



El Colegio de La Frontera Sur

Implicaciones del cambio climático en la distribución de los pastos y la liebre de Tehuantepec en Oaxaca, México

Tesis

Presentada como requisito parcial para optar por el grado de

Doctorado en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable

Por:

Eugenia del Carmen Sántiz López

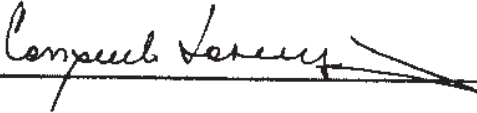






2016



El Colegio de la Frontera Sur

San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, 26 de Febrero de 2016.

Las personas abajo firmantes, miembros del jurado examinador de la alumna **Eugenia del Carmen Sántiz López**, hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada "IMPLICACIONES DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA DISTRIBUCIÓN DE LOS PASTOS Y LA LIEBRE DE TEHUANTEPEC EN OAXACA, MÉXICO", para obtener el grado de **Doctor en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable**

Nombre	Firma
Director Dra. Consuelo Lorenzo Monterrubio	
Asesor Dr. Arturo Carrillo Reyes	
Asesor Dr. Darío Navarrete Gutiérrez	
Asesor Dr. Gerald Alexander Islebe	
Sinodal adicional Dr. Eduardo Naranjo Piñera	
Sinodal adicional Dr. Neptalí Ramírez Marcial	
Sinodal suplente Dr. Alberto González Romero	

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Consuelo Lorenzo, por todo el apoyo, paciencia y confianza brindada durante todo el doctorado. Consuelo, gracias por continuar apoyándome y por ayudarme a culminar una etapa más de mi formación profesional,

Al Dr. Arturo Carrillo Reyes, por su paciencia, tiempo, revisiones, comentarios y sugerencias. Gracias Arturo por tu interés en mejorar mi escrito, por tu disponibilidad y por brindarme tu amistad.

Al Dr. Darío Navarrete, por la paciencia, sugerencias y todo el apoyo recibido, que me permitieron mejorar y comprender de mejor manera el presente trabajo.

Al Dr. Gerald Islebe, por los comentarios y sugerencias que permitieron una notable mejoría a los documentos generados durante el doctorado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca no. 46378, otorgada para la realización de mis estudios de doctorado y el apoyo otorgado dentro de la convocatoria Programa de Fortalecimiento Académico para indígenas.

A Juan Antonio, Emmanuel Antonio y Juan Antonio Gutiérrez, de la comunidad de Montecillo Santa Cruz por su amistad, ayuda y compañía durante el trabajo de campo.

A la Familia Antonio Gutiérrez, por su compañía por todas sus atenciones, afecto y ayuda durante el trabajo de campo.

A la Dra. Maricela Gómez por su apoyo en la determinación taxonómica de los pastos.

A Miguel Martínez Ico por su ayuda en la determinación taxonómica de las plantas.

A Hermilo Cruz y Mario Zuñiga, por el apoyo durante la búsqueda de información bibliográfica.

A la Biol. Xochitl Sántiz, por su apoyo en campo, colecta y preparación de las plantas en el herbario, captura de datos de campo y elaboración del catálogo de plantas.

A mis amigos y compañeros que fueron de gran ayuda en el trabajo de campo: Magali, Antonio, Jorge, Tadeo, Henri y Alain. Mil gracias a todos por su amistad, respeto y compañerismo, por soportar todos los momentos difíciles con las plantas y los buenos ratos que hicieron más amena mi estancia y el trabajo en campo.

A mis amigas y compañeras de generación Rosi y Avril por su amistad y compañía. Gracias por su apoyo en los momentos difíciles, por su compañía en los desvelos y por sus palabras de ánimo para concluir este trabajo.

DEDICATORIAS

A mis padres,

Gracias por su amor, por la educación y por enseñarme a que las cosas se consiguen trabajando.

A mis hermanos y sobrinos,

Gracias a todos por su amor, apoyo y paciencia.

INDICE

LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE CUADROS	vi
RESUMEN	viii
INTRODUCCIÓN	1
MARCO TEORICO	4
Modelos de distribución o de nicho ecológico	5
Modelos de circulación general (Modelos climáticos)	8
ANTECEDENTES	9
DESCRIPCION E IMPORTANCIA DE LOS PASTOS	11
DESCRIPCION E IMPORTANCIA DE <i>Lepus flavigularis</i>	12
HIPÓTESIS	17
OBJETIVOS	18
MÉTODO	19
RESULTADOS	31
Cambios en la cobertura vegetal y usos del suelo	31
Modelos de distribución de especies	42
DISCUSION	49
LITERATURA CITADA	59
ANEXO A.	79
ANEXO B.	93

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Liebre de Tehuantepec (<i>Lepus flavigularis</i>), en Santa María del Mar, Municipio de Juchitán, Oaxaca.	13
Figura 2. Localización de las cuatro poblaciones (en gris) de <i>L. flavigularis</i> , en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	15
Figura 3. Área de estudio en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	20
Figura 4. Línea de Canfield establecida en la localidad de Montecillo Santa Cruz, Mpio. San Francisco del Mar, Oaxaca.	25
Figura 5. Mapa de coberturas vegetales y usos del suelo de 1986, 2001 y 2012 en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	32
Figura 6. Curva de acumulación de especies de los pastos registrados en las líneas de Canfield.....	42
Figura 7. Distribución potencial de los pastos que consume la liebre de Tehuantepec, en el 2014, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	46
Figura 8. Distribución potencial de los pastos que consume la liebre de Tehuantepec, en el 2050 y 2070 con el modelo Had-Gem2-Es escenario 4.5 y 8.5, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	46
Figura 9. Distribución potencial de la liebre de Tehuantepec, en el 2014 en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	47
Figura 10. Distribución potencial de la liebre de Tehuantepec, en el 2050 y 2070 con el modelo Had-Gem2-Es escenario 4.5 y 8.5, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	47

Figura 11. Distribución potencial de *L. flavigularis* y los pastos que consume, en el 2014 en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca..... 48

Figura 12. Distribución potencial de *L. flavigularis* y los pastos que consume en el 2050 y 2070 con el modelo Had-Gem 2es en los escenarios 4.5 y 8.5, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca..... 48

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Características de las imágenes de satélite usados para la elaboración de los mapas de cobertura vegetal y usos del suelo de 1986, 2001 y 2012.....	22
Cuadro 2. Especies de pastos y número de registros tomados la base de datos de CONABIO, datos proporcionados por Rioja <i>et al.</i> y registros propios de campo, colector e Institución a la cual pertenecen los herbarios en el cual están depositados los ejemplares colectados.....	28
Cuadro 3. Variables explicativas usadas en los modelos de distribución de los pastos y <i>L. flavigularis</i> en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	29
Cuadro 4. Superficie original (ha) de cada cobertura vegetal y usos del suelo en 1986, 2001 y 2012, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	33
Cuadro 5. Superficies de cambio, pérdida y ganancia por cobertura vegetal y usos del suelo durante el periodo de 1986 al 2001.....	36
Cuadro 6. Superficies de cambio, pérdida y ganancia por cobertura vegetal y usos del suelo durante el periodo de 2001 al 2012.....	37
Cuadro 7. Superficies de cambio, pérdida y ganancia por cobertura vegetal y usos del suelo durante el periodo de 1986 al 2012.	38
Cuadro 8. Tasas de cambio de cada cobertura vegetal y usos del suelo durante tres periodos de tiempo, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. δ : tasa de cambio anual en porcentaje; cambio: superficie neta de cambio de periodo inicial al final de análisis en hectáreas.....	39
Cuadro 9. Especies de pastos y número de registros obtenidos para cada una de ellas en el	

área de estudio.....	40
Cuadro 10. Valores de densidad, cobertura y frecuencia relativas (en porcentaje), y valor de importancia de cada una de las especies de pastos registrados en las líneas de Canfield establecidas en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	41
Cuadro 11. Valores promedio de las condiciones de temperatura (°C) y precipitación (mm) para 2014 en los sitios donde <i>Lepus flavigularis</i> ha sido registrada, y las posibles condiciones en el 2050 y 2070, de acuerdo con el modelo HadGEM2-ES para los escenarios 4.5 y 8.5, en el Istmo de Tehuantepec, en Oaxaca, México....	43
Cuadro 12. Contribución de las variables en los modelos de los pastos elaborados para el 2014, 2050, 2070 con los escenarios 4.5 y 8.5.....	45
Cuadro 13. Contribución de las variables a los modelos de <i>Lepus flavigularis</i> elaborados para el 2014, 2050, 2070 con los escenarios 4.5 y 8.5.....	45

RESUMEN

El cambio climático se ha convertido en una de las principales amenazas a la biodiversidad, y los cambios de cobertura y usos del suelo han sido una de las causas de estos cambios. Por otro lado, el calentamiento global como una de las expresiones del cambio climático ha tenido consecuencias en la distribución y composición de las comunidades. Por lo que, la conservación de los ecosistemas requiere del conocimiento de la distribución de las especies y su respuesta al cambio climático, por ello, se generaron mapas de distribución potencial actual y futura (2050 y 2070) con el modelo HadGEM2 (escenarios 4.5 y 8.5) de 8 especies de pastos y de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, y se estimaron los cambios de cobertura y usos del suelo por un periodo de 26 años (1986 al 2012). En cuanto a la distribución potencial de los pastos, se estimó una superficie de 9,991 ha en el 2014, con un incremento con los escenarios 4.5 (29,036.3 ha) y 8.5 (27,614.6 ha) para el 2070. Para *L. flavigularis* se estimó una superficie de 13,672 ha en el 2014, con incrementos al 2070 con los escenarios 4.5 (15,226 ha) y 8.5 (14,850 ha). En relación a la superficie de sobreposición de los pastos y la liebre, fue de 9,274 ha en el 2014, y se incrementa a 11,071 ha y a 10,111 ha para el 2070 con los escenarios 4.5 y 8.5, respectivamente. Como era de esperarse las selvas y bosques mostraron tasas de cambio negativas y los usos del suelo (agrícola, asentamientos humanos) tasas positivas. Los sitios climáticos adecuados para los pastos y la liebre, según los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que se incrementarán en el futuro; sin embargo, los cambios en la cobertura vegetal y en los usos del suelo han modificado y reducido en gran medida los sitios adecuados para el establecimiento de *L. flavigularis*, una especie con mayor presión hacia la extinción.

Palabras clave: cambio climático, distribución potencial, Istmo de Tehuantepec, *Lepus flavigularis*, nicho, pastos, cambios de uso del suelo.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático, es una consecuencia del aumento en las emisiones de los gases de efecto invernadero (GEI). Este incremento y acumulación de los GEI son los responsables del aumento en la temperatura global y provienen principalmente de la quema de combustibles fósiles y de los cambios en el uso del suelo (Stott y Kettleborough 2002; Beckage *et al.* 2006). En regiones tropicales, los cambios en el uso del suelo (los distintos propósitos humanos con los que se aprovechan las coberturas del suelo), han sido la principal causa de pérdida de biodiversidad, del hábitat de la flora y fauna silvestres, y del incremento de emisiones de CO₂ (Myers *et al.* 2000; Arriaga y Gómez 2004; González *et al.* 2004; INEGI 2005). Tan solo en México, el 30.5% de las emisiones de los gases de efecto invernadero (GEI), están fuertemente relacionadas con las actividades de cambio de uso del suelo (Arriaga y Gómez 2004). Según el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), el ritmo actual de emisiones llevará a la posibilidad de daños en el futuro. La estabilización de los niveles atmosféricos de GEI en 445-535 partes por millón (ppm CO₂) podría provocar un aumento promedio mundial de la temperatura sobre los niveles preindustriales de entre 2 y 2.8 grados centígrados y una elevación en el nivel del mar de entre 0.4 y 1.7 m (Edenhofer *et al.* 2012). En este sentido, las especies animales y vegetales de México, hasta ahora amenazadas por la presión de las actividades humanas también lo estarán por efectos del cambio climático (en adelante, CC; Arriaga y Gómez 2004; Peterson *et al.* 2001).

Entre las causas de los cambios de cobertura vegetal y usos del suelo, se han mencionado, al crecimiento poblacional (Mas *et al.* 2009; Nájera *et al.* 2010), porque implica una mayor demanda de espacios para vivienda y la producción de alimentos, el avance agrícola (López-Granados *et al.* 2002; Peralta-Rivero *et al.* 2014), y las políticas gubernamentales y los programas de subsidio al campo (Reyes-Hernández *et al.* 2003). Otra de las causas son los

incendios forestales por la gran pérdida de vegetación natural que provocan en nuestro país. El número de incendios en México ha aumentado en los últimos treinta años. Entre 1998 y 2005, las coberturas vegetales más afectadas correspondieron a pastizales, seguidas por vegetación arbustiva y matorrales (INEGI 2005). En general, asociaciones vegetales dominadas por pastos como las sabanas naturales y los pastizales inducidos, están sufriendo enormes transformaciones, debido principalmente al cambio del uso del suelo hacia actividades agrícolas o pecuarias (Anderson 2006; Rzedowski 2006). Las sabanas consideradas como una etapa de transición de los pastizales, se caracterizan por presentar un estrato herbáceo dominado por pastos, y una baja densidad de árboles, pero con especies más tolerantes a la sequía y resistentes al fuego que los pastizales (Chapman 1998; Oesterheld *et al.* 1999; Anderson 2006; Accatino *et al.* 2010). El pastizal inducido se desarrolla al eliminarse la vegetación original (selvas, matorral), o en áreas agrícolas abandonadas y está formada por especies nativas o exóticas (INEGI 2012; Rzedowski 2006). Aunque algunas de estas áreas vuelven a cubrirse de pasto, muchas zonas agrícolas y de pastoreo, pierden atributos importantes como la materia orgánica, la capacidad de retención del suelo por la erosión y en contraparte, la acidificación del suelo, al grado que es imposible el restablecimiento de la cobertura vegetal (Chapman 1998; Rzedowski 2006).

Los estados de la República Mexicana más afectados en 2005 por los incendios forestales fueron Baja California, Oaxaca, Jalisco y Chiapas (INEGI 2005). En el caso de Oaxaca, principalmente el Istmo de Tehuantepec, el cambio de uso del suelo hacia actividades agropecuarias, así como los incendios forestales han sido de las principales causas de destrucción de extensas áreas de bosque y zonas áridas (González *et al.* 2004; INEGI 2005). Además, la transformación de las coberturas vegetales naturales hacia la agricultura o ganadería, han provocado la fragmentación, disminución y degradación de los hábitats para la fauna silvestre, al grado de formar parches de vegetación aislados y de menor tamaño (Bender *et al.* 1998),

generando problemas de colonización, flujo genético o extinciones locales de las especies de fauna de poca movilidad si las migraciones son raras o nulas por el aislamiento y tamaño de los parches (Nupp y Swihart 2000; Smith y Hellmann 2002). Por ello, se deben conocer con exactitud cuáles son las coberturas vegetales más afectadas, su composición florística y cuáles son los factores que determinan estos cambios, ya que los cambios de cobertura y usos del suelo, son el resultado de una compleja interacción entre el ser humano y el medio biofísico, y varía para cada región de México según su contexto histórico, socioeconómico y ecológico (Vallecillo 2009; Velázquez *et al.* 2002).

Estimar los cambios de cobertura vegetal y usos del suelo, así como la composición florística de la vegetación (caracterización florística) es importante, porque indica el estado de conservación del hábitat, permite identificar las áreas más susceptibles de cambio, ayudan en la comprensión de los procesos que llevan a estos cambios (Veldkamp y Lambin 2001) y permite identificar los factores que afectan a la flora y fauna o permiten su supervivencia (McDonald 1980; Ojasti 2000). Por lo tanto, resulta conveniente estimar las superficies de cambio de la cobertura vegetal y usos del suelo (incrementos o ganancias y reducciones o pérdidas de superficie) y las tasas de cambio (tasa anual de cambio calculado para un periodo de tiempo definido; Velázquez *et al.* 2002; Mas y Fernández 2003) y conocer su impacto en la distribución de las asociaciones vegetales dominadas por pastos y en la distribución y disponibilidad de hábitat para las especies que viven en él, ya que los cambios de cobertura influyen en la estructura y composición de sus comunidades.

Por otro lado, el conocer la influencia que el cambio climático ejerce sobre los pastos en un futuro proveerá las bases para el establecimiento de acciones o alternativas de uso o aprovechamiento sustentable de las sabanas y pastizales inducidos, así como, al mantenimiento del equilibrio de los ecosistemas adyacentes, ya que la combinación de los cambios de uso del

suelo y climático, probablemente está amplificando y acelerando los impactos negativos en la vegetación y la fauna silvestre. Además, para fines de conservación y uso sostenible, es importante conocer cuáles son los efectos del cambio climático y de los cambios en la cobertura de vegetación y usos de suelo sobre la flora y la fauna (Arriaga y Gómez 2004).

En este trabajo se propuso estimar la distribución actual y futura de las especies de pastos que consume una especie de herbívoro amenazado y de distribución restringida, la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), para determinar las implicaciones que tendrá el cambio climático en los pastos y en la fauna que depende de ella. A partir de este estudio se podrán establecer acciones de conservación y manejo del hábitat de esta especie más susceptible a la extinción.

MARCO TEORICO

El calentamiento global, como una de las expresiones del cambio climático, podría provocar transiciones en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, variaciones en la composición de las comunidades y diferencias en la distribución de las especies, como desplazamientos altitudinales y/o latitudinales de comunidades o asociaciones vegetales (Peterson *et al.* 2001; Thuiller *et al.* 2004; Parmesan 2006). Estos cambios en el área de distribución de las asociaciones vegetales, ya sea una contracción (*e.g.* bosques tropicales) o una expansión (pastizales tropicales), provocará una nueva distribución espacial de las especies de flora y fauna, y serán determinantes en la abundancia de aquéllas más susceptibles (Peterson *et al.* 2001, 2002). Con la fauna se han documentado reducciones en las áreas de distribución y mayores probabilidades de extinción en algunos grupos como, por ejemplo, en mariposas (Thomas *et al.* 2004), anfibios (Girardello *et al.* 2010), aves y mamíferos para escenarios futuros por el cambio climático (Peterson *et al.* 2004; Thomas *et al.* 2004; Thuiller *et al.* 2004; Parmesan 2006).

En el caso de las asociaciones vegetales en México, se estima que un aumento de temperatura y decremento de la precipitación en el futuro, puede provocar la disminución de los pastizales naturales templados en el país, ya que serán desplazados por especies con preferencias más cálidas y adaptadas a la aridez (Villers y Trejo 2004). Las zonas áridas, son aquellas regiones cuya provisión de agua es deficiente, su precipitación y humedad atmosféricas están por debajo del promedio mundial anual (840mm; Rzedowski 1968). Por lo que los pastos tropicales de zonas áridas podrían verse beneficiadas por el incremento de la temperatura en el futuro y por ello, podría incrementar su área de distribución (Collatz *et al.* 1998; Osborne 2008). Un método para conocer la distribución actual y las implicaciones del CC en la distribución potencial de la vegetación y la fauna en el futuro, son los modelos de nicho ecológico o modelos de distribución de especies (Peterson *et al.* 2002; Peterson *et al.* 2004; Thomas *et al.* 2004; Guisan y Thuiller 2005; Cayuela *et al.* 2009; Mateo *et al.* 2011).

Modelos de distribución o de nicho ecológico

Los modelos de distribución de especies son modelos empíricos que relacionan observaciones de campo con variables ambientales (temperatura, precipitación, vegetación, tipo de suelo), como variables explicativas de la distribución de las especies, a través de cálculos teóricos y estadísticos (Cayuela *et al.* 2009). Estos modelos se basan en dos principios: 1) postulado de equilibrio: asumen que las especies están en equilibrio o pseudo-equilibrio con su ambiente, supone que la distribución de la especie es estable en el tiempo y el espacio, y 2) concepto de nicho: definida de acuerdo a Hutchinson (1957) como el conjunto n-dimensional de variables ambientales que permiten la subsistencia de una especie de forma indefinida (Guisan y Thuiller 2005; Mateo *et al.* 2011).

Estos modelos de distribución indican el hábitat idóneo para el desarrollo de las poblaciones de una especie o de una comunidad (Ferrier y Guisan 2006) y se expresan de forma binaria (1= áreas idóneas; 0= áreas no idóneas), o continua, según un rango de valores que clasifican el territorio de menor a mayor grado de idoneidad (Benito de Pando y Peñas de Giles 2007; Cayuela *et al.* 2009). Estos modelos pueden revelar o predecir las posibles respuestas a los cambios climáticos e incrementar nuestra comprensión de los procesos que controlan la distribución actual y futura de las especies (Thuiller *et al.* 2004; Girardello *et al.* 2010), incluso permiten evaluar el riesgo de extinción de las especies, relacionando la probabilidad de extinción con el tamaño de su rango geográfico (Thomas *et al.* 2004).

Existen diversos métodos de estimación de los modelos de nicho ecológico. Entre ellos, se encuentran los modelos lineales generalizados o GLM (*generalized linear models*), los modelos aditivos generalizados o GAM (*generalized additive models*) y redes neurales artificiales, que requieren de datos de presencia-ausencia de las especies, y aceptan datos cuantitativos y categóricos. Existen también métodos que solo usan datos de presencia de las especies, ya que para muchas especies es difícil obtener datos de ausencia o asegurar que las ausencias son reales (Hernández *et al.* 2006). Entre estos métodos están, BIOCLIM, DOMAÍN y ENFA (*Ecological Niche Factor Analysis*) que solo aceptan variables cuantitativas (Hernández *et al.* 2006), y GARP (*Genetic Algorithm for Rule-set Prediction*) y MaxEnt, que aceptan datos cuantitativos y categóricos (*e.g.* uso del suelo) y tienen la capacidad de generar sus propias ausencias (pseudo-ausencias; Phillips *et al.* 2006).

MaxEnt, usa el método de máxima entropía y estima la probabilidad de ocurrencia de la especie buscando la distribución más uniforme posible (máxima entropía), es decir, la más cercana a tener probabilidades iguales de presencia a lo largo de toda el área de estudio (Elith *et al.* 2010). El valor calculado por MaxEnt es de “similitud del hábitat” que se mide en una escala

del 0 (similitud nula) al 1 (similitud alta; Phillips *et al.* 2006). Los mapas de probabilidad generados son de hábitat adecuado o inadecuado para la especie de interés (Elith y Leathwick 2009) e informan sobre la relación de la especie con las variables ambientales y entre variables, lo que permite conocer la importancia de las variables en el nicho de la especie (Phillips *et al.* 2006; Benito de Pando y Peñas de Giles 2007) y es eficiente bajo cualquier tamaño de muestra (Hernández *et al.* 2006).

Al igual que otros modelos MaxEnt presenta desventajas, como: 1) tiene pocos lineamientos de uso y métodos para estimar el error en una predicción, 2) la cantidad de regularizaciones y su eficacia para evitar sobreajustes no es muy clara, en comparación con otros métodos de selección de variables, 3) usa un modelo exponencial de probabilidades, que puede predecir valores muy grandes para las condiciones ambientales que pueden encontrarse fuera del intervalo de valores inmersas en la zona de estudio. Por lo tanto, la extrapolación a otros sitios o a condiciones climáticas futuras o pasadas deben considerarse con precaución (Phillips *et al.* 2006).

A pesar de lo anterior, es posible mejorar las predicciones de los modelos de distribución de especies en MaxEnt, para ello se debe poner especial atención en la identificación de los factores geográficos y ecológicos (variables explicativas) que más influyen en su distribución (Tsoar *et al.* 2007). El sobreajuste puede evitarse mediante el uso de la regularización, en modelos lineales y aditivos sin interacción, lo que permite evaluar el papel de cada variable ambiental en la distribución de la especie (Phillips *et al.* 2006). Asimismo, las estimaciones de los modelos de distribución de especies, son más efectivas en especies con distribución espacial y ecológica restringida (especies especialistas, con distribución y amplitud de nicho restringido, *e.g. L. flavigularis*), que las realizadas con especies de amplia distribución (Hernández *et al.* 2006; Mateo *et al.* 2011), debido a que el intervalo de valores de las variables explicativas es

menor, porque las condiciones ambientales están claramente definidas (Naoki *et al.* 2006; Mateo *et al.* 2011).

