,29]:

Inicial o arbustiva (1-6 años), se desarrolla inmediatamente después del desmonte. Esta fase presenta un gran número de especies de plantas, manteniendo dominancia las especies pioneras. Paulatinamente, estas especies brindarán las condiciones microclimáticas para el establecimiento de las especies tardías.

Joven o bosque secundario temprano (7-14 años), las herbáceas son reemplazadas por especies arbustivas y arbóreas presentando una cobertura forestal cerrada. Es posible diferenciar entre sotobosque y estrato arbóreo. En el dosel superior dominan las especies arbóreas pioneras y en el sotobosque especies arbustivas. Se empiezan a establecer heliófitas³⁰ durables y esciófitas³¹.

Intermedia o bosque secundario intermedio (15-25 años), se reducen las especies pioneras que son reemplazadas por las especies heliófilas durables y esciófitas. La mitad de la superficie está cubierta por especies pertenecientes a estos dos grupos.

²⁸ Spittler, P. 2001. Entwicklung und wirtschaftliches Potential der sekundären regengrünen Trockenwälder in Costa Rica. Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen. Disertación. Göttingen, Alemania. 177 p.

²⁹ Sánchez-Sánchez, O., Islebe G.A. y M. Valdez-Hernández. 2007. Flora arbórea y caracterización de gremios ecológicos en distintos estados sucesionales de la selva mediana de Quintana Roo. Foresta Veracruzana. 9(2): 17-26.

³⁰ Las heliófitas durables son especies de vida relativamente largas que pueden tener un crecimiento rápido, regular y alcanzar grandes dimensiones tanto en diámetro como en altura.

³¹ Las esciófitas son especies clímax, no pioneras, tolerantes a la sombra en la primera fase de su desarrollo, tienen lento crecimiento y sus semillas tienen mayor latencia que las especies heliófitas.

Madura o bosque secundario tardío (>25 años), dominan las especies heliófilas durables y esciófitas, ocupando la mayor parte de la superficie, mientras las especies pioneras se restringen a claros en el dosel. Sus características cada vez se asemejan más a las de un bosque primario.

Anexo 2

Identificación de las huellas de ungulados

Las huellas fueron determinadas por su tamaño, forma y conocimiento de la biología de las especies. Los registros considerados tuvieron las siguientes características:

- a) Aquellas huellas que fue posible identificar de forma precisa. Es decir, huellas determinadas sin ninguna confusión debida a su deformación por el tipo de sustrato o las condiciones ambientales.
- b) Las huellas de tamaño semejante en un mismo transecto y orientadas en la misma dirección (pistas) fueron consideradas como un solo registro en el caso de los cérvidos.
- c) Un conjunto de huellas de diferente tamaño se considerarán como registros diferentes para los cérvidos. Para los pecaríes un conjunto de huellas fue considerado un solo registro. Esto debido a que esta especie es gregaria y no es posible identificar número de individuos. En el mejor de los casos fue posible identificar adultos y crías.
- d) La huella de cervatillos muy jóvenes son parecidas en tamaño y forma a las de temazate. Pero es posible diferenciarlas porque las crías de ambos cérvidos viajan siempre con sus madres. Cuando una huella pequeña estuvo acompañada de un adulto perteneció indudablemente a un venado cola blanca.

Temazate rojo

Las pezuñas que se marcan en el suelo a su paso son las dos centrales. Éstas miden entre 2.5 y 3.5 de largo por 1.5 a 3 cm de ancho. Las patas traseras y delanteras tienen el mismo tamaño. Las dos pezuñas laterales, también llamadas falsas pezuñas, solo se marcan en terrenos muy



Figura A. Huella de venado cola blanca, Laguna de Mante, San Luis Potosí, México, abril 2011.

suaves, al bajar laderas muy pronunciadas y durante el galope. La longitud de pisada durante la caminata es entre 25 y 35 cm.

Venado cola blanca

Las pezuñas que se marcan en el suelo a su paso son las dos centrales (Figura B). Éstas miden entre 5 y 6.5 cm de largo por 3 a 5 cm de ancho. Las patas



Figura B. Pista de venado cola blanca, Laguna de Mante, San Luis Potosí, México, abril 2011.

traseras y delanteras tienen el mismo tamaño. Las dos pezuñas laterales, también llamadas falsas pezuñas, solo se marcan en terrenos muy suaves, al bajar laderas muy pronunciadas y durante el galope. La longitud de pisada durante la caminata es entre 30 y 40 cm.