Modelos de circulación general (Modelos climáticos)

Uno de los principales insumos de los modelos de distribución son las variables climáticas desarrolladas a partir de datos históricos de precipitación y temperatura (Pope *et al.* 2002; Edenhofer *et al.* 2012). La mejor herramienta disponible para el estudio del clima, son los modelos de circulación general (MCG), que son algoritmos matemáticos que intentan simular el sistema climático de la tierra, capaces de reproducir matemáticamente de una forma adecuada los principales procesos que ocurren en los cinco componentes del sistema climático: Atmósfera, océano, criosfera, geosfera y biosfera. Consisten en enormes programas informáticos, que se ejecutan en los superordenadores más potentes, con los que se resuelve numéricamente un conjunto de ecuaciones que expresan las leyes y principios de la Física que gobiernan el sistema climático terrestre (McGuffie y Henderson-Sellers 2005). En el caso de los escenarios futuros, las capas climáticas están basados en escenarios de la composición atmosférica presente y futura (Pope *et al.* 2002; Edenhofer *et al.* 2012). Existen una gran variedad de modelos, entre ellos se encuentran los de la familia HadGEM2, generados por la Oficina de meteorología del Centro Hadley. La familia de modelos HadGEM2 incluyen los componentes océano, atmósfera, hielo marino, y componentes del sistema terrestre (ES), que incluyen la dinámica vegetal, la biología del océano y la química atmosférica (Martin *et al.* 2011).

Estos MCG han sido aplicados a diversos escenarios, denominados Rutas de Concentración Representativas (RCP) desarrollados por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). Los RCPs, son un conjunto de normas utilizadas principalmente por los modelos climáticos. Existen cuatro escenarios: RCP2.6 (también conocida como RCP3PD), RCP4.5

(escenario 4,5), RCP6 y RCP8.5 (escenario 8.5). Los números se refieren a los forzamientos radiativos (desequilibrios mundiales de la energía), medido en vatios por metro cuadrado para el año 2100 (Wayne 2013). Otra medida clave de los RCPs son las tasas de emisión de los GEI's (la velocidad a la que se liberan más gases de efecto invernadero a la atmósfera). El tercer indicador son las concentraciones de las emisiones, medidas en partes por millón para cada uno de los gases de efecto invernadero (CO₂, metano, óxido nitroso; Wayne 2013).

ANTECEDENTES

Respuesta de los pastos al CC

Con modelos de simulación para investigar las respuestas de los pastizales al cambio climático, se ha encontrado que la productividad primaria neta (velocidad a la cual la planta almacena energía como materia orgánica en sus tejidos) de los pastos distribuidos en zonas tropicales puede incrementar, pero no en las regiones de estepas desérticas y frías del mundo (Parton *et al.* 1995). En Europa, bajo escenarios climáticos, los cambios en la precipitación estacional y sequías más frecuentes favorecieron el crecimiento de los pastos (Hopkins y del Prado 2007). Además, estudios sobre la evolución y expansión de los pastos durante el Mioceno, sugieren que el incremento de temperatura y CO₂, puede favorecer la distribución de algunas especies de pastos dependiendo de su ruta fotosintética (Collatz *et al.* 1998; Duckworth *et al.* 2000; Hopkins y del Prado 2007; Osborne 2008). Se estima que el calentamiento global favorecerá a las especies C₄, ya que son más productivos en ambientes más cálidos y áridos (Edwards y Still 2008), y el dramático aumento de CO₂ en la atmósfera claramente favorecerá a los pastos con fotosíntesis C₃ (Collatz *et al.* 1998; Lattanzi 2010; Chamaillé-Jammes y Bond 2010). El incremento de CO₂, podría provocar una reducción de la superficie de los pastos C₄ en el futuro, aunque condiciones ambientales, como la disponibilidad de agua estacional (Winslow

et al. 2003) o los regímenes de fuego (Keeley y Rundel 2005) podrían alterar la trayectoria de los cambios en los pastos C₄ (Sage y Kubieñ 2003).

Respuesta de la fauna silvestre ante el CC

En los modelos de distribución bajo escenarios climáticos futuros, se reportan altas probabilidades de extinción y reducciones del rango de distribución de especies de mariposas, aves y mamíferos (Peterson *et al.* 2002; Peterson *et al.* 2004; Thomas *et al.* 2004; Thuiller *et al.* 2004; Parmesan 2006). En el caso de la liebre de Tehuantepec, *L. flavigularis*, un análisis de viabilidad en una de sus poblaciones, ubicada en la localidad de Santa María del Mar, Oaxaca, se estimó el riesgo de extinción promedio para la especie en 41.60 ± 25.88 años, bajo escenarios con tres catástrofes (inundaciones, depredación por perros domésticos y cacería furtiva) incluidos de forma combinada con la endogamia (Rioja *et al.* 2012). Por otro lado, un trabajo sobre el efecto del cambio climático en 87 especies de lagomorfos (conejos, liebres y pikas), incluida la liebre de Tehuantepec, predice un decremento del 45% de la distribución de *L. flavigularis* con cambios latitudinales de alrededor de 1° hacia los polos y un incremento altitudinal promedio de aproximadamente 450 m (Leach *et al.* 2015). Este trabajo fue realizado con ocho registros históricos y modernos, y evaluado de forma subjetiva el efecto del cambio climático en su distribución (bueno, medio o pobre) por expertos del Grupo Especialista de Lagomorfos de la IUCN con un modelo objetivo de evaluación estadístico (modelo de *Kappa*). Sin embargo, los expertos concluyeron que el modelo tiene una representación “pobre” de la distribución pasada y futura de *L. flavigularis* y que no era confiable (Leach *et al.* 2015).

DESCRIPCION E IMPORTANCIA DE LOS PASTOS

Los pastos, pertenecen a la familia Poaceae, son plantas de distribución cosmopolita dominantes en diferentes tipos de pastizales, praderas, zacatonales y sabanas, y son consideradas el cuarto grupo más numeroso de las fanerógamas, con alrededor de 11,000 especies en 800 géneros (Davis 2004). Para México se reconocen 204 géneros de pastos y 1,182 especies (Valdés y Dávila 1995; Dávila *et al.* 2006), de las cuales 564 se han registrado con algún uso para los humanos (Mejía-Saulés y Dávila 1992; Lateralra *et al.* 2009).

Los pastos de acuerdo con su ruta fotosintética, se dividen en dos grupos: los C₃ y C₄. Los pastos C₄ actualmente dominan las sabanas y pastizales entre latitudes 30°N y 30°S de la zona ecuatorial, predominan en zonas tropicales y subtropicales (Chamailé-Jammes y Bond 2010), cerca de la mitad de las especies de pastos tienen esta ruta fotosintética (Sage *et al.* 1999), son más exitosas en climas cálido húmedos (Collatz *et al.* 1998), son especies con alta tolerancia a las sequías y al fuego (Chapman 1998; Anderson 2006). En cambio, los pastos C₃ tienden a desarrollarse mejor en climas fríos (Collatz *et al.* 1998). Las especies C₄ son más eficientes en el uso del agua y el nitrógeno, por lo que, pueden contribuir a una mayor productividad que los pastos C₃ en algunos ecosistemas (Long 1999). Sin embargo, los pastos C₄ representan una dieta de baja calidad para los herbívoros en comparación a los pastos C₃, debido a que presentan una menor concentración de nitrógeno, mayor contenido de fibra, y la forma anatómica de las hojas hacen que los nutrientes sean menos accesibles (Ehleringery Monson 1993).

Importancia. Es la familia de plantas con mayor importancia ecológica por su gran diversidad, por su capacidad como formadores de suelos fértiles, porque la mayoría de sus especies son elementos naturales de vegetaciones primarias, por la provisión de servicios ecosistémicos, y como alimento para la fauna silvestre (Mejía-Saulés y Dávila 1992; Valdés y Dávila 1995; Chapman 1998; Lateralra *et al.* 2009; Valdés 2005; Herrera y Cortes 2010), en el

Istmo de Tehuantepec podemos encontrar pastos de las subfamilias Aristoidea (*Aristida*; C₄), Chloridoidea (C₄, *Bouteloua* sp., *Cathestecum* sp *Eragrostis* sp., *Muhlenbergia*), Panicoidea (C₃ y C₄; *Cenchrus*, *Digitaria*, *Panicum*, *Paspalum*) y Stipoideae (*Stipa*; C₃; Sántiz *et al.* 2006; Torres-Colín 2004; Giraldo-Cañas 2010; Lorenzo *et al.* 2011; Rioja *et al.* en revisión).

La importancia económica de las especies de pastos cultivadas, son como forraje para el ganado (sorgo, centeno), materia prima para la obtención de carbohidratos endulzantes (caña de azúcar, *Saccharum officinarum* L., y maíz), como plantas formadoras del césped y de ornato, en la fabricación de artesanías, en actividades relacionadas con la recreación y la construcción de casas y muebles (bambu; Valdés y Dávila 1995; Valdés 2005) y los cereales como alimento para las poblaciones humanas como: el maíz (*Zea mays* L.), el trigo (*Triticum aestivum* L.), el arroz (*Oryza sativa* L.), la cebada (*Hordeum vulgare* L.), el centeno (*Secale cereale* L.), la avena (*Avena sativa* L.), el sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench), el mijo (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br.; Mejía-Saulés y Dávila 1992; Valdés y Dávila 1995; Valdés 2005; Herrera y Cortes 2010).

DESCRIPCION E IMPORTANCIA DE *Lepus flavigularis*

La liebre tropical pertenece a la Clase Mammalia, Orden Lagomorpha, Familia Leporidae, Subfamilia Leporinae, Género *Lepus* (Honacki *et al.* 1982). Inicialmente fue catalogada como una subespecie de *Lepus callotis* (Wagner 1844), pero en 1909, Nelson la describió por primera vez como especie y le otorgó el nombre científico de *Lepus flavigularis*. Por sus características morfológicas, evolutivas y de distribución, *L. flavigularis* forma parte del grupo *callotis* o de “liebres de costados blancos”, junto con *L. callotis* y *Lepus alleni* (Anderson y Gaunt 1962; Uribe-Alcocer *et al.* 1989; Lorenzo *et al.* 2001). Filogenéticamente, *L. flavigularis* se encuentra más relacionada cromosómicamente a *L. callotis* y morfométricamente más relacionada a *L. californicus* (Lorenzo 1996; Lorenzo *et al.* 1999; Lorenzo *et al.* 2004).

Descripción. La característica distintiva de esta especie es la presencia de dos franjas de color pardo que se extienden desde la base de cada oreja hasta la nuca. La parte dorsal es de color ocre brillante con negro, los costados y parte ventral del cuerpo son blancos, cola de color negro en la parte superior y blanco en la inferior (Flux y Angermann 1990). Sus orejas son de color ante y su garganta amarillenta (Fig 1). La bula timpánica de la liebre tropical es la más pequeña de todas las especies del género *Lepus* de México y la longitud de los nasales y del puente palatino es mayor que en *L. californicus* y *L. callotis* (Hall 1981; Cervantes 1993). Los intervalos en las medidas externas (en mm) de tres machos y cuatro hembras adultas de Santa María del Mar, Oaxaca, son: longitud total, 565-610; longitud de la cola, 65-95; longitud de la pata trasera, 115-134; longitud de la oreja desde la escotadura sobre la piel seca, 107-119 (Goodwin 1969).



Figura 1. Liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), en Santa María del Mar, Municipio de Juchitán, Oaxaca. Foto: A. Carrillo.

Estado actual. La liebre de Tehuantepec, *L. flavigularis*, es una especie endémica del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México, en peligro de extinción y de distribución restringida, estimaciones poblacionales indican que existen menos de 1,000 individuos (Vargas 2000; Sántiz 2006; Lorenzo *et al.* 2005, 2008), por lo cual ha sido declarada por el gobierno mexicano, como especie de alta prioridad para su conservación (SEMARNAT 2010). La liebre de Tehuantepec, es

una de las especies de liebre en mayor peligro de extinción en el mundo (Lorenzo *et al.* 2008; SEMARNAT 2010; IUCN 2012), por factores directamente relacionados a las actividades humanas como son: la pérdida y fragmentación de su hábitat, las prácticas ganaderas, incremento de zonas agrícolas, los incendios, la creación y aumento de los asentamientos humanos, la caza excesiva y la depredación por perros, estos factores asociados a las características demográficas de la especie, la cual presenta una tasa de reproducción por debajo del promedio para el género *Lepus* (4 crías por hembra al año, distribuida en dos camadas), y el aislamiento genético que sufren sus cuatro únicas poblaciones (Vargas 2000; Lorenzo *et al.* 2000, 2006; Cervantes *et al.* 2008; Rico *et al.* 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo 2009; Carrillo-Reyes *et al.* 2010; SEMARNAT 2010; Rioja *et al.* 2011).

Distribución. Inicialmente *L. flavigularis* había sido reportada desde los llanos costeros y en los límites montanos del sur del Istmo de Tehuantepec en el estado de Oaxaca, a lo largo de la costa del Pacífico y hasta Tonalá, Chiapas, en un área aproximada de 5,000 km² (Nelson 1909). Posteriormente se mencionó que su distribución había sido exagerada, y se reportó su presencia desde Salina Cruz, Oaxaca hasta el extremo oeste de Chiapas (Chapman *et al.* 1983). Sin embargo, en la actualidad su distribución se limita únicamente a cuatro poblaciones localizadas a orillas de las Lagunas Superior e Inferior en Oaxaca: 1) Santa María del Mar, Municipio Juchitán de Zaragoza; 2) San Francisco del Mar, Pueblo Viejo, Municipio San Francisco del Mar; 3) Montecillo Santa Cruz, Municipio San Francisco del Mar; y 4) Aguachil, Municipio Ixhuatán (Fig. 2; Cervantes y Yépez 1995; Sántiz 2002; Lorenzo *et al.* 2006).

Hábitat y alimento. Existe una alta dependencia de la liebre de Tehuantepec por los pastos como hábitat y para llevar a cabo sus actividades diarias (Farías 2004; Sántiz *et al.* 2012; Carrillo-Reyes *et al.* 2012). Esta especie, selecciona principalmente zonas con escasa cobertura

arbustiva y arbórea, como son los pastizales y sabanas porque son hábitats que les proveen de alimento y cobertura de protección contra la depredación. En la población de Montecillo Santa

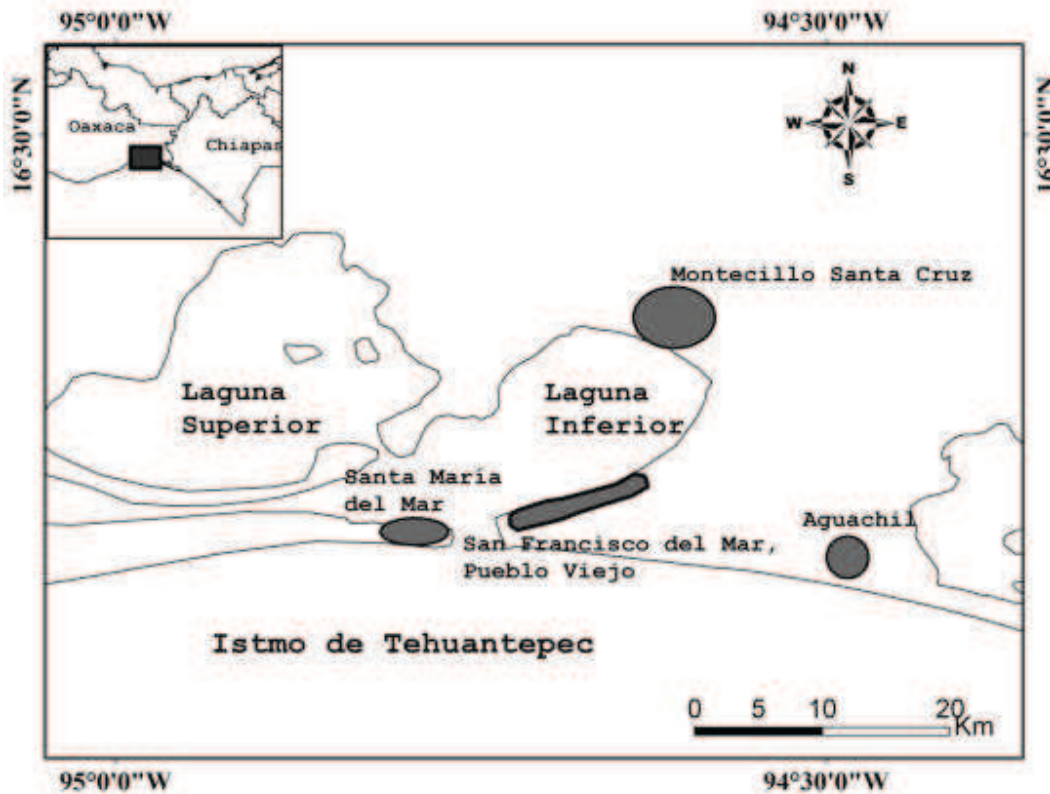


Figura 2. Localización de las cuatro poblaciones (en gris) de *L. flavigularis*, en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

Cruz, habita en sabanas con árboles de *Byrsonima crassifolia* (nanche) o escasos árboles de *Crescentia alata* (morro; Farías 2004; Sántiz *et al.* 2012). En cambio en las poblaciones de Santa María del Mar, San Francisco del Mar Viejo y Aguachil, la liebre de Tehuantepec habita en zonas rodeadas por dunas y dominadas por pastizales abiertos, vegetación xerófita (Chapman *et al.* 1983; Carrillo-Reyes *et al.* 2012). La dieta de la liebre de Tehuantepec, se conoce de un estudio realizado en la población de Montecillo Santa Cruz, la cual, está compuesta de especies de las familias Poaceae (12 especies;), Cyperaceae (2 especies) y Malvaceae (1 especie), donde los

pastos representan el 66.7% de la dieta, siendo *Digitaria ciliaris* Koeler, *Bouteloua dactyloides* (Nut.) Columbus, *Cathastecum brevifolium* Swallen y *Muhlenbergia microsperma* (DC) Kunth las más abundantes (especies con ruta fotosintética C4; Giraldo-Cañas 2010; Lorenzo *et al.* 2011). Por otro lado, en la población de Santa María del Mar reportan 10 especies de pastos en la dieta de *L. flavigularis*, donde *Bouteloua Repens* (Kunth) Scribn. & Merr. (fotosíntesis C₄), *Stipa eminens* Cav (fotosíntesis C₃), y *Digitaria ciliaris* Koeler (fotosíntesis C₄) fueron las más abundantes (Giraldo-Cañas 2010; Rioja *et al.* en revisión).

Importancia. Las liebres son de gran importancia en las redes tróficas, porque representan un recurso alimenticio para la mayor parte de las poblaciones de depredadores tales como las serpientes, aves rapaces y mamíferos carnívoros (cánidos, prociónidos, mustélidos y félidos; Cervantes y González 1996). Además, por su papel como herbívoros, las liebres son componentes importantes en la distribución y dispersión de los pastos, y por el corte selectivo que realizan de ciertas plantas y remoción de semillas pueden favorecer la biodiversidad, estructura y composición botánica de su hábitat (Cervantes y González 1996), y son un componente importante en planes de manejo para el mantenimiento y restauración de la diversidad de los pastos (Nai-Bregaglio *et al.* 2002). Desde el punto de vista evolutivo, la liebre de Tehuantepec es importante para esclarecer la filogenia o desarrollo evolutivo del género *Lepus* en América, y descifrar los procesos geológicos y ambientales que dirigieron a la misma (Lorenzo *et al.* 2005). Incluso, *L. flavigularis* también es una especie con un gran potencial económico, ya que históricamente ha sido cazada para consumo y comercio local en los Municipios de San Dionisio del Mar, San Francisco del Mar, y Juchitán de Zaragoza, Oaxaca (Lorenzo *et al.* 2005); actualmente la caza para venta y consumo de *L. flavigularis* continua siendo una actividad común.

HIPÓTESIS

1. El cambio climático y los cambios en el uso del suelo favorecerán la expansión del área de distribución de los pastos en el futuro (2050 y 2070) en el Istmo de Tehuantepec, por el incremento de la temperatura en los modelos climáticos del 2050 y 2070 y por la deforestación de la vegetación.
2. En el periodo de 1986 al 2012, habrá una reducción de la superficie de la sabana, selvas y bosques y un incremento de los asentamientos humanos, la vegetación secundaria y el pastizal inducido.
3. Las actividades antropogénicas que determinan los cambios en el uso del suelo (asentamientos humanos, agricultura y ganadería) en el área de estudio, no permitirán la expansión del área de distribución de las liebres en un futuro (2050 y 2070).

OBJETIVO GENERAL

- Evaluar las implicaciones del cambio de uso del suelo y cambio climático en la distribución espacial y temporal de los pastos, y de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, en escenarios climáticos del 2014, 2050 y 2070.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar las tasas de cambio en la superficie de la cobertura vegetal y usos del suelo a una escala espacio temporal en el Istmo de Tehuantepec en un periodo de 26 años (1986-2012).
- Evaluar las implicaciones del cambio climático en la distribución espacial y temporal de las especies de los principales pastos de las que se alimenta la liebre de Tehuantepec, bajo escenarios climáticos para 1986, 2014, 2050 y 2070.
- Evaluar las implicaciones del cambio climático en la distribución espacial y temporal de la liebre de Tehuantepec (*L. flavigularis*), a través de modelos predictivos en escenarios de 1986, 2014, 2050 y 2070.

MÉTODO

Área de estudio. Se localiza al sur del Istmo de Tehuantepec, en el estado de Oaxaca en la parte geográfica más estrecha de la República Mexicana, que separa al Golfo de México del Océano Pacífico. Tiene una superficie de 678,166.3 ha y se ubica entre las coordenadas 16°36'53"N; -95°21'38" W y 16°06'39" N; -94°14'23" W (Fig. 3); en la zona costera del estado de Oaxaca, conocida también como la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec. El área abarca la porción plana del Istmo (0-100 msnm), con algunas elevaciones localizadas en la porción oriental de la planicie que no rebasan los 400 m dentro del estado de Oaxaca, por lo que la zona favorece el establecimiento de los pastos y de la liebre de Tehuantepec (Ortiz *et al.* 2004). El Istmo de Tehuantepec es una región de suma importancia por su diversidad biológica y étnica, en ella se encuentran grupos como los huaves y zapotecos, conocidos por su riqueza cultural y aprovechamiento de la fauna silvestre (Vargas 2001). Es la tercera provincia florístico-faunística más diversa del estado de Oaxaca, a altitudes entre los 0 a 1,000 m (González *et al.* 2004). Esta región representa un gran interés ecológico por sus extensas superficies cubiertas de pastos, y diversas especies vegetales y animales endémicos (Rzedowski 2006).

El clima es cálido subhúmedo con presencia de canícula o sequía de medio verano, con temperaturas medias anuales superiores a los 26 °C y precipitación total anual de 800 mm (García 1988). La vegetación, se compone de extensas superficies de sabanas con árboles aislados de nanche *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth (1822) y morro *Crescentia alata* Kunth (1819; Sántiz *et al.* 2012), con un estrato herbáceo en el que prevalecen las gramíneas de los géneros *Aristida* sp., *Bouteloua* sp., *Cathestecum* sp., *Cenchrus* sp., *Digitaria* sp., *Eragrostis* sp., *Panicum* sp., *Paspalum* sp. y *Schizachyrium* sp. (Sántiz *et al.* 2006; Torres-Colín 2004). Existe matorral espinoso a lo largo de la Planicie Costera del Pacífico (Torres-Colín 2004), vegetación de dunas costeras distribuidas en la planicie costera del Pacífico, limitada a la orilla del mar

(Vargas 2000; Torres- Colín 2004; Carrillo 2009) y manglares con vegetación subacuática en sus lagunas costeras (Ortiz *et al.* 2004).

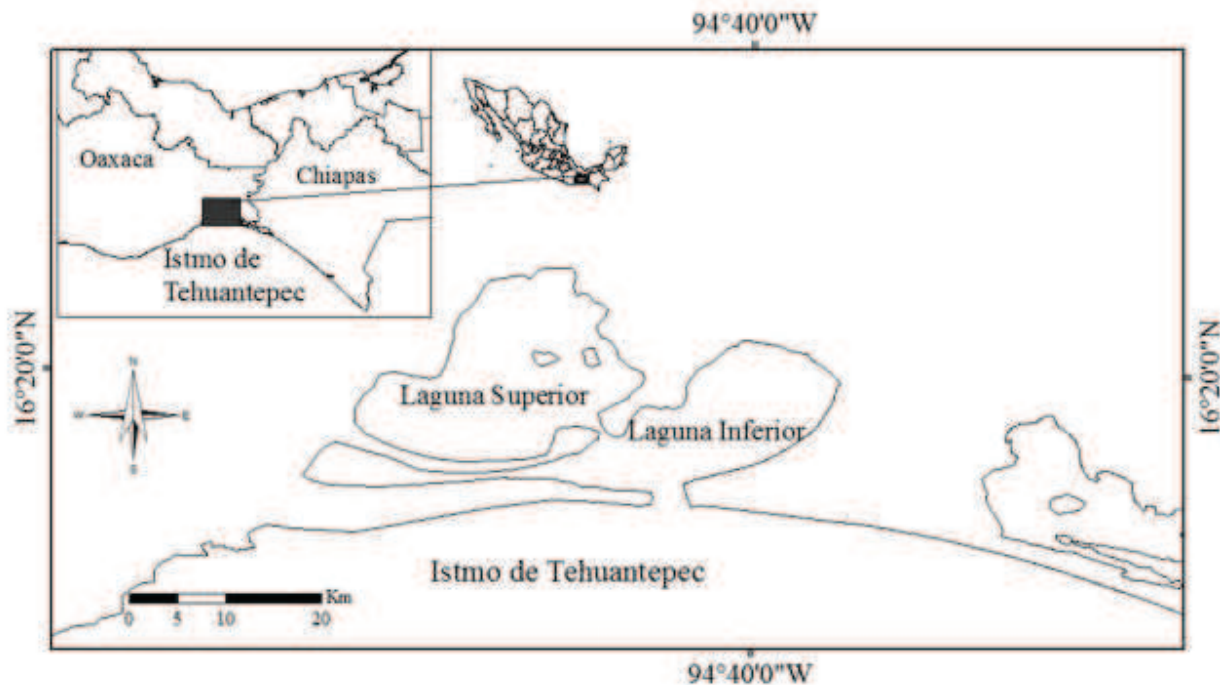


Figura 3. Área de estudio en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

También se pueden encontrar extensiones importantes de selva baja caducifolia ubicadas entre los 60 y 1000 msnm y especies arbóreas que miden de 8 a 10 m (Torres-Colín 2004), además de arbustos, lianas, hierbas (Trejo 1998). En las zonas más secas del Istmo, se distribuye la selva baja espinosa caducifolia, en elevaciones entre los 100 y 900 m, compuesta por árboles que no rebasan los 6 m; sin embargo, se pueden encontrar árboles de hasta 15 m, que en su mayoría se caracterizan por ser espinosos (Torres-Colín 2004). Existen, además relictos de selva mediana subcaducifolia, localizados en las planicies del Istmo de Tehuantepec, y en la Planicie Costera del Pacífico, en elevaciones de 10 a 500 m, con árboles entre 15 y 30 m de altura y zonas de bosque de encino pino, con árboles de 4 a 20m de altura (Torres-Colín 2004).

Suelos. En el área de estudio se pueden encontrar suelos del tipo 1) cambisol: que son suelos jóvenes que forman terrones, tienen una susceptibilidad de moderada a alta a la erosión; 2) solonchak: estos suelos se caracterizan por presentar un alto contenido de sales; 3) Litosol: son suelos limitados por roca dura y continua o por materiales calcáreos en los primeros 25cm de profundidad, pueden ser fértiles o infértiles, arenosos o arcillosos; 4) Regosol son suelos formados por materiales no consolidados, son de colores, muchos de estos suelos son productos residuales de la erosión hídrica de las laderas, 5) Vertisol: son suelos arcillosos de colores que varían de negros a grisáceos, presentan grietas de 1cm o más desde la superficie cuando el suelo está seco, son adhesivos y plásticos, algunas veces salinos; y 6) Feozem: presentan una capa superficial oscura, suave, rica en materia orgánica y nutrientes, se forman en zonas planas de praderas o en zonas montañosas con grandes pendientes (Alfaro 2004; INEGI 2009).

Trabajo de campo. Se realizaron 13 salidas al campo con una duración de 3 a 6 días entre 2010, 2011, 2012, 2013 y 2014, para registrar las especies de pastos a través de la caracterización de la vegetación utilizando Líneas de Canfield, y también se tomaron registros de la liebre de Tehuantepec (*L. flavigularis*) mediante recorridos diurnos y nocturnos sobre transectos (caminos). Los recorridos diurnos se realizaron a pie por la mañana de 8:00 am a 2:00pm y por la tarde de 4:00 pm a 6:00 pm, mientras que los nocturnos se hicieron en una camioneta pick up con la ayuda de dos faros de luz para una mejor localización de las liebres (Smith y Nidegger 1985). Las salidas al campo se realizaron en los meses de febrero (1-4) de 2010; febrero (7-10) y noviembre (25-29) de 2011; febrero (28)-marzo (3), julio (10-14) y noviembre (26-30) de 2012; febrero (26-28), abril (9-12), mayo (28-30) y agosto (24-30) de 2013, y en abril (22-25), septiembre (8 al 12) y octubre (14-17) de 2014.

Cambio de cobertura y usos del suelo. Se elaboraron los mapas de vegetación y usos del suelo con el análisis de imágenes de satélite *Landsat Thematic Mapper (TM)* de 1986, *Landsat*

Enhanced Thematic Mapper (ETM+) de 2001, e imágenes SPOT de 2012 (Cuadro 1). Para ello se elaboraron los mosaicos de imágenes (unión de imágenes) de 1986 (Landsat TM) y de 2012 (SPOT) en el programa Erdas Imagine 9.2, para abarcar toda el área de estudio. Las imágenes Landsat y SPOT fueron rodalizadas e interpretadas visualmente con el programa ArcGIS 10 (ESRI 2011), siguiendo el método de clasificación interdependiente (FAO 1996), que consiste en actualizar la interpretación de una fecha anterior con la imagen de la fecha siguiente. Para facilitar la rodalización de los polígonos se realizó una clasificación no supervisada de la imagen de satélite, con el programa Erdas Imagine 9.2. La estimación de las superficies de cambio también requirió de la capa de caminos, que se obtuvo de la rodalización del mapa base del año 2012 en el programa ArcGis 10 (ESRI 2011).

Cuadro 1. Características de las imágenes de satélite usados para la elaboración de los mapas de cobertura vegetal y usos del suelo en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca de 1986, 2001 y 2012.

Capa	Insumo	Resolución espacial	Resolución espectral	Fecha
Cobertura vegetal y usos del suelo de 1986	<i>Landsat Thematic Mapper</i> (TM)	30 m	7 bandas	Marzo, abril y Mayo de 1986
Cobertura vegetal y usos del suelo del 2001	<i>Landsat Enhanced Thematic Mapper</i> (ETM)	30 m	7 bandas	Abril de 2001
Cobertura vegetal y usos del suelo del 2012	SPOT	10 m	4 bandas	Noviembre de 2012

Asimismo, con el propósito de verificar la clasificación de la imagen de satélite y asegurar la confiabilidad de los mapas de coberturas vegetales y usos del suelo derivados de la rodalización de las imágenes de satélite, se realizó una verificación en campo, que consistió en un sistema de puntos aleatorios (130 coordenadas X, Y), ubicados en sitios con cobertura vegetal susceptible de ser confundida o interpretada erróneamente durante el análisis de las imágenes de

satélite (Velázquez *et al.* 2002). En estos puntos se tomaron coordenadas UTM(*Universal Transversa* de Mercator) con *datum World Geodesic System* de 1984 (WGSS84). Las coordenadas se ubicaron espacialmente con un receptor manual geográfico (GPS) marca Garmin *Etrex* y se describió el tipo de vegetación de acuerdo con la clasificación de Miranda y Hernández (1963), así como los usos del suelo.

Superficies de cambio. Una vez elaborados los mapas de vegetación y usos del suelo correspondientes a 1986, 2001 y 2012, la capa de caminos y el modelo digital de elevación del INEGI (2013, resolución 30 m), se procedió a estimar las tasas de cambio con las matrices de transición (Bocco *et al.* 2001) a través del cruce de mapas con la ayuda del módulo *Land Change Modeler* en el programa IDRISI Selva ver. 17.02. Previo al cruce de mapas, se homogeneizó el tamaño del pixel de las tres capas (1986, 2001, 2012) a un tamaño de 15 m a través de la conversión de los mapas de coberturas vegetales y usos del suelo a formato raster.

Tasas de cambio. Se estimaron las tasas de cambio de cada una de las coberturas vegetales y usos del suelo, para tres periodos de tiempo, los dos primeros separando los 26 años de análisis en dos periodos de 1986-2001, 2001-2012 y el tercero considerando todo el periodo de análisis que abarca de 1986-2012, para determinar el periodo en el cual han aparecido los cambios más significativos o si los cambios han sido constantes a lo largo de los 26 años del análisis. El cálculo de las tasas de cambio se realizó usando la siguiente fórmula (FAO 1996):

$$\delta_n = [(S_2/S_1)^{1/n} - 1] * 100$$

Donde:

δ_n = tasa de cambio expresado en porcentaje

S_1 = superficie (ha) del periodo inicial

S_2 = superficie (ha) del último periodo

n = número de años entre los dos periodos

Las tasas de cambio son expresadas en porcentaje por año para cada tipo de vegetación y uso del suelo (Velázquez *et al.* 2002).

Caracterización de la vegetación. La vegetación es uno de los principales componentes del hábitat de la fauna silvestre (Glavac *et al.* 1992; Krausman 2002), por su papel como alimento y cobertura de protección contra condiciones climáticas o de depredadores (escondite; Korschgen 1980; Gallina-Tessaro 2012). Por ello, se describió la composición y estructura, de la vegetación que usa la liebre de Tehuantepec (sabana y pastizal inducido), con líneas de Canfield o línea de intercepción, este método que consiste en el establecimiento de varias líneas (transectos) de 50 m de longitud extendidas a través de la vegetación en sitios establecidos al azar en el área de estudio (Canfield 1941; Fig. 4). Sólo las plantas que tocaban la línea o que estaban bajo o sobre ella fueron registradas y medidas. Los atributos tomados fueron el ancho, la longitud interceptada y la altura de cada planta, con los que se obtuvieron valores de densidad lineal, densidad relativa, cobertura lineal, cobertura relativa, frecuencia, frecuencia relativa y valor de importancia de los pastos (Canfield 1941; Brower *et al.* 1995).

Registros fuera de transectos. Además de las líneas de Canfield se realizaron colectas y registros de pastos en sitios donde se observaron pastos con espigas, para poder realizar su determinación taxonómica.

Evaluación del inventario de la vegetación. En un inventariado de la diversidad biológica a menudo resulta imposible registrar la totalidad de las especies presentes en un área determinada. Las curvas de acumulación de especies, representan el número de especies acumuladas en un inventario frente al esfuerzo de muestreo empleado, son una herramienta muy



a) Pastizal inducido



b) Sabana

Figura 4. Línea de Canfield establecida en las localidades de a) San Francisco del Mar, Pueblo Viejo y b) Montecillo Santa Cruz, ambos en el Municipio de San Francisco del Mar, Oaxaca.

útil para planificar el esfuerzo de muestreo que se debe invertir en un inventario, dan mayor confiabilidad a los inventarios y permiten extrapolar el número de especies observado para estimar el total de especies que podrían estar presentes en la zona de estudio (Gotelli y Colwell 2001; Jimenez-Valverde y Hortal 2003). Por lo tanto, el número de líneas de Canfield para la caracterización de las plantas, se determinó con las curvas de acumulación de las especies con el estadístico de Chao en el programa Statistica (versión 6.0; Statsoft 1995), considerando los datos de presencia-ausencia de los pastos registrados en los transectos. Se eligió el estimador Chao,

porque se utiliza cuando sólo se dispone de datos de presencia-ausencia, además, es el más riguroso y menos sesgado para muestras pequeñas (Chao 1984).

Se realizaron colectas de plantas, para su determinación taxonómica y elaboración de un catálogo de referencia. Los ejemplares colectados de todas las especies (hierbas, árboles y arbustos), fueron transportados al Herbario de El Colegio de La Frontera Sur en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas para su determinación taxonómica. En el caso de las especies de gramíneas (Poaceae), fueron enviados con la Dra. Maricela Gómez Sánchez de la Universidad de Querétaro, para su determinación taxonómica.

Modelos de distribución de especies o de nicho ecológico. Los modelos fueron elaborados en el programa MaxEnt con los registros de pastos y de la liebre de Tehuantepec, y con las variables explicativas, como predictores de la distribución potencial de los pastos y la liebre. Se considera como registro a cada uno de los datos de ocurrencia representados con coordenadas geográficas, en donde las especies de pastos y liebres fueron observados o colectados.

Registros de las especies modeladas. Se recopilaron registros de las especies de pastos consumidas por la liebre de Tehuantepec, de 1959 al 2012 de El Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México (SNIB) de la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO; Cuadro 2; Herrera 1997; Aragón 2001; Panero 2003; Villaseñor 2008), datos proporcionados por Rioja *et al.* (en revisión) y datos de campo del 2011 al 2014 (Cuadro 2). Los registros de campo se obtuvieron de colectas realizadas al azar en el área de estudio y a través de la caracterización de la vegetación con el establecimiento de líneas de Canfield en los tipos de vegetación dominados por pastos (sabanas y pastizales inducidos). En especies de amplia distribución se ha sugerido el uso de un mínimo de 25 registros en la elaboración de los modelos de distribución potencial, para darle mayor confiabilidad al

desempeño de los modelos (Wisn *et al.* 2008; Prosdij *et al.* 2015); por ello, los 121 registros de las 8 especies de pastos fueron agrupados dado que algunas especies contaban con pocos registros (Cuadro 2). En el caso de las liebres, se recopilaron registros de la base de datos del *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF ; www.gbif.org) de 1960 al 2000 y datos de campo de 2010 al 2014 para elaborar el mapa de distribución potencial del hábitat para tres periodos de tiempo (2014, 2050 y 2070). Las bases de datos de registros fueron depurados, eliminando los registros repetidos y los que se encontraban fuera del área de estudio y dentro de cuerpos de agua por errores en la toma de los datos en campo.

Variables explicativas. La capa de pendiente (en grados) se generó a partir del modelo digital de elevación del INEGI (2013, resolución 30 m), con la ayuda de la extensión *Spatial Analyst Tools* en el programa ArcGis 10 (Esri 2011). Todas las capas de las variables explicativas fueron homogeneizadas a formato raster (pixel de 30 m), datum WGS84 y a coordenadas geográficas, y posteriormente a formato ASCII. Las variables climáticas de temperatura, precipitación y bioclimáticas (resolución espacial: 1 km²) fueron tomadas de WorldClim (Hijmans *et al.* 2005) para las condiciones actuales (2014) y futuras (2050, 2070). La selección de las variables se realizó primero con una prueba de correlación de Pearson entre las variables climáticas, eligiéndose las variables con valores de correlación menores a 0.7 (Gormley *et al.* 2011). Posteriormente, se realizó un primer análisis en MaxEnt con las 19 variables climáticas elegidas en la prueba de correlación y la capa de pendientes. De este primer análisis se eliminaron las variables con contribución menor a 0.5% de acuerdo a la prueba de Jackknife (Warren *et al.* 2014), para elaborar los modelos finales (Cuadro 3).

Cuadro 2. Especies de pastos modelados y número de registros por especie en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México, tomados de la base de datos del SNIB de la CONABIO, datos proporcionados por Rioja et al. y registros de campo. Se indica el nombre del colector e Institución a la cual pertenecen los herbarios en el cual están depositados los ejemplares colectados. No.: número de registros

Especie	Institución	Año colecta	Acrónimo Herbario	Colector	No
<i>Bouteloua aristidoides</i>	Universidad Autónoma de Querétaro	2013	UAQ	T. Rioja	3
				E. Sántiz	4
<i>Bouteloua hirsuta</i>	Universidad Autónoma de Querétaro	2013	UAQ	E. Sántiz	7
				T. Rioja	2
		Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN		1968	ENCB
	University of Texas, Austin	1959	TEX	R. Merrill	1
<i>Bouteloua repens</i>	Universidad Autónoma de Querétaro	2013	UAQ	T. Rioja	11
		Instituto de Ecología, A. C., Centro Regional del Bajío		1992	IEB
<i>Cenchrus equinatus</i>	Universidad Autónoma de Querétaro	2013	UAQ	E. Sántiz	6
		2013		T. Rioja	2
<i>Digitaria ciliaris</i>	Instituto de Ecología, A. C., Centro Regional del Bajío	1992	IEB	H. Escobar	1
					1
		Instituto de Biología, UNAM		1984	MEXU
	Universidad Autónoma de Querétaro.	2013	UAQ	T. Rioja	3
<i>Eragrostis intermedia</i>	Universidad Autónoma de Querétaro	2013	UAQ	E. Sántiz	38
<i>Jouvea pilosa</i>	El Colegio de La Frontera Sur	2011	ECO_SC	E. Sántiz	22
				Universidad Autónoma de Querétaro	UAQ
<i>Stipa eminens</i>	Universidad Autónoma de Querétaro	2013	UAQ	T. Rioja	7

Cuadro 3. Variables explicativas usadas en los modelos de distribución de los pastos y *Lepus flavigularis* en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

PASTOS	LIEBRES
Oscilación diurna de la temperatura (BIO2)	Temperatura media anual (BIO1)
Isotermalidad (BIO3)	Oscilación diurna de la temperatura (BIO2)
Estacionalidad de la temperatura (BIO4)	Estacionalidad de la temperatura (BIO4)
Oscilación anual de la temperatura (BIO7)	Temperatura mínima del mes más frío (BIO6)
Temperatura media del trimestre más cálido (BIO10)	Oscilación anual de la temperatura (BIO7)
Precipitación del mes más húmedo (BIO13)	Temperatura media del trimestre más seco (BIO9)
Precipitación del mes más seco (BIO14)	Precipitación anual (BIO12)
Estacionalidad de la precipitación (BIO15)	Precipitación del mes más húmedo (BIO13)
Precipitación del trimestre más lluvioso (BIO16)	Estacionalidad de la precipitación (BIO15)
Precipitación del trimestre más cálido (BIO18)	Precipitación del trimestre más lluvioso (BIO16)
Precipitación del trimestre más frío (BIO19)	Precipitación del trimestre más cálido (BIO18)
Pendiente	Pendiente

Con la finalidad de conocer como el clima afecta la distribución de la liebre y de las especies de pastos que usa como alimento, y su tendencia en el 2050 y 2070, se eligieron las capas bioclimáticas del modelo HadGEM2-ES para los escenarios: 1) 4.5 (RCP4.5) que representa los intervalos con las condiciones menos severas, con un forzamiento radiativo (cambio de la radiación neta descendente solar e infrarroja combinadas, que opera en la tropopausa; Houghton *et al.* 1997) de 4.5 w/m² (wats por metro cuadrado), concentraciones de CO₂ 650 ppm y 2) 8.5 (RCP8.5), que representa las condiciones más extremas con un forzamiento radiativo de 8.5 w/m² y más de 1,370 ppm de CO₂ al año 2100 (Wayne 2013).

Los modelos del 2014, 2050 y 2070 para los pastos se elaboraron con 124 registros totales, de los cuales 93 se usaron en la calibración y 31 para la validación de los modelos, y para la liebre se construyeron con un total de 205 registros, con 123 registros para la calibración y 82 registros para su validación. Se corrieron 20 repeticiones, con 1000 iteraciones, y una vez obtenidos los mapas de probabilidad de ocurrencia de la especie, se eligieron los 5 mejores modelos considerando aquellos que tenían los valores más altos del área bajo la curva AUC (*Area Under the Curve*) de los gráficos ROC (*Receiver Operating Characteristic*). Este estadístico permite evaluar los casos correctamente clasificados para todos los umbrales de predicción (del 0 al 1). El valor de AUC está entre 0.5 y 1. Un valor de 0.5 equivale a una clasificación al azar, mientras que un valor de 1 indica un ajuste perfecto, es decir, que todos los casos han sido correctamente clasificados (Fielding y Bell 1997).

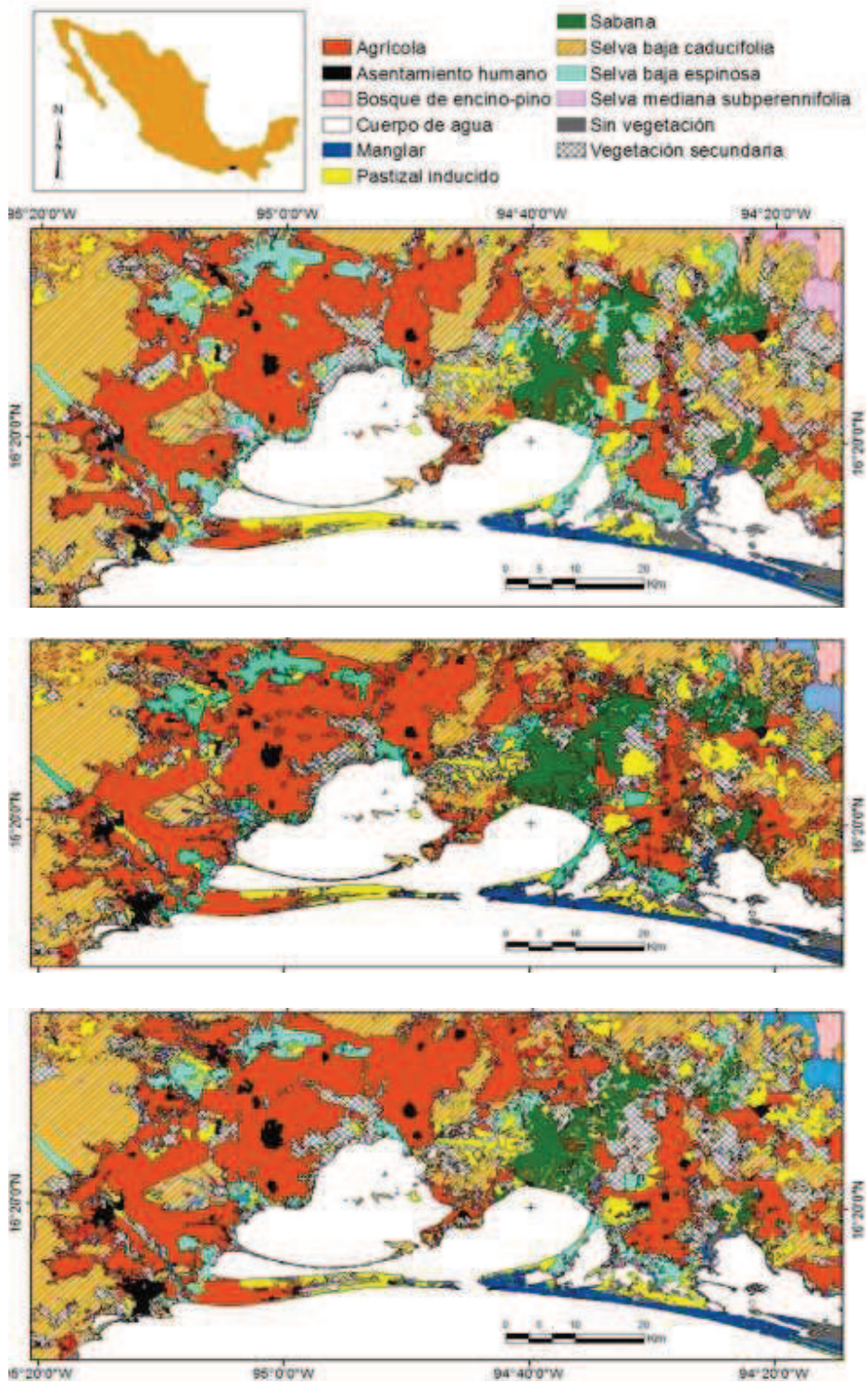
Los mapas elegidos fueron convertidos a formato binario (presencia-ausencia) en el programa ArcGis 10.2 (Esri 2011) fijando los umbrales de probabilidad de presencia de la especie (Jiménez-Valverde y Lobo 2007). Se eligió como umbral los valores de probabilidad de presencia del 10 % (*Fixed cumulative value 10 threshold*), se seleccionó este umbral debido a que *L. flavigularis* tiene una distribución limitada. Cuando el área predicha es limitada, los falsos positivos (sitios de distribución predichos, que no presentan las condiciones adecuadas para la presencia de la especie) son también reducidos y los verdaderos positivos (sitios de distribución predichos que presentan condiciones adecuadas para la presencia de la especie) se incrementan. Esta área puede ser de utilidad para encontrar nuevas zonas potencialmente adecuadas para el establecimiento de la liebre, zonas de probable reintroducción o zonas vitales para establecer medidas de protección y reducir la presión humana (Peterson *et al.* 2011). Se delimitó el área de estudio en función del área accesible para la especie (región 'M' en diagrama BAM; Soberón y Peterson 2005; Peterson *et al.* 2011), considerando como disponible solo las zonas planas de la

costa del Istmo hasta donde inicia la cadena montañosa, debido a que a la liebre no se le ha registrado en zonas con pendiente y vegetación densa (Farías *et al.* 2004; Lorenzo *et al.* 2006; Sántiz *et al.* 2012).