Pecarí de collar

Las pezuñas que se marcan en el suelo a su paso son las dos centrales. Éstas miden entre 3.5 a 4.5 cm de largo por 3 a 5 cm de ancho. Las patas traseras y delanteras tienen el mismo tamaño. Las dos pezuñas laterales, también llamadas falsas pezuñas, no se marcan en el terreno. Frecuentemente, las patas traseras y delanteras se marcan encimadas dando la impresión de ser una sola huella. La longitud de pisada durante la caminata es entre 20 y 30 cm.



Figura C. Huellas de pecarí de collar en una depresión natural del suelo en el área de amortiguamiento de la Sierra del Abra Tanchipa, Ciudad Valles, San Luis Potosí, Mexico, Agosto 2010.

Anexo 3

Lista de especies de árboles registradas en bosque secundario

Lista de especies de árboles identificadas en diferentes estadios sucesionales en bosque tropical caducifolio de tres localidades en la Huasteca Potosina, México, durante agosto 2010 a agosto 2011. Estadios sucesionales: temprano (I), intermedio (II), y tardío (III). Localidades de registro: Sierra del Este y de Emnedio (E), La Aguaje (A), Laguna de Mante (M).

Familie	Especie	Nombre local	I	II	III	Localidad
Fabaceae	<i>Acacia cornigera</i>	cornizuelo	1	1		E-M
Fabaceae	<i>Acacia rigidula</i>	gavia huasteca	1	1	1	A-M
Fabaceae	<i>Acacia</i> sp.	huizache	1	1	1	A-M
Fabaceae	<i>Acaciella angustissima</i>	tsuki	1			A
Fabaceae	<i>Acosmium panamense</i>	guayacan	1	1	1	E-A-M
Opiliaceae	<i>Agonandra obtusifolia</i>	palo cafe	1	1	1	M
Opiliaceae	<i>agonandra racemosa</i>	specie e23	1	1		E
Ulmaceae	<i>Aphananthe monoica</i>	cedro	1	1	1	E-A
Ulmaceae	<i>Aphananthe monoica</i>	palo arco	1	1	1	E-A
Ulmaceae	<i>Aphananthe monoica</i>	palo seda	1	1	1	E-A
Myrsinaceae	<i>Ardisia compressa</i>	capulin	1			M
Myrsinaceae	<i>Ardisia escallonioides</i>	capulin	1	1	1	E-A
Myrsinaceae	<i>Ardisia escallonioides</i>	mora	1	1	1	E-A
Asteraceae	<i>Baccharis trinervis</i>	chilca	1	1	1	E-A-M
Asteraceae	<i>Baccharis trinervis</i>	palo de la cruz	1	1	1	E-A-M
Fabaceae	<i>Bauhinia divaricata</i>	pata de vaca	1	1	1	E-A
Nolinaceae	<i>Beaucarnea inermis</i>	soyate	1	1	1	A-M
Euphorbiaceae	<i>Bernardia interrupta</i>	cordoncillo	1	1	1	A
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>	ojite	1	1	1	E-A
Sapotaceae	<i>Bumelia</i> sp.	specie a4	1			A
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	chacka	1	1	1	E-A-M
Fabaceae	<i>Caesalpinia</i> sp.	mezquitillo	1	1		A
Capparidaceae	<i>Capparis baducca</i>	palo negro	1	1	1	A-M
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	cedro		1		M
Rubiaceae	<i>Chiococca pachyphylla</i>	clavelillo	1	1	1	E-A-M
Verbenaceae	<i>Citharexylum</i> sp.	revienta cabra		1		E
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus multilobus</i>	mala mujer	1			A
Polygonaceae	<i>Coccoloba orizabae</i>	pimientillo	1			A
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp.	pimientillo	1	1	1	A
Euphorbiaceae	<i>Croton niveus</i>	vara blanca	1	1	1	E-A-M
Apocynaceae	<i>Ehretia aff. anacua</i>	manzano	1			A