RESULTADOS

Cambios en la cobertura vegetal y usos del suelo

Se generaron mapas de vegetación y usos del suelo para los años 1986, 2001 y 2012, en los cuales se registraron un total de 12 categorías (Fig. 5a, b y c), donde la cobertura predominante en todas las fechas fue la agrícola con una superficie total de 132,966 ha en 1986, 141,462.9 ha en el 2001 y 160,063.9 en el 2012 (Cuadro 4), seguido por la selva baja caducifolia 129,023.3 ha en 1986, 115,426 ha en el 2001 y 105,717 ha en el 2012 (Cuadro 4). En el periodo total de análisis (1986 -2012), la cobertura agrícola se incrementó en 20.4% y la selva baja caducifolia se redujo en 18.1% con respecto a la superficie originalmente existente en 1986. En cuanto a las coberturas vegetales dominadas por pastos (sabana y pastizal inducido) de importancia alimenticia para la liebre de Tehuantepec, se estimó una reducción de 6,850.6 ha para la sabana al pasar de 25,759.7 ha en 1986 a 18,909.1 ha en el 2012 y un incremento de 24.8 ha para el pastizal inducido al pasar de 53,726.6 ha en 1986 a 53,751.3 ha en el 2012, en el periodo total de estudio (Cuadro 4).



a) 1986

b) 2001

c) 2012

Figura 5. Mapa de coberturas vegetales y usos del suelo de 1986 (a), 2001 (b) y 2012 (c) en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

Cuadro 4. Superficie (en hectáreas) de cada cobertura vegetal y usos del suelo en 1986, 2001 y 2012, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

Categoría	Tipo de cobertura	Superficie 1986	Superficie 2001	Superficie 2012
1	Pastizal inducido	53,726.6	56,576.0	53,751.3
2	Sabana	25,759.7	24,087.9	18,909.1
3	Agrícola	132,966.0	141,463.0	160,063.9
4	Asentamientos humanos	6,044.1	8,029.6	10,210.5
5	Selva baja caducifolia	129,023.3	115,425.9	105,716.7
6	Selva baja espinosa	37,237.3	27,689.1	23,612.7
7	Selva mediana subperennifolia	6,699.4	6,610.7	6,256.2
8	Sin vegetación aparente	12,500.3	9,446.0	7,669.1
9	Vegetación secundaria	69,201.4	82,390.5	84,802.6
10	Cuerpo de agua	189,743.9	191,760.0	193,060.7
11	Manglar	11,810.3	11,346.7	11,062.4
12	Bosque de encino-pino	3,431.8	3,318.8	3,029.0

Superficies de cambio

Primer periodo de análisis (1986-2001).

La selva baja caducifolia fue la cobertura con mayor superficie de cambio, donde 7,594 ha se transformaron en vegetación secundaria, 5,118 ha en cobertura agrícola, 4,002 ha en pastizal inducido, 124 ha en asentamientos humanos, 51 ha en sabana, 5 ha en cuerpo de agua, 3 ha en zonas sin vegetación y 1 ha en selva mediana subperennifolia (Cuadro 5), en total perdió una superficie de 13,597.4 ha, que representa el 10.5% de su área original y la vegetación secundaria fue la cobertura con mayor superficie ganada con un incremento del 19% de su área (13,189.1 ha; Cuadro 8).

El segundo periodo de análisis (2001-2012)

La cobertura con mayor pérdida fue la selva baja caducifolia durante el periodo al transformarse en vegetación secundaria (4,597 ha), pastizal inducido (3,226 ha), agrícola (2,409 ha), asentamientos humanos (94 ha), sabana (62 ha), selva mediana subperennifolia (9 ha), cuerpo de agua (6 ha) y selva baja espinosa (4 ha; Cuadro 6), con una reducción total de 9,709.2 ha (8.4 % de su superficie original; Tabla 7). La cobertura con mayor ganancia de superficie fue la cobertura agrícola con un incremento del 13% que representa 18,600.9 ha (Cuadro 8).

Periodo total de análisis 1986-2012

La cobertura con mayor superficie de pérdida fue la selva baja caducifolia que se transformó en vegetación secundaria (9,184 ha), agricultura (8,993 ha), pastizal inducido (5,891 ha), asentamientos humanos (302 ha), sabana (72 ha), sin vegetación (36 ha), selva mediana subperennifolia (11 ha), selva baja espinosa (7 ha) y cuerpo de agua (5 ha; Cuadro 8), con una pérdida de 23,306.6 ha, que representa el 18% de su superficie original (Cuadro 8). La cobertura con mayor ganancia fue la cobertura agrícola con un incremento del 20.4% de su superficie que representan 27,097.9 ha (Cuadro 8).

Tasa de cambio

Las coberturas con las mayores tasas de cambio en el periodo de 1986 al 2001, fueron la selva baja espinosa con pérdidas anuales de -2.1 %, los asentamientos humanos con una tasa de incremento anual de 2.0 %, y los sitios sin vegetación con pérdidas de -1.9% anual (Cuadro 8). En el periodo del 2001 al 2012, las coberturas con mayores tasas de cambio, fueron los asentamientos humanos con ganancias de 2.2% anual, la sabana y los sitios sin vegetación aparente con pérdidas de superficie anual de -2.2% y -1.9 %, respectivamente (Cuadro 8). En el

periodo total de estudio (1986-2012), las coberturas con las mayores tasas de cambio fueron los asentamientos humanos con 2.1% de incremento anual, seguido de los sitios sin vegetación y la selva baja espinosa con pérdidas del -1.9% y -1.8 % anual, respectivamente (Cuadro 8).

La sabana, uno de los tipos de vegetación natural en la zona, que resulta de gran importancia para la liebre de Tehuantepec, presentó una tasa de cambio anual negativa, en los tres periodos, lo que implica pérdidas de superficie, sobre todo, en el periodo del 2001 al 2012 donde registra un incremento de la tasa anual de pérdida (-2.2%), tan solo en este periodo se perdió el 75% (5,178.8 ha), de la superficie total perdida (6,850.6 ha) en los 26 años de análisis (1986-2012). En el caso del pastizal, otra de las coberturas usadas por la liebre, presentó tasas de cambio positiva en el periodo de 1986 al 2001 y durante el periodo total de estudio (1986-2012), lo que indica ganancias de superficie. Sin embargo, el incremento de superficie fue poco debido a que en el periodo del 2001-2012, reportó una tasa de cambio negativa donde perdió 2,824.7 ha.

Cuadro 5. Matriz de las superficies de cambio (pérdida y ganancia) por cobertura vegetal y usos del suelo (en hectáreas) durante el periodo de 1986 al 2001. Pzi: Pastizal inducido; Sab: Sabana; Agt: Agrícola; Ah: Asentamiento humano; Sbc: Selva baja caducifolia; Sbe: Selva baja espinosa; Smsp: Selva mediana subperennifolia; Sva: Sin vegetación aparente; Vs: Vegetación secundaria; Ca: Cuerpo de agua; Mg: Manglar; Bep: Bosque de encino pino.

	2001											
1986	Pzi	Sab	Agt	Ah	Sbc	Sbe	Smsp	Sva	Vs	Ca	Mg	Bep
Pzi	0	163	7,183	207	474	67	0	977	7,503	145	48	0
Sab	145	0	1,276	11	16	395	0	44	1,260	0	0	0
Agt	3,282	161	0	1,310	403	480	4	34	13,010	132	0	0
Ah	3	12	45	0	0	0	0	0	6	0	0	0
Sbc	4,002	51	5,118	124	0	0	1	3	7,594	5	0	0
Sbe	1,514	841	2,678	12	9	0	5	382	4,784	225	88	0
Smsp	0	0	40	0	1	0	0	0	58	1	0	0
Sva	1,909	0	131	60	22	0	0	0	211	1,932	12	0
Vs	7,950	244	10,789	326	2,374	37	0	31	0	22	0	0
Ca	123	1	45	0	0	10	2	403	37	0	12	0
Mg	140	0	7	3	0	0	0	38	244	190	0	0
Bep	113	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Cuadro 6. Matriz de las superficies de cambio (pérdida y ganancia) por cobertura vegetal y usos del suelo (en hectáreas) durante el periodo de 2001 al 2012. Pzi: Pastizal inducido; Sab: Sabana; Agt: Agrícola; Ah: Asentamiento humano; Sbc: Selva baja caducifolia; Sbe: Selva baja espinosa; Smsp: Selva mediana subperennifolia; Sva: Sin vegetación aparente; Vs: Vegetación secundaria; Ca: Cuerpo de agua; Mg: Manglar; Bep: Bosque de encino pino.

2001	2012											
	Pzi	Sab	Agt	Ah	Sbc	Sbe	Smsp	Sva	Vs	Ca	Mg	Bep
Pzi	0	5	5,942	156	54	19	2	730	13,998	594	1	0
Sab	1,909	0	788	71	20	113	0	0	2,857	1	0	0
Agt	1,654	12	0	1,720	17	62	17	13	5,470	39	0	0
Ah	0	0	27	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Sbc	3,226	62	2,409	94	0	4	9	0	4,597	6	0	0
Sbe	920	307	1,406	3	2	0	2	15	1,617	31	0	0
Smsp	100	0	61	0	125	20	0	0	77	0	0	0
Sva	1,233	0	43	5	0	3	0	0	456	1,262	9	0
Vs	8,895	194	16,895	162	491	7	5	82	0	75	3	0
Ca	276	0	14	0	0	0	0	370	68	0	0	0
Mg	175	0	2	0	0	0	0	23	75	21	0	0
Bep	290	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Cuadro 7. Matriz de las superficies de cambio (pérdida y ganancia) por cobertura vegetal y usos del suelo (en hectáreas) durante el periodo de 1986 al 2012. Pzi: Pastizal inducido; Sab: Sabana; Agt: Agrícola; Ah: Asentamiento humano; Sbc: Selva baja caducifolia; Sbe: Selva baja espinosa; Smsp: Selva mediana subperennifolia; Sva: Sin vegetación aparente; Vs: Vegetación secundaria; Ca: Cuerpo de agua; Mg: Manglar; Bep: Bosque de encino pino.

1986	2012											
	Pzi	Sab	Agt	Ah	Sbc	Sbe	Smsp	Sva	Vs	Ca	Mg	Bep
Pzi	0	262	9,816	398	314	41	3	1,022	12,771	578	27	0
Sab	0	0	1,848	81	14	305	0	11	3,585	15	0	0
Agt	2,176	10	0	2,809	179	162	2	48	9,865	142	0	0
Ah	0	12	48	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Sbc	5,891	72	8,993	302	0	7	11	36	9,184	5	0	0
Sbe	2,310	702	4,241	106	6	0	7	338	6,121	286	88	0
Smsp	104	0	100	0	116	20	0	0	126	1	0	0
Sva	2,679	0	344	60	22	3	0	0	767	2,924	22	0
Vs	9,034	19	17,053	471	544	36	0	61	0	32	0	0
Ca	287	1	44	0	0	7	2	420	74	0	12	0
Mg	300	0	5	3	0	0	0	53	355	180	0	0
Bep	403	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Cuadro 8. Tasas de cambio de cada cobertura vegetal y usos del suelo durante tres periodos de tiempo, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. δ : tasa de cambio anual en porcentaje; cambio: superficie neta de cambio del periodo inicial al final del análisis en hectáreas. Valores de tasa de cambio anual más altos en negrita.

	1986-2001		2001-2012		1986 -2012	
	δ (%)	cambio (ha)	δ (%)	cambio (ha)	δ (%)	cambio (ha)
Pastizal inducido	0.4	2,849.4	-0.5	-2,824.7	0.002	24.8
Sabana	-0.5	-1,671.8	-2.2	-5,178.8	-1.2	-6,850.6
Agrícola	0.4	8,497.0	1.1	18,600.9	0.7	27,097.9
Asentamiento humano	2.0	1,985.5	2.2	2,180.9	2.1	4,166.4
Selva baja caducifolia	-0.8	-13,597.4	-0.8	-9,709.2	-0.8	-23,306.6
Selva baja espinosa	-2.1	-9,548.2	-1.4	-4,076.5	-1.8	-13,624.7
Selva mediana subperennifolia	-0.1	-88.7	-0.5	-354.5	-0.3	-443.3
Sin vegetación	-1.9	-3,054.2	-1.9	-1,777.0	-1.9	-4,831.2
Vegetación secundaria	1.2	13,189.1	0.3	2,412.1	0.8	15,601.2
Cuerpo de agua	0.1	2,016.1	0.1	1,300.7	0.1	3,316.8
Manglar	-0.3	-463.7	-0.2	-284.2	-0.3	-747.9
Bosque de encino-pino	-0.2	-113.0	-0.8	-289.8	-0.5	-402.8

Caracterización y evaluación del inventario de la vegetación

En total, se identificaron 31 especies de pastos en toda el área de estudio, considerando los registros obtenidos dentro y fuera de los transectos durante los muestreos. Cada registro está representado por coordenadas en grados decimales y tienen una separación de al menos 100m, entre cada registro (Cuadro 9). Se establecieron un total de 118 líneas de Canfield, en donde se registraron 24 especies de pastos (Cuadro 10), y de acuerdo con el estadístico de Chao se muestreó el 74.4% de las especies de pastos probables en el área de estudio (Chao= 30.93; Fig. 6). Las especies con los mayores valores de importancia fueron *Paspalum plicatulum* Michx. (IV=54.4), *Eragrostis intermedia* Hitchc. (IV=49.9) y *Jouvea pilosa* (Presl.) Scribn (IV=49.1; Cuadro 10).

Cuadro 9. Especies de pastos y número de registros obtenidos para cada una de ellas en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

Subfamilia	Especie	No. Registros
Chloridoidea	<i>Bouteloua aristidoides</i> (HBK) Griseb. var. <i>aristidoides</i>	4
	<i>Bouteloua barbata</i> Lag.	2
	<i>Bouteloua chondrosioides</i> (Kunth) Benth	11
	<i>Bouteloua hirsuta</i> Lag. var. <i>hirsuta</i>	7
	<i>Bouteloua rigidiseta</i> (Steud.) Hitchc. Merr.	1
	<i>Bouteloua radicata</i> (E. Fourn.) Griffiths	1
	<i>Bouteloua</i> sp.	6
	<i>Chloris virgata</i> Sw.	1
	<i>Chloris rufescens</i> Lag.	
	<i>Eragrostis maypurensis</i> (Kunth) Steud	1
	<i>Eragrostis intermedia</i> Hitchc.	38
	<i>Eragrostis pectinacea</i> (Michx.) Nees	8
	<i>Muhlenbergia</i> sp.	1
	<i>Muhlenbergia ramulosa</i> (Kunth) Swallen	1
	<i>Jouvea pilosa</i> (Presl.) Scribn	29
	<i>Sporobolus pyramidatus</i> (Lam.) Hitchc.	2
	Erhartoideae	<i>Oryza perennis</i> Moench.
Panicoidea	<i>Cenchrus echinatus</i> L.	6
	<i>Cenchrus multiflorus</i> J. Presl.	4
	<i>Digitaria aff. filiformis</i> (L.) Koeler	7
	<i>Eleusine multiflora</i> Hochst. Ex A. Rich.	1
	<i>Lasiacis nigra</i> Davidse	1
	<i>Mesosetum pittieri</i> A. Hitch.	8
	<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	28
	<i>Setaria latifolia</i> (Scribn.) W. Herrm.	2
	<i>Trachypogon plumosus</i> (Humb. & Bonpl. Ex Will.) Nees	10
	<i>Zuloagaea bulbosa</i> (Kunth) Bess	2
No determinada	spPO30	2
	spPO31	2
	spPO32	2
	spPO34	2

Cuadro 10. Valores de densidad, cobertura y frecuencia relativas (en porcentaje), y valor de importancia de cada una de las especies de pastos registrados en las líneas de Canfield establecidas en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. RD_i=Densidad relativa; RC_i=cobertura relativa; Rf_i=frecuencia relativa; IV_i = valor de importancia.

Espece	RD_i	RC_i	Rf_i	IV_i
<i>Bouteloua aristidoides</i> (Kunth) Griseb. var. <i>aristidoides</i>	1.3	3.3	2.0	6.6
<i>Bouteloua barbata</i> Lag.	0.5	1.3	1.0	2.8
<i>Bouteloua chondrosioides</i> (Kunth) Benth	2.8	5.0	5.6	13.3
<i>Bouteloua hirsuta</i> Lag. var. <i>hirsuta</i>	1.1	3.0	3.5	7.7
<i>Bouteloua</i> sp.	20.1	0.0	3.0	23.1
<i>Bouteloua radicata</i> (E. Fourn.) Griffiths	7.8	20.1	11.6	39.5
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	2.0	0.0	3.0	5.1
<i>Cenchrus multiflorus</i> J. Presl.	0.4	1.0	1.0	2.4
<i>Chloris virgata</i> Sw.	0.1	0.3	0.5	1.0
<i>Digitaria aff. filiformis</i> (L.) Koeler	0.9	1.7	3.5	6.1
<i>Eragrostis intermedia</i> Hitchc.	11.2	19.6	19.2	49.9
<i>Eragrostis maypurensis</i> (Kunth) Steud	0.1	0.0	0.5	0.6
<i>Eragrostis pectinacea</i> (Michx.) Nees	1.0	2.6	2.0	5.7
<i>Eleusine multiflora</i> Hochst. Ex A. Rich.	0.1	0.0	0.5	0.6
<i>Jouvea pilosa</i> (Presl.) Scribn	34.3	0.1	14.6	49.1
<i>Mesosetum pittieri</i> A. Hitch.	1.7	4.3	4.0	10.0
<i>Mulhenbergia</i> sp.	0.1	0.0	0.5	0.6
<i>Muhlenbergia ramulosa</i> (Kunth) Swallen	0.1	0.3	0.5	1.0
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	11.2	29.1	14.1	54.4
<i>Trachypogon plumosus</i> (Humb. & Bonpl. Ex Will.) Nees	1.8	4.6	5.1	11.5
<i>Zuloagaea bulbosa</i> (Kunth) Bess	0.4	1.0	1.0	2.4
spPO30	0.8	2.0	2.0	4.8
spPO34	0.1	0.3	0.5	1.0
spPO31	0.1	0.3	0.5	1.0

La caracterización florística de las sabanas y pastizales inducidos que componen el hábitat de la liebre, muestra que existe una gran riqueza de pastos. Sin embargo, solo 5 de las especies de pastos que consume la liebre fueron encontrados en los muestreos, aunque son las especies con los mayores valores de importancia (*Eragrostis intermedia* Hitchc., *Jouvea pilosa* (Presl.) Scribn, *Bouteloua hirsuta* Lag., *Bouteloua aristidoides* (Kunth) Griseb. y *Cenchrus echinatus* L.).

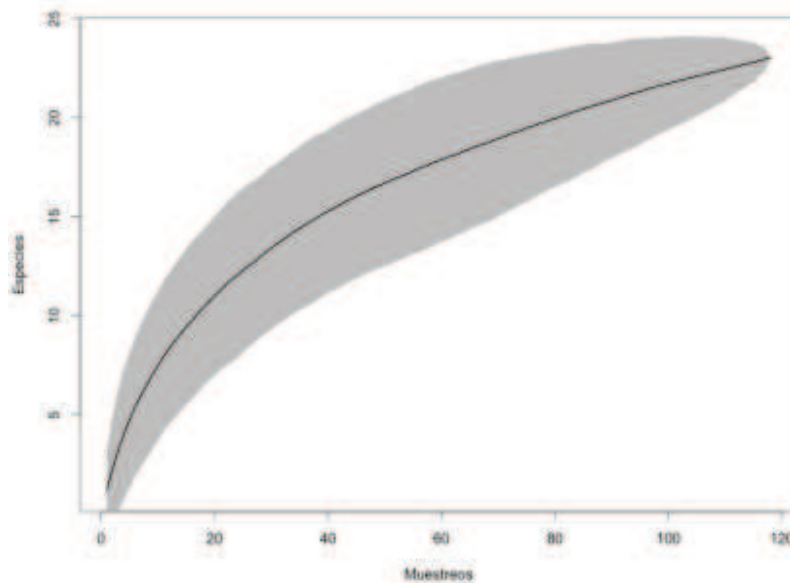


Figura 6. Curva de acumulación de especies de los pastos en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, registrados en las líneas de Canfield utilizando el estimador de Chao.

Modelos de distribución de especies

Requerimientos ambientales de *Lepus flavigularis*. De acuerdo con los registros de presencia de *L. flavigularis* durante 2014, se estima que la liebre habita en zonas con poca pendiente ($0-7.34^\circ$), y se encuentra en áreas con temperaturas promedio anual de 27.15°C y una precipitación anual de 1,149.5 mm. Con el modelo HadGem2 los valores de temperatura promedio estiman incrementos, de 2.8°C con el escenario 4.5 y de hasta 4.3°C con el escenario

8.5 al 2070, respecto al reportado en el 2014, a diferencia de la precipitación promedio que estima reducciones, ya que va de una precipitación promedio de 1,149.5 mm en el 2014, a 1,056.5 mm con el escenario 4.5 y de 980.5 mm con el escenario 8.5 para el 2070 (Cuadro 11).

Cuadro 11. Valores promedio de las condiciones de temperatura (°C) y precipitación (mm) para 2014 en los sitios donde *Lepus flavigularis* ha sido registrada, y las posibles condiciones en el 2050 y 2070, de acuerdo con el modelo HadGEM2-ES para los escenarios 4.5 y 8.5, en el Istmo de Tehuantepec, en Oaxaca, México.

Variable	2014	Escenario 4.5		Escenario 8.5	
		2050	2070	2050	2070
Temperatura promedio anual (BIO1)	27.15	29.45	30.0	30.15	31.5
Rango promedio diario (BIO2),	107	108	109	109	108.5
Estacionalidad de la temperatura (BIO4)	12.97	14.63	14.85	15.15	16.84
Temperatura mínima en el mes más frío (BIO6)	19.2	21.25	21.7	21.95	23.15
Rango anual de la temperatura (BIO7)	15.75	15.85	16.0	16.0	16.15
Temperatura promedio del trimestre más seco (BIO9)	25.3	27.5	28.05	28.1	29.5
Precipitación anual (BIO12)	1149.5	1023.5	1056.5	1057	980.5
Precipitación del mes más húmedo (BIO13)	299.5	264	270.5	260.5	240
Precipitación estacional (BIO15)	111	107.5	105.5	105	104
Precipitación del trimestre más húmedo (BIO16)	703.5	630.5	596	581	542.5
Precipitación del trimestre más cálido (BIO18)	345.5	395.5	369	388	493.5

Contribución de las variables. Los modelos de distribución potencial generados para los pastos, muestran que la variable con mayor contribución a la construcción de los modelos fue la oscilación diaria de la temperatura, para los 3 años (2014, 2050 y 2070), y los dos escenarios analizados, seguidos por BIO16 en el 2014, y 2070 con el escenario 4.5, BIO13 para el 2050 con el escenario 4.5, BIO 19 para el 2050 con el escenario 8.5 y la isothermalidad para el 2070 con el escenario 8.5 (Cuadro 12). En el caso de las liebres las variables con mayor contribución fueron la precipitación del trimestre más cálido en el 2014 y 2070 con el escenario 8.5, y la precipitación

del mes más húmedo en el 2050 para los escenarios 4.5 y 8.5, y el año 2070 con el escenario 4.5. Seguidos de oscilación diurna de la temperatura en el 2014, oscilación anual de la temperatura en el 2050 con el escenario 4.5 y 2070 escenario 8.5, temperatura mínima del mes más frío en el año 2070 con el escenario 8.5 y precipitación del mes más húmedo para el 2050 con el escenario 8.5 (Cuadro 13).

Distribución potencial de los pastos. Los modelos de distribución potencial de las ocho especies de pastos analizados, estimaron una superficie de 9,991 ha en el 2014 (Fig. 7), con un incremento del 124% de su distribución en el futuro a 22,394.1 ha en el 2050 y de 191% con una superficie de 29,036.3 ha en el 2070 con el escenario 4.5. Asimismo, el escenario 8.5 estima una mayor superficie con un incremento del 169% a 26,876.7 ha en el 2050 y de 176% con 27,614.6 ha en el 2070 (Fig. 8).

Distribución potencial de *Lepus flavigularis*. El modelo de distribución potencial de la liebre de Tehuantepec estimó una superficie de 13,672 ha adecuadas para la presencia de *L. flavigularis* en el 2014 (Fig. 9), con un incremento del 23% en el área de su distribución en el futuro a 16,842 ha en el 2050 y de 11.4% a 15,226 ha en el 2070 con el escenario 4.5, y de 4.4% a 14,275 ha en el 2050 y 8.6% a 14,850 ha en el 2070 con el escenario 8.5 (Fig. 10).

Distribución potencial de los pastos y *Lepus flavigularis*. La superposición de las superficies aptas para los pastos y la liebre de Tehuantepec según los modelos de distribución, dió como resultado las áreas de simpatria, que representan la distribución potencial del hábitat adecuado y recurso alimenticio para la liebre. El área adecuada para la presencia de la liebre y de su recurso alimenticio según los modelos estimó una superficie de 9,274 ha (Fig.11), en el escenario actual (2014), y para los modelos en el futuro con el escenario 4.5 estima una reducción de la superficie disponible a 7,510 ha, en el 2050 y un incremento a 11,071 ha en el 2070. Sin

embargo, con el escenario 8,5 estiman incrementos de la superficie adecuada con 11,649 ha en el 2050 y 10,111 ha en el 2070 (Fig. 12).

Cuadro 12. Contribución de las variables en los modelos de los pastos elaborados para el 2014, 2050, 2070 con los escenarios 4.5 y 8.5. Valores más altos en negritas.

Variable	Escenario 4.5			Escenario 8.5	
	2014	2050	2070	2050	2070
Oscilación diurna de la temperatura (BIO2)	29.9	26.4	29.0	27.6	31.5
Isotermalidad (BIO3)	0.4	0.4	0.8	4.4	20.5
Estacionalidad de la temperatura (BIO4)	9.9	11.0	10.6	2.8	2.5
Oscilación anual de la temperatura (BIO7)	0.7	2.8	1.7	2.0	1.6
Temperatura media del trimestre más cálido (BIO10)	6.8	7.9	4.4	4.8	2.1
Precipitación del mes más húmedo (BIO13)	0.8	20.6	9.0	5.2	3.5
Precipitación del mes más seco (BIO14)	3.7	0.9	0.1	0.5	0.4
Estacionalidad de la precipitación (BIO15)	2.8	4.4	0.3	0.2	2.5
Precipitación del trimestre más lluvioso (BIO16)	25.8	0.8	22.0	20.5	18.3
Precipitación del trimestre más cálido (BIO18)	7.2	7.1	1.8	2.3	0.3
Precipitación del trimestre más frío (BIO19)	6.8	12.7	14.4	22.5	10.5
Pendiente	5.3	5.0	5.9	7.2	6.3

Cuadro 13. Contribución de las variables a los modelos de *Lepus flavigularis* elaborados para el 2014, 2050, 2070 con los escenarios 4.5 y 8.5. Valores más altos en negritas

Variable	Escenario 4.5			Escenario 8.5	
	2014	2050	2070	2050	2070
Temperatura media anual (BIO1)	2.5	1.0	0.2	3.8	1.4
Precipitación anual (BIO12)	6.4	5.7	6.9	15.0	4.9
Precipitación del mes más húmedo (BIO13)	15.0	28.1	27.1	15.3	5.3
Estacionalidad de la precipitación (BIO15)	2.4	4.2	13.3	2.6	3.3
Precipitación del trimestre más lluvioso (BIO16)	8.3	6.4	7.0	9.7	14.0
Precipitación del trimestre más cálido (BIO18)	20.1	5.4	3.3	3.6	23.8
Oscilación diurna de la temperatura (BIO2)	13.8	11.2	9.3	12.4	10.0
Estacionalidad de la temperatura (BIO4)	9.8	10.2	7.8	5.6	13.1
Temperatura mínima del mes más frío (BIO6)	9.2	6.3	18.4	8.4	2.1
Oscilación anual de la temperatura (BIO7)	4.0	11.7	0.7	9.7	17.0
Temperatura media del trimestre más seco (BIO9)	7.0	6.0	2.3	11.3	3.2
Pendiente	1.5	3.9	3.6	2.8	2.0

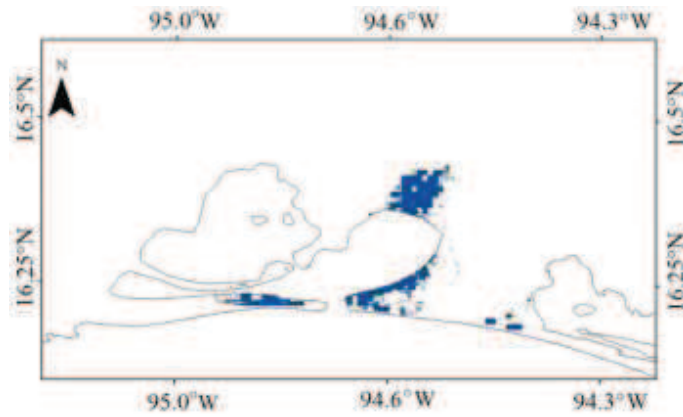


Figura 7. Distribución potencial de los pastos que consume la liebre de Tehuantepec (en azul), en el año 2014, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

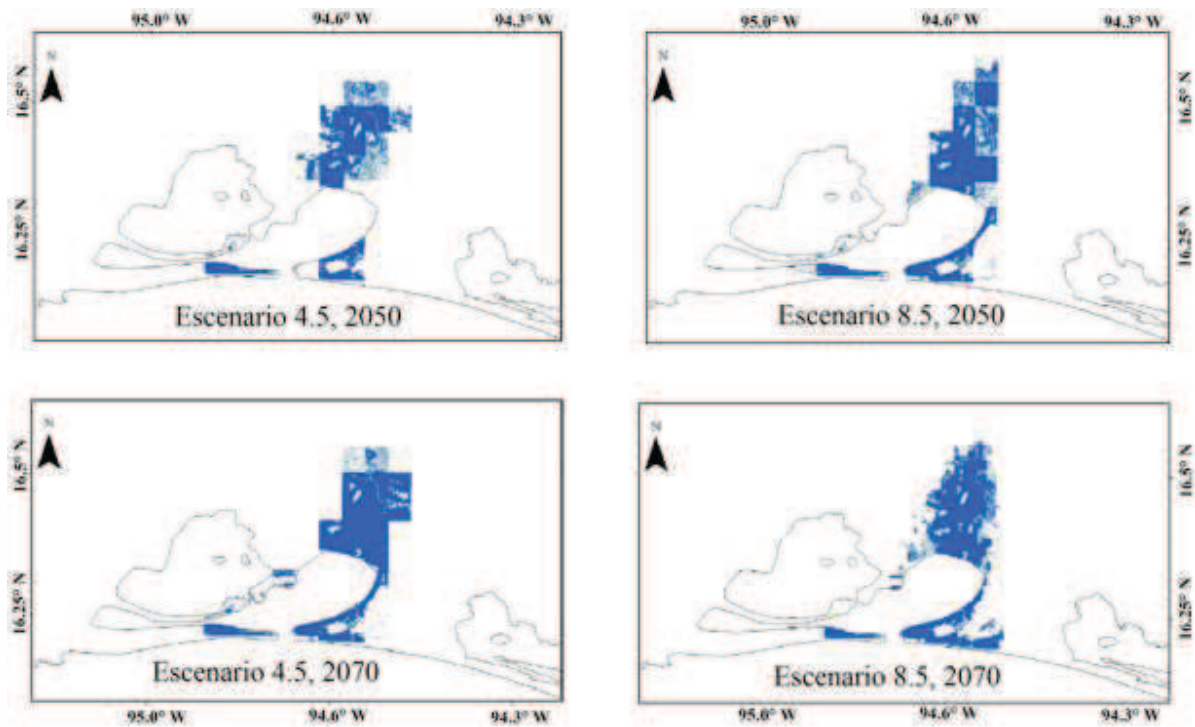


Figura 8. Distribución potencial de los pastos que consume la liebre de Tehuantepec, en el 2050 y 2070 con el modelo Had-Gem2-Es escenario 4.5 y 8.5, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

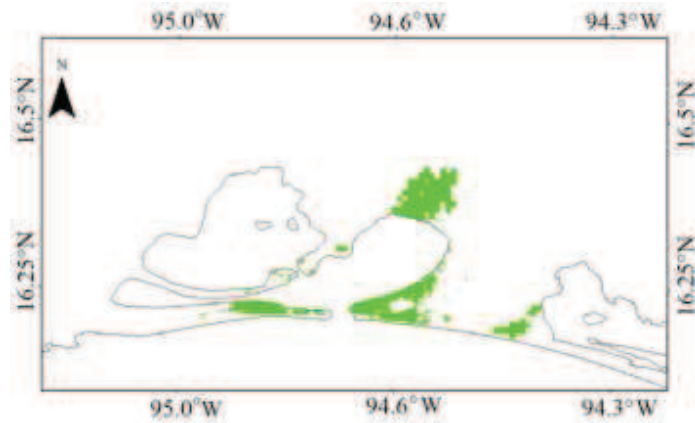


Figura 9. Distribución potencial de la liebre de Tehuantepec (en verde), en el 2014, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

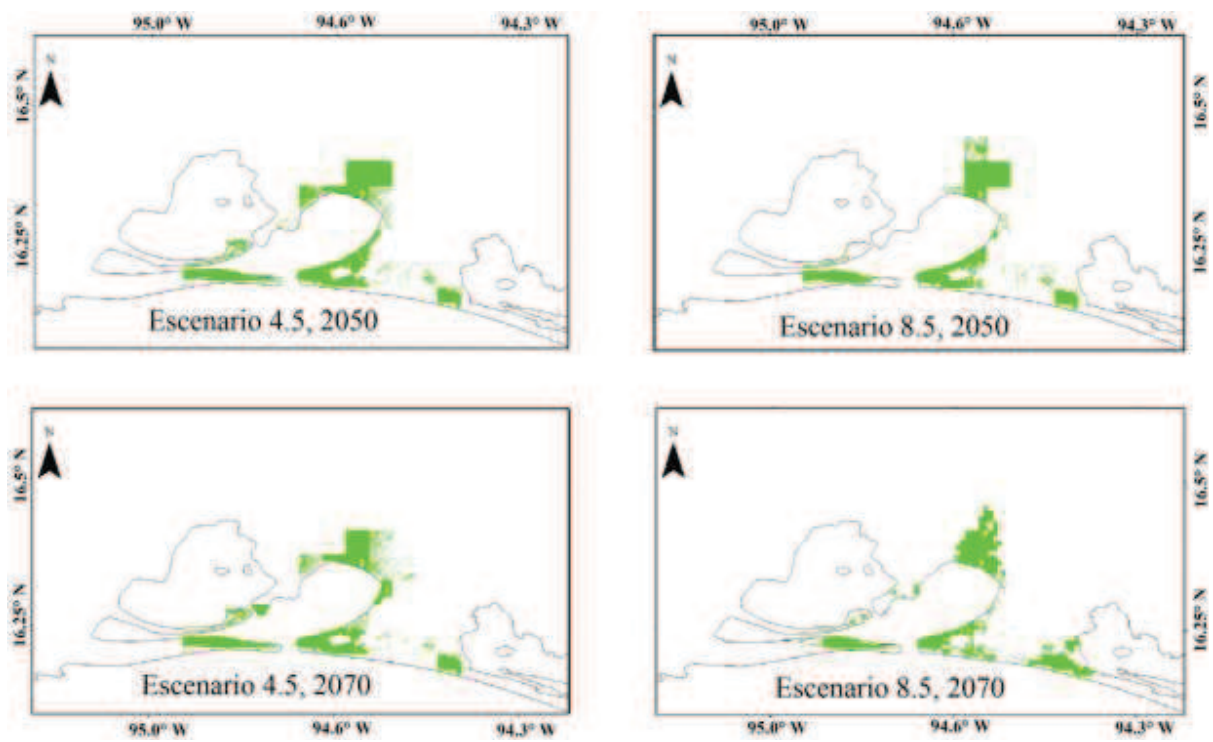


Figura 10. Distribución potencial de la liebre de Tehuantepec (en verde), en el 2050 y 2070 con el modelo Had-Gem2-Es escenario 4.5 y 8.5, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

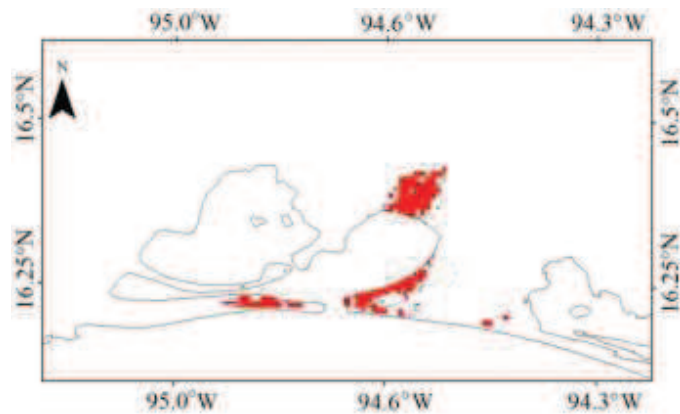


Figura 11. Distribución potencial de *L. flavigularis* y los pastos que consume (en rojo) para el año 2014, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

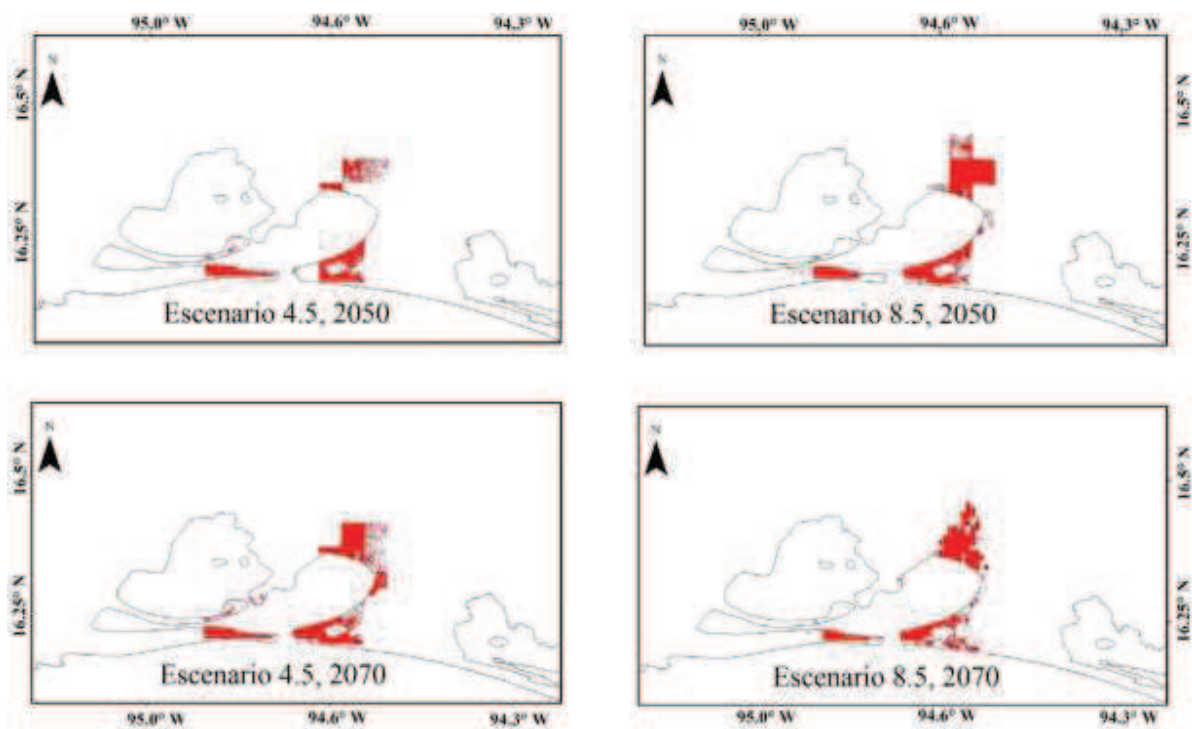


Figura 12. Distribución potencial de *L. flavigularis* y los pastos que consume (en rojo) en el 2050 y 2070 con el modelo Had-Gem2-Es en los escenarios 4.5 y 8.5, en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

DISCUSION

En los periodos estudiados, en general las coberturas vegetales naturales (sabana, selvas y bosques) tienden a reducir su superficie, ya que presentan tasas de cambio negativas, a diferencias de los usos del suelo como la cobertura agrícola, los asentamientos humanos, pastizal inducido y la vegetación secundaria que muestran tasas de cambio positivas (incremento de superficie), lo que coincide con lo reportado en otras partes del país. Por ejemplo, en un estudio que abarca ocho estados del sureste de México (Cairns *et al.* 2000), y análisis similares realizados en Ixmiquilpan, Hidalgo (Zenil 2009), en el estado de México (Pineda *et al.* 2009), en Nayarit (Nájera *et al.* 2010) y en la región Huasteca (Peralta-Rivero *et al.* 2014), los usos antrópicos (asentamientos humanos) y la vegetación perturbada (pastizal inducido) presentaron incrementos, mientras que los tipos de vegetación natural presentaron pérdidas de superficie (Veldkamp y Lambin 2001; Myint *et al.* 2010; Mas y Flamenco 2011).

En la región Huasteca, se encontró que el 17.84% (11718.82 km²), de su superficie sufrió cambios, siendo la agricultura y la creación de zonas de forraje las principales actividades inducidas por el hombre que provocaban la modificación del paisaje (Peralta-Rivero *et al.* 2014). Este incremento de los usos del suelo, tiene graves consecuencias en los ecosistemas, tan solo los asentamientos humanos pueden provocar además de la reducción de las coberturas vegetales naturales, la degradación de la tierra (Myint *et al.* 2010), disminución de acuíferos (Schteingart y Salazar 2003) y la degradación de cuencas como la del Lago de Cuitzeo en Michoacán (López-Granados *et al.* 2002). En un estudio sobre análisis comparativo de los patrones espaciales y velocidad de cambio de uso del suelo con relación a la degradación del terreno, deforestación y crecimiento urbano en distintos periodos de tiempo (1958-1995, 1995-2000), se encontró que los asentamientos urbanos tenían un rápido crecimiento, debido al crecimiento económico regional, lo que provocaba la disminución de las coberturas vegetales como los bosques, las zonas

agrícolas y los pastizales, además de que provocaban la degradación de los suelos (Myint *et al.* 2010). Lo mismo puede observarse en el área de estudio, ya que, los asentamientos humanos estimaron las mayores tasas de incremento positivas en todo el periodo de estudio, y puede observarse el crecimiento desmedido de poblaciones urbanas como Juchitán y Salina Cruz.

Asimismo, los asentamientos humanos y la agricultura, provocan la deforestación de la vegetación natural (eliminación de la cobertura vegetal arbórea, arbustiva o herbácea; Mas *et al.* 2004). Tan solo en México, la vegetación primaria entre 1976-1993 se redujo a 54% de su superficie original, con una tasa de cambio de 946,146 ha/año (Mas *et al.* 2004). Asimismo, en la Sierra Norte de Oaxaca, se reportó una tasa de deforestación del 3% anual de los bosques tropicales y templados (Gómez-Mendoza *et al.* 2006). La principal amenaza de estos bosques tropicales es la transformación a pasturas y tierras agrícolas, porque estas actividades humanas están subsidiadas por programas gubernamentales (Martínez 2005). Aunque los pobladores en la zona costera del Istmo de Tehuantepec son pescadores por tradición, en los últimos años la agricultura se ha convertido en una actividad importante para la generación de ingresos, que ha eliminado espacios importantes de cobertura vegetal necesarios para las poblaciones de fauna silvestre (Vargas 2001; Lorenzo *et al.* 2000).

La creación de nuevas áreas para la actividad agrícola ha sido muy marcada en el área de estudio (incremento del 20% de su superficie desde 1986 al 2012 a 27,097 ha), inicialmente para el cultivo de maíz; sin embargo, debido a las condiciones físicas y ambientales (suelo arenoso, sequías intensas, lluvias intensas en cortos periodos de tiempo), actualmente se ha incrementado el cultivo de sorgo, tendencia que continuará debido a los bajos ingresos y falta de oportunidad de empleo de los pobladores locales (Vargas 2001; Lorenzo *et al.* 2006; Rioja *et al.* 2012).

La modificación de las coberturas vegetales naturales hacia la agricultura o ganadería, ha provocado la fragmentación, disminución y degradación de los hábitats para la fauna silvestre. La

fragmentación de los hábitats favorece la formación de parches de vegetación aislados, con menores áreas a la original y rodeados por una matriz a veces inhóspita o poco permeable (Bender *et al.* 1998), que puede ocasionar problemas de colonización, flujo genético o extinciones locales de las especies de fauna si las migraciones son raras o nulas por el aislamiento y tamaño de los parches (Nupp y Swihart 2000; Smith y Hellmann 2002). Tal es el caso de *L. flavigularis* que ha sufrido una reducción de su hábitat por la expansión de los asentamientos humanos, fragmentación y reducción de su hábitat (sabanas) que la han colocado en riesgo de desaparecer por el aislamiento geográfico y genético (Lorenzo *et al.* 2006). Otro caso es el del puercoespín (*Sphiggurus mexicanus*) en el área de estudio, que también ha sufrido una reducción y fragmentación de su hábitat (selva baja subperennifolia), así como la pérdida de conectividad entre fragmentos por la expansión de zonas agrícolas (Lorenzo *et al.* 2014). Asimismo, en otros lugares del mundo se han reportado efectos de los cambios de uso del suelo sobre la fauna. Un caso específico es el gato montés sudamericano (*Leopardus geoffroyi*), que mostró una tasa de supervivencia y densidad bajas, una mayor proporción de machos, áreas de actividad mayores en las hembras y tasas de emigración mayores en campos ganaderos en comparación con un área protegida (Pereira 2009).

La sabana es un tipo de vegetación de importancia para la liebre, desafortunadamente la sabana se encuentra fuertemente amenazada por la agricultura (*e.g.*, cultivos de sorgo y maíz) y ganadería, actividades que han llevado a su degradación y reducción, como se estimó en los tres periodos de análisis considerados en este trabajo (1986 al 2014), al cambiar a agricultura, pastizal inducido o vegetación secundaria. De continuar con esta tasa de cambio, la sabana podría perder en los próximos 58 años hasta el 80.8 % (15, 282 ha) de su superficie estimada en este trabajo para el 2012 (18,909 ha), lo que representaría una grave reducción del hábitat de la liebre, al 2070, ya que, si las comparamos con las superficies estimadas para la liebre en este año con los

escenarios 4.5 (15,226 ha) y 8.5 (14,850 ha), se estaría perdiendo la totalidad del hábitat adecuado.

En el caso del pastizal inducido, es posible observar que es una cobertura vegetal en constante cambio, y aunque se ha reportado que la deforestación, el abandono de sitios agrícolas, el fuego y la ganadería pueden favorecer su expansión, en este estudio no fue así, ya que, solo se registró un ligero incremento de su superficie en el periodo total de estudio (1986-2012), además la apertura de nuevas zonas de pastizal inducido podría no ser benéfica para el establecimiento de la liebre porque estas zonas sufren cambios en la composición de especies vegetales (Rzedowski 2006; Estrada-Castillón *et al.* 2010).

Los incendios forestales, en el área de estudio ha sido otro de los factores de cambio y degradación de las coberturas del suelo, ya que en los últimos años se ha incrementado el uso del fuego para la eliminación de las coberturas vegetales como las selvas bajas caducifolia y espinosa, para el cultivo de maíz y sorgo. Además, en la zona se practican los incendios, para provocar el rebrote del pasto que sirve de alimento al ganado, y quemas agrícolas no controladas que provocan incendios forestales (Vargas 2000; Lorenzo *et al.* 2000; CONABIO 2006). El uso del fuego en las actividades agropecuarias, elimina la capa orgánica del suelo y es la causa del 48% de los incendios forestales (CONABIO 2006). El cambio de uso del suelo para actividades agropecuarias, así como los incendios forestales han sido de las principales causas de la destrucción de áreas extensas de bosque y zonas áridas en las distintas regiones de Oaxaca, principalmente en el Istmo de Tehuantepec (González *et al.* 2004; INEGI 2005).