Familie	Especie	Nombre local	I	II	III	Localidad
Boraginaceae	<i>Ehretia tinifolia</i>	palo prieto	1			A
Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	orejón	1			E
Fabaceae	<i>Erythrina americana</i>	colorin de monte			1	A
Fabaceae	<i>Erythrina americana</i>	pemuchi			1	A
Myrtaceae	<i>Eugenia acapulcensis</i>	guayabillo		1	1	A
Myrtaceae	<i>Eugenia capuli</i>	specie e22	1	1		E
Asteraceae	<i>Eupatorium quadrangulare</i>	tabaquillo	1	1	1	M
Rubiaceae	<i>Exostema caribaeum</i>	clavelillo	1	1	1	E-A-M
Rubiaceae	<i>Exostema mexicanum</i>	hierba maiz		1	1	E-A-M
Fabaceae	<i>Eysenhardtia polystachya</i>	vara dulce	1	1	1	E-A-M
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i>	higueron	1	1	1	E-A
Moraceae	<i>Ficus obtusifolia</i>	higueron			1	A
Oleaceae	<i>Fraxinus dubia</i>	limonaria	1	1	1	A-M
Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	palo san jose	1	1	1	A
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	aquiche	1	1	1	E-A-M
Rubiaceae	<i>Hamelia patens</i>	madura platanos	1			A
Fabaceae	<i>Harpalyce arborescens</i>	chicharrilla	1	1	1	E-A-M
Tiliaceae	<i>Heliocarpus</i> sp.	jonote	1			A
Rhamnaceae	<i>Karwinskia humboldtiana</i>	tullidor	1	1	1	E-M
Rhamnaceae	<i>Karwinskia latifolia</i>	tullidor	1			A
Rhamnaceae	<i>Karwinskia</i> sp.	hueso de tigre	1	1	1	A
Rhamnaceae	<i>Karwinskia</i> sp.	palo puerco			1	M
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	leucaena		1		M
Fabaceae	<i>Leucaena pulverulenta</i>	tepehuaje	1	1		A-M
Fabaceae	<i>Lysiloma acapulcensis</i>	barba de chivo			1	M
Fabaceae	<i>Lysiloma divaricata</i>	tsuki	1	1	1	A
Fabaceae	<i>Lysiloma microphylla</i>	rajador	1	1	1	E-A-M
Fabaceae	<i>Lysiloma</i> sp.	barba de chivo	1	1	1	E-A
Fabaceae	<i>Lysiloma</i> sp.	tabachin	1	1	1	E-A
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	mora		1	1	A
Lauraceae	<i>Ocotea tampicensis</i>	aguacatillo	1	1	1	E-A-M
Bignoniaceae	<i>Parmentiera aculeata</i>	chote	1		1	A
Bignoniaceae	<i>Parmentiera edulis</i>	chote	1		1	A
Ulmaceae	<i>Phyllostylon brasiliensis</i>	ceron		1		E-M
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	cordoncillo	1	1	1	A
Piperaceae	<i>Piper amalago</i>	lengua de vaca		1		E
Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i>	chijol	1	1	1	E-A-M
Nyctaginaceae	<i>Pisonia aculeata</i>	specie e27	1			E
Fabaceae	<i>Pithecellobium</i> sp.	tenaza	1	1	1	A-M
Malvaceae	<i>Pseudobombax ellipticum</i>	mocoque	1	1	1	E-A-M
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	guayabo	1			E
Myrtaceae	<i>Psidium sartorianum</i>	guayabillo	1	1		E-A

Familie	Especie	Nombre local	I	II	III	Localidad
Rubiaceae	<i>Psychotria</i> sp.	palo apastillado	1	1		E
Rubiaceae	<i>Psychotria</i> sp.	tabaco	1			A
Fagaceae	<i>Quercus oleoides</i>	encino	1			M
Rubiaceae	<i>Randia laetevirens</i>	cruceto	1	1	1	E-A-M
Rubiaceae	<i>Randia laetevirens</i>	specie e20		1		E
Arecaceae	<i>Sabal mexicana</i>	palma	1	1	1	E-A
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i>	jaboncillo	1	1	1	E-A-M
Olacaceae	<i>Schoepfia schreberi</i>	manzanita	1	1	1	M
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania</i> sp.	palo leche		1	1	A-M
Fabaceae	<i>Senna atomaria</i>	cantelillo	1	1	1	A-M
Fabaceae	<i>Senna</i> sp.	palo cascabel		1	1	A-M
Apocynaceae	<i>Thevetia peruviana</i>	palo lloron		1	1	A
Ulmaceae	<i>Ulmus</i> sp.	specie e26	1			E
Myrtaceae	<i>Ungi</i> sp.	guayabillo		1	1	M
Myrtaceae	<i>Ungi</i> sp.	pata de gallo		1	1	M
Celastraceae	<i>Wimmeria concolor</i>	alpiste	1		1	M
Flacourtiaceae	<i>Xylosma flexuosum</i>	ceron		1		E-M
Agavaceae	<i>Yucca treculeana</i>	palma pita	1	1	1	E-A-M
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i>	gatito	1	1	1	M
Rhamnaceae	<i>Ziziphus obtusifolia</i>	capulin	1		1	M
Flacourtiaceae	<i>Zuelania guidonia</i>	volantin	1	1	1	E-A-M

Se colectaron un total de 149 muestras de árboles morfológicamente diferentes. Se pudieron identificar un total de 95 especies. La identificación la realizó José García, curador del herbario "Isidro Palacios" del Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.