La ganadería es otra de las actividades que se practica en el área de estudio, actividad que se ha incrementado, al convertir las coberturas naturales como las sabanas y selvas a potreros (Lorenzo *et al.* 2006; Rioja *et al.* 2012), provocando la desaparición de los pastos nativos y la modificación de la composición de las especies vegetales como en otras partes del país

(Anderson 2006; CONABIO 2006; Rzedowski 2006; Estrada-Castillón *et al.* 2010). En las zonas áridas y semiáridas en México, la ganadería ha alterado el 95% de los pastizales naturales y ha provocado además la eliminación de especies vegetales nativas de alto valor forrajero y fomentado la dominancia de la flora invasora y no apetecible por el ganado y la compactación del suelo (CONABIO 2006).

De acuerdo, con la caracterización de la vegetación, las áreas de sabana y pastizal inducido donde habita la liebre, se registraron un total de 31 especies de pastos, sin embargo, nueve de las especies de pastos consumidas por la liebre (*Eragrostis pilosa*, *Bouteloua dactyloides*, *Cathestecum brevifolium*, *M. microsperma*, *Digitaria ciliaris*, *Dactyloctenium aegyptium*, *Urochloa meziana*, *Paspalum notatum*, *Stipa eminens*; Lorenzo *et al.* 2011; Rioja *et al.* en revisión), no fueron registradas. Es necesario, un mayor muestreo de la zona, para conocer la riqueza y composición actual de las especies de pastos en la zona, ya que la composición vegetal tanto de los estratos herbáceo y arbustivo de la sabana, según los pobladores locales ha cambiado durante los últimos años (Juan Antonio, comm. pers.), probablemente por la introducción del ganado (Rzedowski 2006; CONABIO 2006). Aunque, el hecho de que las especies de pastos registradas con los mayores valores de importancia, sean las especies consumidas por la liebre nos podría indicar que existe alimento disponible para la liebre en estos sitios, así como cobertura vegetal para protegerse de condiciones climáticas, y que están determinando la presencia y distribución de *L. flavigularis* en la zona, como sucede con otras especies, como el conejo de los volcanes, *Romerolagus diazi*, ya que se ha mencionado que la disponibilidad de recursos para alimentación, reproducción y protección han sido factores determinantes en la distribución espacial, uso de hábitat y forma de su ámbito hogareño (Gibb 1993).

Los modelos de distribución potencial, elaborados únicamente con la variables climáticas y la pendiente, muestran los requerimientos climáticos (temperatura y precipitación) de la liebre y

de los pastos con los que se alimenta, lo que indica la importancia de estas variables en la delimitación del rango de distribución y del nicho ecológico de la liebre de Tehuantepec y de los pastos que consume. Asimismo, muestran los sitios (distribución potencial) donde se encuentran las condiciones climáticas adecuadas o aptas para la presencia de la liebre y de las ocho especies de pastos modeladas, obtenidas a partir de las condiciones presentes en los sitios donde se han registrado dichas especies. En el caso de los escenarios a futuro, el modelo HadGem con los escenarios 4.5 y 8.5 en el 2050 y 2070 estiman el incremento de la temperatura y una disminución de la precipitación en el área de estudio, con incrementos de temperatura de entre 2.8 °C hasta 4.3°C, para el 2070 con los escenarios 4.5 y 8.5, respectivamente. Por lo tanto, se estima que las zonas climáticas adecuadas para la liebre en el futuro podrían registrar temperaturas promedio de 30°C (rango 29.8-30.2 °C) o hasta 31.5°C (rango 31.3-31.7° C), según los dos escenarios analizados.

En este trabajo los modelos estimaron un incremento de las zonas climáticas adecuadas para la liebre, con los escenarios 4.5 (11.4%) y 8.5 (8.6%) para el 2070 (periodo de análisis 56 años: 2014-2070), y no se registraron modificaciones en su distribución latitudinal y altitudinal en el futuro. Estos resultados difieren del estimado previamente para la liebre, donde se estima una reducción del 45% de las zonas climáticas adecuadas para la liebre con movimientos latitudinales de alrededor de 1° hacia los polos y un incremento altitudinal promedio de alrededor de 450 m sobre un mayor periodo de tiempo (150 años; 1930 a 2080; Leach *et al.* 2015).

Las variables climáticas como la temperatura y precipitación están mostrando un papel de gran importancia en la construcción del nicho de los pastos y la liebre. Como se ha indicado en estudios previos, la temperatura y la precipitación han estado estrechamente relacionados con la reproducción y la densidad de los lagomorfos (conejos y liebres silvestres; Pévet 1987; Portales-Betancourt *et al.* 2012). En Texas, Estados Unidos, el pico de reproducción de los lagomorfos (de

enero a abril), coincidió con el incremento de la vegetación, determinada principalmente por la temperatura y la cantidad de precipitación (Dunn *et al.* 1982). Para *Lepus californicus* en Nuevo México, Estados Unidos y en la Reserva de la Biosfera de Mapimí en Durango, México, se reportaron diferencias en las densidades poblacionales entre años, debido a las variaciones de precipitación (Daniel *et al.* 1993, Portales-Betancourt *et al.* 2012). Para *L. flavigularis*, existe una fuerte relación positiva entre la estacionalidad y la reproducción, definida por el fotoperíodo (duración del día), la temperatura ambiente y la precipitación pluvial, ya que influye en el desarrollo testicular (Rioja *et al.* 2011) y como ocurre con otras liebres, como *L. californicus* influye en las fases de celo y estro (Portales *et al.* 2004, 2012).

El área de superposición de las especies de pastos y de la liebre, se considera como el hábitat adecuado para el establecimiento de *L. flavigularis*, en donde además de las condiciones climáticas, se esperaría encontrar el alimento de la liebre. Las zonas de hábitat adecuado para la liebre y los pastos, que no coinciden en el traslape, indican que existen sitios donde están las condiciones climáticas adecuadas para la liebre pero que no son climáticamente adecuadas para los pastos, como se observó en el escenario 4.5 para el año 2050, ya que se observa una reducción de la superficie del hábitat adecuado (7,510 ha) en comparación con el estimado en el 2014 (9,274 ha).

Aunque los modelos estiman un incremento de la distribución potencial en el futuro, estos sitios corresponden solo a zonas con condiciones climáticas (temperatura y precipitación) adecuadas para el establecimiento de los pastos y de la liebre, y no considera otras variables como los factores antropogénicos. En el caso de los pastos, los incrementos de temperatura y reducción de la precipitación (condiciones más secas), podrían beneficiar su distribución, debido a que son plantas con alta tolerancia a condiciones climáticas extremas (sequías y altas temperaturas; Collatz *et al.* 1998; Osborne 2008), así como, ser beneficiadas por las actividades

antropogénicas, ya que han permitido su expansión por la deforestación (Rzedowski 2006). Sin embargo, el caso de la liebre independientemente de las zonas climáticas disponibles, la presión de las actividades humanas no permitirá su expansión, ya que se ha reconocido que en las últimas décadas el aumento de la presión humana sobre los paisajes y hábitats naturales ha provocado la extirpación e incluso la extinción de especies (Naranjo y Dirzo 2009). Tal es el caso de *L. flavigularis*, ya que se ha documentado que factores antropogénicos no considerados en este estudio han provocado la disminución del área de distribución y abundancia de las poblaciones de *L. flavigularis* y han puesto en riesgo la permanencia de sus poblaciones en el área de estudio. Al grado de que en la actualidad solo existen cuatro poblaciones (Montecillo Santa Cruz, San Francisco del Mar Pueblo Viejo, Aguachil and Santa María del Mar; Lorenzo *et al.* 2006, 2014) con densidades relativamente bajas comparadas con otras especies del género *Lepus* (Lorenzo *et al.* 2000), que van desde los 3.9 individuos/km² hasta 26.3 individuos/km² (Vargas 2000; Farías 2004; Sántiz 2002, 2006; Lorenzo *et al.* 2008). Entre estos factores podemos mencionar los cambios de cobertura y usos del suelo, agricultura, ganadería, cacería, depredación por perros y la presencia de asentamientos humanos. Por ejemplo, los cambios de cobertura y usos del suelo, el aumento de los asentamientos humanos y la ganadería y la quema de pastizales para la agricultura de temporal, han provocado la fragmentación y reducción del hábitat de *L. flavigularis*, causando el aislamiento de sus poblaciones y poca variabilidad genética dentro de ellos, lo que ha agravado su situación (Flux y Angermann 1990; Cervantes 1993; Vargas 2000; Rico 2007; Carrillo 2009). Tan solo la agricultura, ha sido una actividad de gran impacto en el área de estudio, ya que fue la cobertura con mayor superficie en el periodo analizado (1986-2012) y continúa incrementando como se observó en campo en la población de Montecillo Santa Cruz, donde se está eliminando la vegetación para la implementación de cultivos de sorgo (J. Antonio comm. pers.).

Es muy probable que el cambio climático afectará la disponibilidad de hábitat y alimento adecuado para *L. flavigularis* en el futuro, sin embargo, además del factor antropogénico, existen otras variables que pueden influir en la distribución de la liebre, como la presencia de barreras naturales y/o, interacciones bióticas (Levinsky *et al.* 2007), incluso se ha mencionado que las interacciones de las especies bajo el cambio climático, podría cambiar e influenciar mucho más la distribución potencial que la autoecología de la especie (Davis *et al.* 1998).

Factores tales como la reducción de la vegetación, depredación y el impacto de las actividades humanas (agricultura, ganadería, asentamientos humanos, cacería, incendios) son factores que han causado la reducción de la distribución de la liebre y de su hábitat, lo cual representa mayor riesgo para las especies amenazadas o de distribución restringida, ya que pueden conducir a la reducción del tamaño de sus poblaciones y la posibilidad de la deriva genética (McCarty 2001) y finalmente a la extirpación de las poblaciones o extinción de la especie. Por lo tanto, el efecto o impacto de las variables antropogénicas en las poblaciones y hábitat de la liebre podrían ser más dañinos y estar actuando en un periodo de tiempo más corto que el cambio climático.

RECOMENDACIONES

Se requieren acciones de reforestación, control de erosión, manejo de los cultivos con prácticas agrícolas amigables con el ambiente, y planeación y regulación del crecimiento urbano para asegurar un desarrollo sustentable en la zona (Menon *et al.* 2001; Myint *et al.* 2010). Los pastos nativos son un recurso de gran valor económico y ecológico, por su contribución como alimento de muchas especies de fauna tanto doméstica como silvestre, por lo tanto se deben establecer estrategias para su uso sustentable y controlado, sobre todo si se espera que el cambio climático favorezca su permanencia y permita un incremento de su distribución en el futuro. En

el caso de las asociaciones vegetales dominadas por pastos, en el área de estudio resulta importante y necesario proteger las sabanas, ya que es una asociación vegetal con gran diversidad y que es el sustento como hábitat o alimento de algunas especies de fauna silvestre como la liebre. La creación de una reserva comunitaria, podría ser de utilidad, ya que hasta ahora los usos del suelo han provocado la reducción de su superficie y de su diversidad lo cual provoca también impactos negativos en la fauna que depende de ella. En el caso de los pastizales inducidos, es necesario, evitar la apertura de mayores zonas ya que esto está implicando la eliminación de coberturas forestales que son de mayor utilidad en el área de estudio para mantener el equilibrio ecológico de los ecosistemas. Asimismo, es necesario mantener un control adecuado de las zonas de pastizales inducidos ya existentes, sobre todo porque estas áreas están modificando la diversidad de especies vegetales.

Por lo tanto, el establecimiento de una reserva ecológica comunal, administrada por las autoridades locales y con asesoría técnica de personal académico es una opción, para evitar que continúe la reducción del hábitat de la liebre y contribuir con la protección de la especie y de las sabanas. Las áreas protegidas locales han demostrado tener fortalezas relacionadas con la apropiación del territorio y el patrimonio de los recursos naturales por parte de las comunidades, así como una mejora en la calidad de vida de los pobladores locales, ya que se encuentran en una situación socioeconómica pobre y con faltas de oportunidades de trabajo (Vargas 2001).

LITERATURA CITADA

- Accatino, F., C. Michele, R. Vezzoli, D. Donzelli y R. J. Schole. 2010. Tree-grass co-existence in savanna: Interactions of rain and fire. *Journal of Theoretical Biology* 267:235-242.
- Alfaro, G. 2004. Suelos. En: A. J. García-Mendoza, M. J., Ordóñez y M. Briones-Salas. eds. Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza - World Wildlife Fund, México, p. 55-65.
- Anderson, R. C. 2006. Evolution and origin of the Central Grassland of North America: climate, fire, and mammalian grazers. *Journal Torrey Botanical Society* 133:626-647.
- Anderson, S. y A. Gaunt. 1962. A Classification of the White-sided Jackrabbits of México. *American Museum Novitates* 2088:1-16.
- Aragón, L. 2001. Etapa final de la captura y catalogación del Herbario del Instituto de Ecología, AC, Centro Regional del Bajío. Instituto de Ecología, A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. Q017
- Arriaga, L. y L. Gómez. 2004. Posibles efectos del cambio climático en algunos componentes de la biodiversidad de México. En: J. Martínez y A. Fernández. comp. Cambio Climático: una visión desde México. INE/Semarnat, México, p. 255-278.
- Beckage, B., L. J. Gross y P. William. 2006. Modelling responses of pine savannas to climate change and large-scale disturbance. *Applied Vegetation Science* 9:75-82.
- Beetle, A. 1987. Noteworthy grasses from Mexico. XIII. *Phytologia* 63:209-297.
- Bender, D.J., T.A. Contreras y L. Fahrig. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79:517-533.
- Benito de Pando, B. y J. Peñas de Giles. 2007. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus* 7:100-119.

- Bocco, G. M., E. Mendoza y O. Maser. 2001. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. Boletín. Investigaciones Geográficas 44:18-38.
- Brower, J. E., J. H. Zar y C. N. von Ende. 1995. Field and Laboratory Methods for General Ecology. William C. Brown Publishers. USA. 243 pp.
- Cairns, M.A., P.K. Haggerty, R. Alvarez, B. J. de Jong y I. Olmsted. 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: a region's contribution to the global carbon cycle. Ecological Applications 10:1426-1441.
- Canfield, R. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. Journal of Forestry 39:338-394.
- Carrillo, A. 2009. Uso de hábitat de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca. Tesis de Doctorado. El Colegio de La Frontera Sur. 134 pp.
- Carrillo-Reyes, A., C. Lorenzo, E. J. Naranjo, M. Pando, y T. Rioja. 2010. Home range dynamics of the Tehuantepec Jackrabbit in Oaxaca, Mexico. Revista Mexicana de Biodiversidad 81:143-151.
- Carrillo-Reyes, A., C. Lorenzo, T. Rioja-Paradela, E. Naranjo y M. Pando. 2012. Uso de hábitat de la liebre en peligro de extinción, *Lepus flavigularis*: implicaciones para su conservación. Theria 3:113-125.
- Cayuela, L., D.J. Golicher, A.C. Newton, M. Kolb, F.S. de Albuquerque, E.J. Arets, J.R.M. Alkemade y A. M. Pérez. 2009. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. Tropical Conservation Science 2:319-352.
- Cervantes, F. 1993. *Lepus flavigularis*. Mammalian Species 423:1-3.

- Cervantes, F. A. y F. X. González. 1996. Los conejos y liebres silvestres de México. En: A. Velázquez, F. J. Romero y J. López. comp.. *Ecología y Conservación del Conejo Zacatuche y su Hábitat*. UNAM y Fondo de Cultura Económica. México, p. 17-25. Cervantes, F. A., C. Lorenzo, V. Farías, y J. Vargas. 2008. *Lepus flavigularis* IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2.
- Cervantes, F. A. y L. Yépez. 1995. Species richness of mammals from the vicinity of Salina Cruz, coastal Oaxaca, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ser. Zoología* 66:113-122.
- Chapman, G. P. 1998. *The biology of grasses*. Cab International. New York. USA. 273 pp.
- Chapman, J. A., K. Dixon, W. López-Forment y D. Wilson. 1983. The New World Jackrabbits and hares (genus *Lepus*). 1. Taxonomic history and populations status. *Acta Zoológica Fenica*, 174:49-51.
- Chamaillé-Jammes, S. y W. J. Bond. 2010. Will global change improve grazing quality of grasslands? A call for a deeper understanding of the effects of shifts from C₄ to C₃ grasses for large herbivores. *Oikos* 119:1857-1861.
- Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11:256-270.
- Collatz, G. J., J. A. Berry y J. S. Clark. 1998. Effects of climate and atmospheric partial pressure on the global distribution of C₄ grasses: present, past and future. *Oecologia* 114:441-454.
- CONABIO. 2006. *Capital natural y bienestar social*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

- Daniel, A., J. Holechek, R. Valdez, A. Tembo, L. Saiwana, M. Fusco y M. Cardenas. 1993. Jackrabbit densities on fair and good condition Chihuahuan desert range. *Journal Range Management* 46:524–528.
- Davis, A., L. Jenkinson, J.H. Lawton, B. Shorrocks y S. Wood. 1998. Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature* 391:783-786.
- Davis, J.I. 2004. Poaceae or Gramineae. In: Smith, N., S.A. Mori, A. Henderson, d.W Stevenson y S.V. Heald. eds. *Flowering plants of the Neotropics*. New York Botanical Garden. Princeton University Press. Princeton y Oxford, p. 470-473.
- Dávila A.P., M.T. Mejía-Saulés, M. Gómez-Sánchez, J. Valdés-Reyna, J.J. Ortiz, C. Morín, J. Castrejón y A. Ocampo. 2006. *Catálogo de las Gramíneas de México*. Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.
- Dunn, P. J., J. A. Chapman y R. E. Marsh. 1982. Jackrabbits (*Lepus californicus* and Allies). En: J. A. Chapman y G. A. Feldhamer. eds. *Wild Mammals of North America*. Johns Hopkins, Baltimore, p. 124-145.
- Duckworth, J. C., R. G. H. Bunce y A. J. C. Malloch. 2000. Modelling the potential effects of climate change on calcareous grasslands in Atlantic Europe. *Journal of Biogeography* 27:347-358.
- Edenhofer, O., R. P. Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Eickemeier, P. Matschoss, G. Hansen, S. Kadner, S. Schlomer, T. Zwickel y C. von Stechow. 2012. *Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. USA.
- Edwards, E. y C. J. Still 2008. Climate, phylogeny and the ecological distribution of C4 grasses *Ecology Letters* 11: 266–276.

- Elith, J. y J. R. Leathwick. 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review Ecological Evolution System* 40: 677–97.
- Elith, J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y.E. Chee y C. J. Yates. 2010. A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity and Distribution* 17:43–57.
- Ehleringer, J. R. y R. K. Monson. 1993. Evolutionary and ecological aspects of photosynthetic pathway variation. *Annual Review of Ecological Systems* 24:411-439.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10, Environmental Systems Research Institute, Redlands, California, EE.UU.
- Estrada-Castillón, E., L. Scott-Morales, J. A. Villarreal-Quintanilla, E. Jurado-Ybarra, M. Cotera-Correa, C. Cantú-Ayala y J. García-Pérez. 2010. Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus*): diversidad y endemismo de especie. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:401–416.
- FAO. 1996. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. *FAO Forestry Paper*, vol. 130.
- Farias, V. 2004. Spatio temporal ecology and habitat selection of the critically endangered tropical hare (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, México. Tesis de doctorado. University of Massachusetts. USA. 136 pp.
- Ferrier, S. y A. Guisan. 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology* 43:393-404.
- Fielding, H.A. y J.F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of predictions errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38–49.
- Flux, J.E.C. y R. Angermann. 1990. The hares and jackrabbits. En: J.A. Chapman and J.E.C. Flux. eds. *Rabbits, hares and pika. Status survey and Conservation Action Plan.*

International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland, p. 61-94.

Gallina-Tessaro, S. 2012. Características y evaluación del hábitat. En: Gallina–Tessaro, S. y C. López–González. eds. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Instituto de Ecología, A.C., Universidad Autónoma de Querétaro, INE–Semarnat. México, D.F, p. 255-283

García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía. UNAM. México. 264 pp.

GBIF (Global Biodiversity Information Facility). <http://www.gbif.org>

Giraldo-Cañas D. 2010. Distribución e invasión de gramíneas C₃ y C₄ (Poaceae) en un gradiente altitudinal de los Andes de Colombia. *Caldasia* 32: 65-86

Girardello, M., M. Griggio, M.J. Whittingham y S. P. Rushton. 2010. Models of climate associations and distributions of amphibians in Italy. *Ecol Res* 25:103–111.

Gibb, J.A. 1993. Sociality, time and space in a sparse population of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology* 229:581–607.

Glavac, V., C. Grillenberger, W.Hakes y H. Ziezold. 1992. On the nature of vegetation boundaries undisturbed flood plain forest communities as an example a contribution to the continuum/ discontinuum controversy. *Vegetatio* 101:123-144.

Gómez-Mendoza, L., E. Vega-Peña, M. I. Ramírez, J. L. Palacio-Prieto y L. Galicia. 2006. Projecting land use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Applied Geography* 26:276-290.

González, P. G., M. Briones-Salas y A. M. Alfaro. 2004. Integración del conocimiento faunístico del estado. En: A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas. eds.

- Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México, p. 449-466.
- Goodwin, G. G. 1969. Mammals from the state of Oaxaca, México, in the American Museum of Natural History. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 141:1-269.
- Gotelli, N. J. y R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecological Letters* 4:379-391.
- Gormley, A.M., D.M. Forsyth, P. Griffioen, M. Lindeman, D. S.L. Ramsey, M.P. Scroggie, y L. Woodford. 2011. Using presence-only and presence-absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *Journal Applied Ecology* 48:25-34.
- Guisan, A. y W. Thuiller. 2005. Predicting Species Distribution: offering more than simple habitats model. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Hall, E. R. 1981. *The Mammals of North America*. John Wiley and Sons, New York, U.S.A. xv+1181+90.
- Hernández, P.A., C.H. Graham, L.L. Master y D.L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- Herrera, Y. 1997. Estudio biosistemático del género *Bouteloua* (Poaceae) en México Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Durango Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. B 61
- Herrera, Y. y A. Cortés. 2010. Listado florístico y aspectos ecológicos de la familia Poaceae para Chihuahua, Durango y Zacatecas, México. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 2:711-738.

- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones y A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Honacki, J. H., K. E. Kinman y J. W. Koepl. 1982. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Allen Press Inc., and The association of Systematic Collections, Lawrence, Kansas, 694 pp.
- Hopkins, A. y A. Del Prado. 2007. Implications of climate change for grassland in Europe: impacts, adaptations and mitigation options: a review. *Grass and Forage Science* 62:118-126.
- Houghton, J. T., L. G. Meira, D. J. Griggs y K. Maskell. 1997. *Introducción a los modelos climáticos simples utilizados en el Segundo Informe de Evaluación del IPCC*. Grupo Intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. OMM-WMO. PNUM-UNEP
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- INEGI. 2005. *Carta de uso actual del suelo y vegetación Serie III*. México.
- INEGI. 2009. *Carta Edafológica digital. Serie II*. México. Escala 1:250000
- INEGI. 2012. *Guía para la interpretación de cartografía. Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250000. Serie IV*. 126 pp.
- INEGI. 2013. *Modelo Digital de Elevación*. México.
- IUCN. 2012. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN. Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Jiménez-Valverde, A. y J.M. Lobo. 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta Oecologica* 31:361–369.

- Jimenez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Keeley, J. E. y P. W. Rundel. 2005. Fire and the Miocene expansión of C4 grasslands. *Ecological Letter* 8:683-690.
- Krausman, P. R. 2002. *Introduction to Wildlife Management. The Basics*. Prentice Hall. New Jersey. USA. 478 pp.
- Korschgen, L.J. 1980. Procedures for food habit analyses. En: S.D. Schemnitz. eds. *Wildlife management techniques manual..* The Wildlife Society, Washington, D.C, p. 113–127.
- Lattanzi, F.A. 2010. C3/C4 grasslands and climate change. En: H. Schnyder, J. Isselstein, F. Taube, K. Auerswald, J. Schellberg, M. Wachendorf, A. Herrmann, M. Gierus, N. Wrage y A. Hopkins. eds. *Grassland in a changing world*. Universität Göttingen, European Grassland Federation. Germany, p. 3-13.
- Laterra, P., M. E. Orúe, D. K. Zelaya, G. Booman y F. Cabria. 2009. Capítulo 09. Jerarquización y mapeo de pastizales según su provisión de servicios ecosistémicos. En: V. De Patta, S.C. Müller, Z. M. Souza y A.V. Ávila. eds. *Campos Sulinos. Conservação e uso sustentável da Biodiversidade*. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas Departamento de Conservação da Biodiversidade. Brasil, p.128-136
- Leach, K., R. Kelly, A. Cameron, W.I. Montgomery y N. Reid. 2015. Expertly Validated Models and Phylogenetically-Controlled Analysis Suggests Responses to Climate Change Are Related to Species Traits in the Order Lagomorpha. *PLoS ONE* 10(4): e0122267.
doi:10.1371/journal.pone.0122267
- Levinsky, I., F. Skov, J.C.Svenning y C. Rahbek. 2007. Potential impacts of climate change on the distributions and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity Conservation* 16:3803–3816.

- Long, S. 1999. Environmental responses. En: R. F. Sage, y R. K. Monson. eds. C4 plant biology. Academic Press, p. 215 – 249.
- López-Granados, E., M. Mendoza y A. Acosta. 2002. Cambio de cobertura vegetal y uso de la tierra. El caso de la cuenca endorreica del lago de Cuitzeo, Michoacán. Gaceta Ecológica 64:19-34.
- Lorenzo, C. 1996. Estudio sistemático de algunas especies de lagomorfos de México (Mammalia: Lagomorpha). Tesis Doctoral. División de Estudios de Posgrado, Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Lorenzo, C., F. Cervantes y F. González. 1999. Bandas Cromosómicas C de los géneros *Romerolagus*, *Sylvilagus* y *Lepus* (Mammalia: Lagomorpha) de México. Revista Mexicana de Mastozoología. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México.
- Lorenzo, C., O. Retana-Guiascon, F. A. Cervantes, J. Vargas y G. L. Portales. 2000. Status survey of the critically endangered *Lepus flavigularis*. Final report to Chicago Zoological Society. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- Lorenzo, C., F. A. Cervantes, J. Vargas y F. X. González. 2001. Conservation of the Critically Endangered *Lepus flavigularis*. Final Report to the Lincoln Park Zoo Neotropic Fund. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Lorenzo, C., L. Cuautle y F. Barragán. 2004. Variación morfométrica a escala temporal en la liebre del Istmo, *Lepus flavigularis* de México. Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoología 75:207-228.
- Lorenzo, C., F. A. Cervantes, y J. Vargas. 2005. Conservación de la liebre *Lepus flavigularis*, especie en peligro de extinción. Technical Report. CONACyT-SEMARNAT.

- Lorenzo, C., F. A. Cervantes, F. Barragán y J. Vargas. 2006. New records of the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) from Oaxaca, Mexico. *Southwestern Naturalist* 51:116-119.
- Lorenzo, C., T. M. Rioja, A. Carrillo, y F. A. Cervantes. 2008. Population fluctuations of *Lepus flavigularis* (Lagomorpha: Leporidae) at Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 24:207-220.
- Lorenzo C., A. Carrillo-Reyes, M. Gómez-Sánchez, A. Velázquez y E. Espinoza. 2011. Diet of the endangered Tehuantepec jackrabbit, *Lepus flavigularis*. *Therya* 2:67-76.
- Lorenzo, C., E.C. Sántiz, D.A. Navarrete y J. Bolaños. 2014. Causes and consequences of change rates in the habitat of the threatened tropical porcupine, *Sphiggurus mexicanus* (Rodentia: Erethizontidae) in Oaxaca, Mexico: implications for its conservation. *Biología Tropical* 62:1481-1494.
- Martínez, E. 2005. Relaciones entre el medio ambiente y los actores sociales en la planeación regional de la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mas, J. y F. Fernández. 2003. Una evaluación cuantitativa de los errores en el monitoreo de los cambios de cobertura por comparación de mapas. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. México.* 51:73-87.
- Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo y C. Alcántara. 2004, Assessing land use/cover changes: A nation wide multivariate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5:249-261.
- Mas, J. F., A. Velázquez y S. Couturier. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental* 1:23-39.

- Mas, J. F. y A. Flamenco. 2011. Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México. *GeoTropico* 1:1-24.
- Mateo, R.G., Á. M. Felicísimo y J. Muñoz. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84:217-240.
- McCarty, J. P. 2001. Ecological Consequences of Recent Climate Change. *Conservation Biology* 15:320–331.
- McDonald, L. L. 1980. Line-intercept sampling for attributes other than coverage a density. *Journal Wildlife Management* 44:530-533.
- McGuffie, K. y A. Henderson-Sellers. 2005. *A Climate Modelling Primer*. John Wiley & Sons.
- Mejía-Saulés, M. T. y P. Dávila A. 1992. Gramíneas útiles de México. Cuadernos del Instituto de Biología No.16. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 298 pp.
- Menon, S., R. G. Pontius, J. Rose, M. L. Khan y K. S. Bawa. 2001. Identifying Conservation-Priority Areas in the Tropics: A Land-Use Change Modeling Approach. *Conservation Biology* 15:501-512.
- Miranda, F., y E. Hernández. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica Mexicana* 28: 29-179.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Myint, S. W., J. Jain y S. Guhathakurta. 2010. Patterns and Rates of Land Use Land Cover Change: A Case Study of Ambos Nogales (Arizona and Sonora), 1985-2004. *Journal of Latin American Geography* 9:245-274.

- Nai-Bregaglio, M., E. Pucheta y M. Cabido. 2002. El efecto del pastoreo sobre la diversidad florística y estructural en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75:613-623.
- Nájera, O., J. I. Bojórquez, J. L. Cifuentes y S. Marcelaño. 2010. Cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del río Mololoa, Nayarit. *Revista Biociencias* 1:19-29.
- Naoki, K., M. I. Gómez, R. P. López, R. I. Meneses y J. Vargas. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 41:65-78.
- Naranjo, E.J. y R. Dirzo 2009. Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna. En: *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, p. 247-276
- Nelson, E. W. 1909. The rabbits of North America. *North American Fauna* 29:9-287.
- Nupp, T. E. y R. K. Swihart. 2000. Landscape-level correlates of small mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81:512–526.
- Oesterheld, M., J. Loreti, M. Semmartin y J. M. Paruelo. 1999. Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savanna. En: L. R. Walker. eds. *Ecosystems of the World 16 Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier, New York, NY. USA, p. 287–306.
- Ojasti, J. 2000. Hábitat. Pp.185-214 in: F. Dallmeier (ed.). *Manejo de Fauna Silvestre Neotropical*. SIMAB Series No. 5. Smithsonian Institution. Institution/ MAB Program, Washington,USA.
- Ortiz, P., J. R. Hernández y J. M. Figueroa. 2004. Reconocimiento Fisiográfico y geomorfológico En: A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas. eds. *Biodiversidad de*

- Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza - World Wildlife Fund, México, p. 43-54.
- Osborne, C. P. 2008. Atmosphere, ecology and evolution: what drove the Miocene expansion of C4 grasslands?. *Journal of Ecology* 96:35-45.
- Panero, J.L. 2003. Catálogo electrónico de especímenes depositados en el Herbario de la, Universidad de Texas en Austin, Fase IV. Herbarium. The University of Texas. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. AE013
- Parnesian, C. 2006: Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review Ecological. System* 37:637-669.
- Parton, W. J., J. M. Scurlock, D.S. Ojima, D.S. Schimel, D.O. Hall y Scopegram Group Members. 1995. Impact of climate change on grassland production and soil carbon worldwide. *Global Change Biology* 1:13-22.
- Peralta-Rivero, C., C. Contreras-Servín, M. G. Galindo-Mendoza, J. F. Mas y M. A. Siller. 2014. Analysis of Land Use and Land Cover Changes and Evaluation of Natural Generation and Potential Restoration Areas in the Mexican Huasteca Region. *Open Journal of Forestry* 4: 124-135.
- Pereira, J. 2009. Efectos del manejo ganadero y disturbios asociados sobre la ecología trófica y espacial y la demografía del gato montés (*Leopardus geoffroyi*) en el desierto del monte, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 16:515-517.
- Peterson, A. T., V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, J. Bartley, R. Buddemeier y A. Sánchez-Navarro. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modeling* 144:21-30.

- Peterson, A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sanchez-Cordero, J. Soberón, R.H. Buddemeier y D.R.B. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416:626-629.
- Peterson, A.T., E. Martínez-Meyer, C. González-Salazar y P.W. Hall. 2004. Modeled climate change effects on distributions of Canadian butterfly species. *Canadian Journal of Zoology* 82:851-858.
- Peterson, A. T., J. Soberón, R. G. Pearson, R. P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura y M. B. Araújo. 2011. Ecological Niches and Geographic Distributions. *Monographs in Populations Biology* 49.
- Pévet, P. 1987. Environmental control of the annual reproductive cycle in mammals: role of the pineal gland. *Comparative Physiology of Environmental Adaptations* 3:82–100.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. A maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Pineda, J. N., S. J. Bosque, D. M. Gómez y R. W. Plata. 2009. Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes: Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones geográficas* 33-52.
- Pope, V.D., M.L. Gallani, V.J. Rowntree y R.A. Stratton. 2002. The impact of new physical parametrizations in the Hadley Centre climate model — HadAM3. Hadley Centre for Climate Prediction and Research, Bracknell, Berks, U.K.
- Portales, G., L. Hernández, F. A. Cervantes, y J. W. Laundre. 2004. Reproduction of Black-tailed jackrabbits (*Lagomorpha: Lepus californicus*) in relation to environmental factors in the Chihuahuan Desert, México. *The Southwestern Naturalist* 49:359–366.

- Portales-Betancourt, G. L., L. Hernández, J. W. Laundré, y F. A. Cervantes. 2012. Reproducción y densidad de la liebre cola-negra (*Lepus californicus*) en relación a factores ambientales, en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Desierto Chihuahuense. *Therya* 3:171–183.
- Proosdij, A., M. S. M. Sosef, J. J. Wieringa y N. Raes, 2015. Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography* 38: 001–011.
- Reyes-Hernández, H., S. Cortina-Villar, H. Perales-Rivera, E. Kauffer-Michael, y J. M. Pat-Fernández. 2003. Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México. *Investigaciones Geográficas* 51:88-106.
- Rico, Y., C. Lorenzo, F. X. González- Cózatl y E. Espinoza. 2008. Phylogeography and population structure of the endangered Tehuantepec jackrabbit *Lepus flavigularis*: implications for conservation. *Conservation Genetics* 9:1467–1477.
- Rioja, T., C. Lorenzo, E. Naranjo, L. Scott, y A. Carrillo-Reyes. 2008. Polygynous mating behavior in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 68:343-349.
- Rioja, T., C. Lorenzo, E. Naranjo, I. Scott, y A. Carrillo-Reyes. 2011. Breeding and parental care in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 71:56-66.
- Rioja, T., A. Carrillo-Reyes, y C. Lorenzo. 2012. Análisis de población viable para determinar el riesgo de extinción de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca. *Therya* 3:137-150.
- Rioja, T., F. Hernández, G. Castañeda, A. Carrillo, C. Lorenzo y M. Gómez. En revision. Trophic interactions between an endangered mammal and cattle: Implications for management practices. *Journal of Applied Ecology*.

- Rzedowski, J. 1968. Las principales zonas áridas de México y su vegetación. *Bios* 1:4-24.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 504 pp.
- Sage, R. F., M. Li y R.K. Monson. 1999. The taxonomic distribution of C₄ photosynthesis. En: R.F. Sage y R.K. Monson eds. *C₄ Plant Biology*. San Diego, CA. P. 551-84.
- Sage, R. F. y Kubien, D. S. 2003. Quo vadis C₄? An ecophysiological perspective on global change and the future of C₄ plants. *Photosynthesis Research* 77:209-225.
- Sántiz, E. C. 2002. Distribución y abundancia de la liebre endémica *Lepus flavigularis* y el conejo castellano *Sylvilagus floridanus* (Mammalia: Lagomorpha) en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Tesis de licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.
- Sántiz, E. 2006. Selección de hábitat y densidad de la liebre del istmo *Lepus flavigularis* (Wagner 1844) en Oaxaca, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A. C. Jalapa, Veracruz, México.
- Sántiz, E.C., A. González-Romero, C. Lorenzo, S. Gallina-Tessaro y F. A. Cervantes. 2012. Uso y selección de asociaciones vegetales por la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Oaxaca, México. *Therya* 3:127-136.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.
- Smith, G. W. y N.C. Nydegger. 1985. A spotlight, line-transect method for surveying jackrabbits. *Journal Wildlife Management* 49:699-702.

- Smith, J. N. y J. J. Hellmann. 2002. Population persistence in fragmented landscapes. *Trends Ecological Evolution* 17:397-399.
- Soberón, J. y A.T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10.
- Statsoft. 1995. STATISTICA for Windows, Version 6.0. Tulsa, USA.
- Schteingart, M. y C. Salazar. 2003. Expansión urbana, protección ambiental y actores sociales en la Ciudad de México. *Estudios Demográficos y Urbanos* 3:433-460.
- Stott, P.A. y J.A. Kettleborough. 2002. Origins and estimates of uncertainty in predictions of twenty-first century temperature rise. *Nature* 416:723-726.
- Thomas, C. D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. Erasmus, M. Ferreira de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, O. L. Phillips, y S. E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148.
- Thuiller, W., M. B. Araujo, y S. Lavorel. 2004. Do we need land-cover data to model species distributions in Europe?. *Journal of Biogeography* 31:353-361.
- Torres-Colín, R. 2004. Tipos de vegetación. En: A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas. eds. *Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza - World Wildlife Fund, México*, p. 105-117.
- Trejo, I. 1998. Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relación con clima y suelo. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 210 pp.

- Tsoar, A., O. Allouche, O. Steinitz, D. Rotem y R. Kadmon. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13:397-405.
- Uribe-Alcocer, M., F. A. Cervantes, C. Lorenzo-Monterrubio y L. Guereña-Gándara. 1989. Karyotype of the tropical hare. *The Southwestern Naturalist* 34:304-306.
- Valdés, R., J. y P. Dávila A. 1995. Clasificación de los géneros de gramíneas (Poaceae) mexicanas. *Acta Botánica Mexicana* 33:37-50.
- Valdés, J. 2005. Familia Gramineae. *Flora del bajo y de regiones adyacentes* 137: 1-53.
- Vallecillo, R. S. 2009. Los cambios en el paisaje y su efecto sobre la distribución de las especies: modelización y aplicación a la conservación de las aves de hábitats abiertos en paisajes mediterráneos. Tesis de Doctorado, Universidad de Lleida.
- Vargas, J. 2000. Distribución, abundancia y hábitat de la liebre endémica *Lepus flavigularis* (Mammalia: Lagomorpha). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 70pp.
- Vargas, Z. 2001. Valoración de los vertebrados terrestres por huaves y zapotecas del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Tesis de maestría. El Colegio de La Frontera Sur. 46 pp.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. L. Palacio, J. R. Díaz, S. R. Mayorga, C. Alcántara, R. Castro, G. Bocco, E. Ezcurra y T. Fernández. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica INE-SEMARNAT*. 62:21-37.
- Veldkamp, A. y E. F. Lambin. 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85:1-6.
- Villaseñor, J. L. 2008. La familia Asteraceae en México, fase V. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. FE004

- Villers, L. y I. Trejo. 2004. Evaluación de la vulnerabilidad en los ecosistemas forestales. En: J. Martínez y A. Fernández. comp. Cambio climático: una visión desde México. SEMARNAT-INE. México, p. 239-254.
- Warren, D. L., A. N. Wright, S. N. Seifert y H. B. Shaffer. 2014. Incorporating model complexity and spatial sampling bias into ecological niche models of climate change risks faced by 90 California vertebrate species of concern. *Diversity and Distribution* 20:334-343.
- Wayne, G. P. 2013. The Beginner's Guide to Representative Concentration Pathways. *Skeptical-Science*.
- Winslow, J. C. E. R. Hunt Jr., S.C. Piper. 2003. The influence of seasonal water availability on global C₃ versus C₄ grassland biomass and its implications for climate change research. *Ecological Modelling* 163:153-173.
- Wisn, M. S., R. J. Hijmans, J. Li, A. T. Peterson, C.H. Graham, A. Guisan, and NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distribution* 14:763–773.
- WorldClim dataset (<http://biogeo.berkeley.edu/worldclim/worldclim.htm>).
- Zenil, N. M. 2009. Determinación de la tasa de cambio de uso del suelo en el Municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo. Tesis de licenciatura. Chapingo, Texcoco, Estado de México.

ANEXO A. Artículo publicado (se anexa artículo).

“Effect of climate change on the distribution of a critically threatened species”

DOI: 10.12933/therya-16-358, ISSN 2007-3364

Efectos del cambio climático en la distribución de una especie críticamente amenazada

Effect of climate change on the distribution of a critically threatened species

Eugenia C. Sántiz¹, Consuelo Lorenzo^{1*}, Arturo Carrillo-Reyes², Darío A. Navarrete³ and Gerald Islebe⁴

¹ Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. C. P. 29290. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. E-mail: esantiz@ecosur.edu.mx (ECS), clorenzo@ecosur.mx (CL).

² Oikos: Conservación y Desarrollo Sustentable, A.C., Calle Bugambillas 5, Col. Bismark, C.P. 29267, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. E-mail: arturocarrilloreyes@gmail.com (ACR).

³ Laboratorio de Información Geográfica, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. C. P. 29290. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. E-mail: dnavarre@ecosur.mx (DAN).

⁴ Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Av. del Centenario Km. 5.5. C.P. 77900. Chetumal, Quintana Roo, México. E-mail: gislebe@ecosur.mx (GI).

*Corresponding author

Climate change (CC) is modifying the habitat and distribution of wild fauna, causing distribution area reduction and/or altitudinal or latitudinal movements of species in response to increased temperatures and changes in precipitation. This increases the risk of species extinction, particularly for those with small population sizes, habitat specialists, microendemics and/or those with already restricted distributions. We examine how the effects of CC could influence the distribution and availability of habitat for the critically threatened and endemic species: the Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) as well as the species of grasses on which it feeds. Our models were constructed using Maxent. Occurrence data of jackrabbits and grasses from the years 1959 to 2014 were analyzed, along with climatic and slope variables for three time periods, present (2014) and future (2050 and 2070). The climatic variables were taken from WorldClim (resolution: 30"), utilizing the HadGEM2-ES model with scenarios 4.5 and 8.5. Potential distribution models estimate an area of 9,274 ha of habitat suitable for the jackrabbit in 2014, with a 19.3% increment in this area to 11,071 ha by 2070 with scenario 4.5 and 9% increment with an area of 10,111 ha by 2070 with scenario 8.5. According to a Jackknife analysis, Precipitation of Wettest Month (BIO13), and Precipitation of Warmest Quarter (BIO18) are the variables that contribute most to the construction of the potential distribution models of *L. flavigularis*, from 2014 to 2070. Future scenarios (4.5 and 8.5) estimate temperature increase and precipitation reduction in places where jackrabbits and grasses currently inhabit. Also, these scenarios estimate an increase in areas with suitable climatic conditions in the future. However, anthropogenic factors (not considered in this study) have influenced the distribution and retention of the populations of *L. flavigularis* in the study area, so the outlook of the species is not encouraging. It is clear that CC will have an effect on the distribution of this critically threatened and endemic species, through modification of the area and distribution of its available habitat.

El cambio climático (CC) y sus consecuencias sobre las variables climáticas (temperatura, precipitación) pueden poner en mayor riesgo la supervivencia de especies en categoría de amenaza, distribución restringida y/o endémica. Determinamos cómo los efectos del CC influyen sobre la distribución y disponibilidad de hábitat de una especie críticamente amenazada y endémica, la liebre de Tehuantepec, *Lepus flavigularis* y de las especies de pastos de las que se alimenta. Los modelos fueron elaborados con el programa Maxent, se analizaron datos de ocurrencia de la liebre y de los pastos del año 1959 al 2014, con variables climáticas y pendiente en tres periodos de tiempo, presente (2014) y futuro (2050 y 2070). Las variables climáticas fueron tomadas de WorldClim (resolución: 30"), del modelo HadGEM2-ES para los escenarios 4.5 y 8.5. Los modelos de distribución potencial estiman una superficie de 9,274 ha de hábitat adecuado para la liebre en 2014, con un incremento del 19.3% de esta superficie a 11,071 ha para el 2070 con el escenario 4.5 y un incremento del 9% de su superficie a 10,111 ha al 2070 con el escenario 8.5. La precipitación del mes más húmedo (BIO13), y precipitación del trimestre más cálido (BIO18) fueron las variables con mayor contribución a la construcción de los modelos de distribución potencial de *L. flavigularis* según el análisis de Jackknife, para el periodo de 2014 al 2070. Los escenarios futuros (4.5 y 8.5) estiman incrementos de temperatura y una reducción de la precipitación en los sitios donde se registran actualmente las liebres y los pastos y se estima un incremento de los sitios con condiciones climáticas adecuadas para la liebre en el futuro. Sin embargo, factores antropogénicos (no considerados en este estudio) han determinado la distribución y permanencia de las poblaciones de *L. flavigularis* en el área de estudio, por lo que el panorama de la especie no es alentador. Se evidencia que el CC tiene un efecto en la distribución de una especie críticamente amenazada y endémica, al modificar la superficie y distribución de su hábitat disponible.

Key words: climate change, distribution range, endemic, *Lepus flavigularis*, Oaxaca, Tehuantepec jackrabbit.

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

Introduction

Climate change (CC) is modifying the habitat and distribution of wild fauna, causing distribution area reduction and/or altitudinal or latitudinal movements of species (Thuiller *et al.* 2004; Leach *et al.* 2014) in response to increased temperatures (Camacho *et al.* 2010) and changes in precipitation, thereby increasing their risk of extinction. Species with small populations, habitat specialists, or those that are included in a category of risk could be the most vulnerable to a reduced distribution range and to degradation or loss of their habitat in the future (Thuiller *et al.* 2004; Camacho *et al.* 2010). Models of potential distribution and ecological niche (the set of ecological conditions required by a species to maintain populations within a defined region) are reliable tools for determining the factors that control the distribution of species (Hutchinson 1957; Peterson *et al.* 2002; Peterson 2003; Siqueira and Peterson 2003; Peterson *et al.* 2004; Thuiller *et al.* 2004; Soberón and Peterson 2005; Jackson *et al.* 2009; Armenteras and Mulligan 2010) as well as their environmental requirements and therefore the availability and suitability of habitat (Peterson 2003; Siqueira and Peterson 2003; Peterson *et al.* 2004; Parra *et al.* 2005; Sánchez-Cordero *et al.* 2005; Levinsky *et al.* 2007; Elith and Leathwick 2009; Jackson *et al.* 2009).

Detailed observations (occurrence data) of the species and maps of climatic and slope variables, are required as explanatory variables of species distribution (McCarty 2001; Peterson *et al.* 2004; Sánchez-Cordero *et al.* 2005; Soberón and Peterson 2005). Previous studies have used climatic variables to project future distributions of species (Hampe 2004; Thuiller *et al.* 2004; Bomhard *et al.* 2005; Heikkinen *et al.* 2006; Triviño *et al.* 2011).

Knowledge of the current potential distribution and future of species in danger of extinction in Mexico would allow conservation efforts to be focused on sites that present the ecological features required by these species. Therefore, it is important to determine the implications of climate change for these species, using the Tehuantepec jackrabbit *Lepus flavigularis*, as a case study. This species is endangered according to NOM-ECOL-059 (SEMARNAT 2010), and Red List (IUCN 2012), is endemic to the south of the Isthmus of Tehuantepec and has a very restricted distribution (Cervantes 1993; Lorenzo *et al.* 2000; Lorenzo *et al.* 2006; Carrillo-Reyes *et al.* 2010). This jackrabbit inhabits savannas and introduced grasslands (Farías 2004; Lorenzo *et al.* 2006; Carrillo-Reyes *et al.* 2010; Sántiz *et al.* 2012), and feeds mainly on grasses (66.7%; Lorenzo *et al.* 2011). The major current threats to this species are loss and fragmentation of its habitat and poaching (Lorenzo *et al.* 2006; Cervantes *et al.* 2008; Carrillo-Reyes *et al.* 2010; Rioja *et al.* 2011).

The effect of climate change on 87 species of lagomorphs (rabbits, jackrabbits and pikas) is predicted to be a reduction and/or modification in their distribution, with latitudinal movements towards the poles, especially in the species of rabbit and jackrabbit, while altitudinal changes are predicted for the pikas. Specifically, a 45% decrease in the distribution of *L. flavigularis* is predicted, along with latitudinal changes of around 1° towards the poles and an average altitudinal increase of approximately 450 m (Leach *et al.* 2014). That study subjectively evaluates the effect of climate change on distribution (good, medium or poor) from just eight historical and modern records. For these reasons, it is considered that the model offers a poor representation of past and future distributions of *L. flavigularis*, and is thus unreliable (Leach *et al.* 2014). In the case of grasses, the global warming or the increase in CO₂, may favor the distribution of some species depending on their photosynthetic pathways (Collatz *et al.* 1998; Duckworth *et al.* 2000; Hopkins and del Prado 2007; Osborne 2008; Lattanzi 2010; Chamaillé-Jammes and Bond 2010).

The present study aims to: a) model the potential distribution of *L. flavigularis* and grasses that support it in the south of the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México, b) understand the implications of climatic variables (temperature and precipitation), on the distribution of suitable areas for the jackrabbit in the present (2014) and future (2050 and 2070), under climate change

scenarios, and c) identify the specific climatic variables that determine the distribution of these species (jackrabbit and relevant grasses).

Material and Methods

Study area. The study area is located in the state of Oaxaca, México, in the south of the Isthmus of Tehuantepec (16.61° N, -95.36° W and 16.11° N, -94.24° W; 0 a 100 m; [Ortiz et al. 2004](#); Figure 1). The climate is warm sub-humid with the occurrence of a dry period in mid-summer. Annual mean temperatures are above 26 °C and total annual precipitation is 800 mm ([García 1988](#)). The vegetation is composed of scrub and mangrove with submerged vegetation in the coastal lagoons ([Ortiz et al. 2004](#)). There are also extensive areas of savanna with isolated nanche (*Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth (1822) and morro (*Crescentia alata* Kunth (1819) trees ([Rzedowski 2006](#); [Sántiz et al. 2012](#)). In the driest parts of the Isthmus there are important areas of tropical low deciduous and low spiny deciduous forests that are remnants of tropical medium sub-deciduous forest ([Torres-Colín 2004](#)), and introduced grasses occur at sites from which the original vegetation has been eliminated. The Gramineae that dominate the herbaceous stratum of the savannas and introduced grasslands are of the genera *Aristida*, *Bouteloua*, *Cathestecum*, *Cenchrus*, *Digitaria*, *Eragrostis*, *Panicum*, *Paspalum*, and *Schizachyrium* ([Rzedowski 2006](#); [INEGI 2012](#); [Sántiz et al. 2012](#)).

Potential distribution models. The models were constructed using the Maxent v. 3.3 software ([Elith et al. 2010](#)) that generates probability maps of suitable or unsuitable habitat for the species of interest ([Elith and Leathwick 2009](#)). Maxent only requires presence data and provides species response curves for different environmental variables, estimating the importance of each variable in terms of the distribution of the species ([Phillips et al. 2006](#)). Records (205) of *L. flavigularis* were compiled from the GBIF (Global Biodiversity Information Facility; www.gbif.org) database of 1960 to 2000, and field records from 2001 to 2014 were also used. Additionally, 124 records of 8 species of grasses that feed the jackrabbit were collected from 1959 to 2012, and were taken

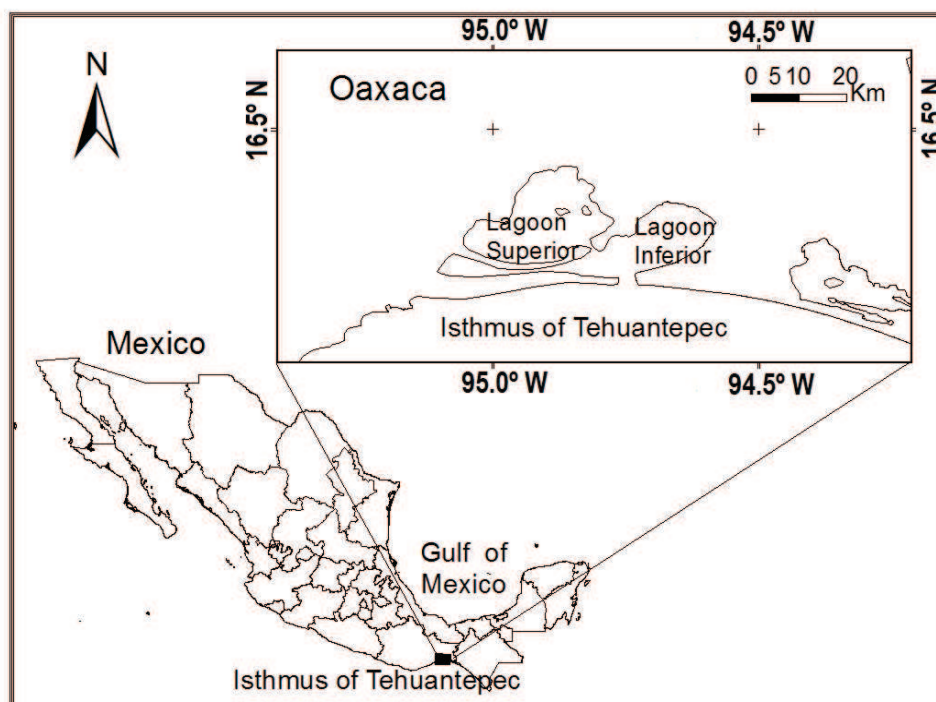


Figure 1. Location of the study area in the south of the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México.

from the databases of the CONABIO ([Herrera 1997](#); [Aragón 2001](#); [Panero 2003](#); [Villaseñor 2008](#)), data provided by Rioja *et al.* (in review) and field data from 2011 to 2014. The database of records was cleansed of repeated records, those from outside the study area, and those located in water bodies by errors.

Explanatory variables. The climatic variables for 2000, 2050, and 2070 conditions were taken from WorldClim (resolution: 30"; [Hijmans *et al.* 2005](#)). Initial selection was carried out with a test of correlation between the climatic variables, choosing those with correlation values lower than 0.7 ([Gormley *et al.* 2011](#)). A first analysis in Maxent was then conducted with the variables chosen according to the correlation test and variables with a contribution of less than 0.5% were eliminated ([Warren *et al.* 2014](#)) in order to produce the final models. The variables considered in the final analysis for jackrabbits were: slope (slop), annual mean temperature (BIO1), mean diurnal range (BIO2), temperature Seasonality (BIO4), mean temperature of coldest month (BIO6), temperature annual range (BIO7), mean temperature of driest quarter (BIO9), annual precipitation (BIO12), precipitation of wettest month (BIO13), precipitation seasonality (BIO15), precipitation of wettest quarter (BIO16), and precipitation of warmest quarter (BIO18). The variables used for grasses were: slope (slop), mean diurnal range (BIO2), isothermality (BIO3), temperature seasonality (BIO4), temperature annual range (BIO7), mean temperature of warmest quarter (BIO10), precipitation of wettest month (BIO13), precipitation of driest month (BIO14), precipitation seasonality (BIO15), precipitation of wettest quarter (BIO16), precipitation of warmest quarter (BIO18), precipitation of coldest quarter (BIO19).

In order to highlight the effect of climate on the distribution of the jackrabbit and to forecast trends for the years 2050 and 2070, the bioclimatic layers of the HadGEM2-ES model with scenarios 4.5 and 8.5 were chosen. These represent the less severe and most extreme conditions with high concentrations of CO₂, respectively ([Hijmans *et al.* 2005](#); [Riahi *et al.* 2007](#)). All of the layers of the explanatory variables were homogenized to the raster format (pixels of 30 m), datum WGS84 and to geographic coordinates, and subsequently to the ASCII format. The models of 2014, 2050 and 2070 were constructed with 123 records for training and 82 records for test with a total of 205 records, and for grasses were developed with 124 total records, of which 93 were used in the calibration and 31 for the validation of the models. A total of 20 replicates were run, with 1000 iterations, and a total of 5 distribution maps were selected based on highest AUC (area under

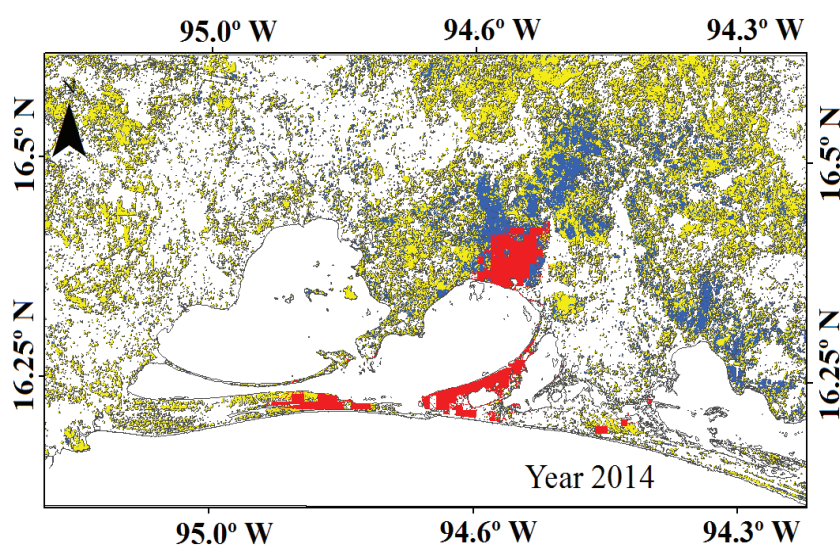


Figure 2. Based on the model for 2014, the potential distribution in the south of the Isthmus of Tehuantepec of: habitat suitable for the presence (in red) of *Lepus flavigularis* and forage grasses; the vegetation of savannas (dark blue); and grasslands dominated by introduced species (light yellow).

the curve) values. The AUC of the Receiver Operating Characteristic (ROC) graphics was used. This statistic allows evaluation of correctly classified cases for all of the prediction thresholds (from 0 to 1). The value of the AUC is between 0.5 and 1. A value of 0.5 equates to a random classification, while a value of 1 indicates a perfect fit, i.e., that all of the cases have been correctly classified (Fielding and Bell 1997).

The five chosen distribution maps were converted to maps of presence-absence, fixing the thresholds of probability of species presence (Jiménez-Valverde and Lobo 2007) in ArcGis 10.2 software (ESRI 2011). Fixed cumulative value 10 threshold was selected because the species of interest has a limited distribution. When predicted area is limited by this factor, the false positives are also reduced (predicted distribution sites, which lack suitable conditions for species distribution), and the true positives increase (predicted distribution sites, in which suitable conditions for species distribution are present). This area could be of utility in the identification of new potentially suitable zones for the establishment of the species, possible zones of reintroduction or vital zones for establishing protection measures, and reducing human pressure (Peterson et al. 2011). The final maps were obtained from multiplying the five best maps with map algebra in Spatial analyst tool of ArcGis 10.2 software (ESRI 2011).

In order to know the types of vegetation in climate suitable sites where the jackrabbits and grasses occur, a map of the vegetation and land use for 2015, was developed through a multispectral satellite image of Landsat 8 Oli, and with resolution of 30 m from 2015. Maximum likelihood algorithm was used in the GRASS module for QGIS (version 2.10), to carry out a supervised classification. Classification discriminated 80% of the errors obtained to carry out a classification at random. The kappa index resulted in an accuracy of 82%.

Results

Environmental requirements of Lepus flavigularis. According to the records of the presence of the Tehuantepec jackrabbit in the study area, it is found in zones with little slope (0 - 7.34°), with mean annual temperatures of 27.15 °C, and with total annual precipitation of 1,165 mm in 2014 (Table 1).

Distribution models of Lepus flavigularis and grasses. Over the total study period, distribution models estimate an increase in suitable area for the species in both scenarios (4.5 and 8.5). The climate suitable area for the presence of jackrabbits and its food resource according to the models, is 9,274 has (Figure 2), in the current scenario (2014). In the future, scenario 4.5 estimated a reduction of the available range to 7,510 ha's, by 2050 and an increase to 11,071 ha's in 2070. However, scenario 8.5 estimates increases of the suitable range to 11,649 ha's in 2050 and 10,111 ha's in 2070 (Figure 3).

Contribution of the variables. According to a Jackknife analysis (which determines the variable that most contributes to the potential niche), of the 12 explanatory variables included in the potential distribution models of suitable habitat, 10 variables explain more than 85% of the ecological niche of *L. flavigularis*, in the models. At the current scenario, variables BIO18 and BIO13 contributed the most to the model. At the 4.5 scenario, most important variables were BIO13 and BIO7 in 2050, and BIO13 and BIO6 for 2070. At the 8.5 scenario, variables which contributed the most were BIO13 and BIO12 in 2050, and BIO18 and BIO7 for 2070 (Table 2). For grasses, the variables

Table 1. Mean values of the conditions of temperature (°C) and precipitation (mm) for 2014 in the site where *Lepus flavigularis* has been recorded, and the possible conditions in 2050 and 2070, according to the HadGEM2-ES model with scenarios 4.5 and 8.5, in the Isthmus of Tehuantepec, in Oaxaca, México.

VARIABLE	2014	Scenario 4.5		Scenario 8.5	
		2050	2070	2050	2070
Annual mean temperature (BIO1)	27.1	29.4	30.0	30.1	31.5
Mean Diurnal Range (BIO2)	107.0	108.0	109.0	109.0	108.5
Temperature Seasonality (BIO4)	12.9	14.6	14.8	15.1	16.8
Minimum temperature in the coldest month (BIO6)	19.2	21.2	21.7	21.9	23.1
Temperature Annual Range (BIO7)	15.7	15.8	16.0	16.0	16.1
Mean temperature of the driest trimester (BIO9)	25.3	27.5	28.0	28.1	29.5
Annual precipitation (BIO12)	1,149.5	1,023.5	1,056.5	1,057.0	980.5
Precipitation of the most humid month (BIO13)	299.5	264.0	270.5	260.5	240.0
Precipitation Seasonality (BIO15)	111.0	107.5	105.5	105.0	104.0
Precipitation of the wettest trimester (BIO16)	703.5	630.5	596.0	581.0	542.5
Precipitation of the warmest trimester (BIO18)	345.5	395.5	369.0	388.0	493.5

with the greatest contribution to the construction of models was BIO2 for the 3 years (2014, 2050 and 2070), and the two scenarios analyzed, followed by BIO16 in 2014, and 2070 with the scenario 4.5, BIO13 in 2050 with the scenario 4.5, BIO 19 in 2050 with the scenario 8.5 and the isothermality for 2070 with the scenario 8.5 (Table 2).

Discussion

The potential distribution of suitable habitat (sites climatically suitable) for the jackrabbit (and grasses) is restricted to types of vegetation as savannas and introduced grasslands that present little slope. This coincides with the information available for this species, which places it in zones dominated by open grasslands (Cervantes 1993; Vargas 2000; Lorenzo *et al.* 2006), or savannas that are associations of natural grasslands with isolated morro trees (*Crescentia alata*), or isolated patches of nanche trees (*Byrsonima crassifolia*) typical of flat or slightly inclined areas (Farías 2004; Sántiz *et al.* 2012). Unfortunately, the vegetation inhabited by the jackrabbit is strongly threatened by agriculture (*e.g.*, crops of sorghum and maize) and livestock production, activities that have led to the degradation and reduction of the natural

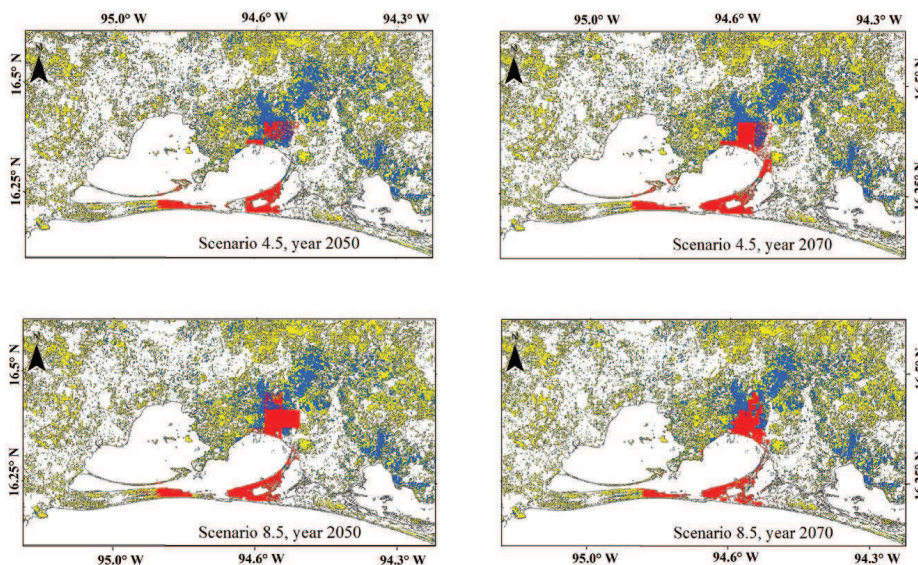


Figure 3. Using the models for 2050 and 2070, scenarios 4.5 and 8.5, potential distributions in the south of the Isthmus of Tehuantepec of: suitable habitat for the presence (in red) of *Lepus flavigularis* and forage grasses; the vegetation of savannas (dark blue); and grasslands dominated by introduced species (light yellow).

vegetation, and that cause the disappearance of the original pristine grasses and modify the plant species composition, as reported in other regions of the country (Anderson 2006; CONABIO 2006; Rzedowski 2006; Estrada-Castillón et al. 2010).

Climatic variables such as Precipitation of Wettest Month (BIO13), and Precipitation of Warmest Quarter (BIO18), Min Temperature of Coldest Month (BIO6), Temperature Annual Range (BIO7) and annual precipitation (BIO12), are also factors of great importance in the delimitation of the niche of this jackrabbit. In previous studies, temperature and precipitation have been closely related to the reproduction and density of lagomorphs (rabbits and jackrabbits; Pévet 1987; Portales-Betancourt et al. 2012). The increased availability of food signals the beginning of the reproductive season (Pévet 1987). In Texas, USA, the peak in reproduction of the lagomorphs (from January to April) coincided with an increase in this vegetation-type that is determined mainly by the temperature and quantity of precipitation (Dunn et al. 1982). *Lepus californicus* in New Mexico, USA, and the Mapimi Biosphere Reserve in Durango, Mexico, presented differences in densities between years, due to variations in levels of precipitation (Daniel et al. 1993; Portales-Betancourt et al. 2012). In *L. flavigularis*, there is a strong positive relationship between seasonality and reproduction, defined by photoperiod (day length) and ambient temperature and rainfall, since this influences testicular development (Rioja et al. 2011) and, as with other jackrabbits such as *L. californicus*, this influences the phases of estrus and female receptivity (Portales-Betancour et al. 2004; 2012).

This study estimated an increase in the distribution of the jackrabbit of 19.3% with the scenario 4.5 and 9% with scenario 8.5, in a period of 56 years (2014 – 2070), with no changes to its latitudinal and altitudinal distribution predicted. These results differ from that estimated previously, where a 45% decrease in its distribution was predicted with latitudinal changes of around 1° towards the poles and a mean altitudinal increase of around 450 m over a longer time period (150 years; 1930 to 2080; Leach et al. 2014).

The HadGem model with the 4.5 and 8.5 scenario in 2050 and 2070 estimates increased temperature and decreased precipitation in the study area and, according to the predictions of the models, the future availability of sites with weather conditions favorable for jackrabbits and their food (grasses) may increase. However, even if there are appropriate climatic conditions for the establishment of jackrabbits and their food in the future, the outlook for *L. flavigularis* is not favorable. Changes in vegetal cover and land use, agriculture, livestock, and the presence of human settlements, have led to the decrease of the area of distribution and abundance of *L. flavigularis* (Lorenzo et

Table 2. Estimated sizes of suitable grassland habitat, and variables of greatest contribution to the ecological niche models of *Lepus flavigularis* for each of the years 2014, 2050 and 2070.

	Scenario	Year	Area (ha)	Variables with greatest contribution
<i>Lepus flavigularis</i>		2014	13,672	BIO18, BIO13, BIO2
	4.5	2050	16,842	BIO13, BIO7, BIO2
		2070	15,226	BIO13, BIO6, BIO15
	8.5	2050	14,275	BIO13, BIO12, BIO2
		2070	14,850	BIO18, BIO7, BIO16
	Grasses		2014	9,991
4.5		2050	22,394	BIO2, BIO13, BIO19
		2070	29,036	BIO2, BIO16, BIO19
8.5		2050	26,876	BIO2, BIO16, BIO19
		2070	27,614	BIO2, BIO3, BIO16

[al. 2000](#), [2006](#), [2008](#), [2014](#); [Vargas 2000](#); [Farías 2004](#); [Sántiz 2002](#), [2005](#)), and have led to the fragmentation of its habitat, causing the isolation of their populations and low genetic variability, which has aggravated their situation ([Flux and Angermann 1990](#); [Cervantes 1993](#); [Vargas 2000](#); [Rico et al. 2008](#)).

Moreover, changes in cover and land uses, have caused loss and modification of the vegetal cover that favors both the jackrabbit (savannas) and an increase in human settlements. In the study area, an increase of 2.1% per year has been reported in the area of human settlements since 1986. Moreover, savannas have decreased their distribution at a rate of 1.2% per year in the same period, with a loss of 6,850.6 ha's over a period of 26 years (1986-2012; unpublished data). Overhunting is also another anthropogenic factor that has caused a decrease in the density of the populations of this species, contributing to the current situation ([Farías 2004](#); [Lorenzo et al. 2008](#)). The impacts of these threats in the future to populations of jackrabbits and habitat could be greater and felt over a shorter time span than those of climate change.

Implications for the conservation of Lepus flavigularis. Conservation of *L. flavigularis* will present new challenges; success will depend on our capacity for working in unison with local inhabitants and decision-makers ([Lidicker 2015](#)). While climate change will modify the area considered as suitable habitat for *L. flavigularis*, other factors already exist that threaten and modify the distribution of its populations and habitat. Land use changes for activities such as livestock production and agriculture, as well as the expansion of human settlements, are already reducing the natural vegetation (savannas) in the study area ([Lorenzo et al. 2006](#); [Rzedowski 2006](#); [INEGI 2012](#)). For this reason, promotion of the establishment of a communal ecological reserve, administrated by the local authorities and with the technical assistance of academic personnel is one option by which to avoid the continued reduction of the habitat of the jackrabbit and to contribute to the protection of the species. Local protected areas have proven to have strengths related to dedication of the required land and its heritage of natural resources by the local communities for conservation. Such actions can be expected to also improve the quality of life for local inhabitants, since these people are currently in a socioeconomically poor situation with a lack of opportunities for work ([Vargas 2001](#)). Further research is necessary to improve our understanding of the composition of and interactions among the species of grasses comprising the plant associations in which the jackrabbit lives. It will also be critically important to establish appropriate management strategies for the grassland and savanna communities in order to avoid further degradation of the remaining populations of the Tehuantepec jackrabbit.

Acknowledgements

We appreciate the help of J. Bolaños, X. Sántiz, M. Ruiz in the fieldwork. We thank M. Gómez and M. Martínez for their support in the determination of grasses. Thanks also to the families Antonio Gutiérrez and Gutiérrez Vázquez for their support in the field. Finally, we thank two anonymous reviewers for their help in the review of this manuscript.

Literature cited

ANDERSON, R. C. 2006. Evolution and origin of the Central Grassland of North America: climate, fire, and mammalian grazers. *Journal Torrey Botanical Society* 133:626–

647.

- ARAGÓN, L.** 2001. Etapa final de la captura y catalogación del Herbario del Instituto de Ecología, A. C., Centro Regional del Bajío. Instituto de Ecología, A. C. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. Q017.
- ARMENTERAS, D., AND M. MULLIGAN.** 2010. Modelling the potential distribution of tree species on a national scale in Colombia: application to *Palicourea angustifolia* Kunth and *Palicourea guianensis*. *Aubl. Caldasia* 32:355–380.
- BOMHARD, B., D. M. RICHARDSON, J. S. DONALDSON, G. O. HUGHES, G. F. MIDGLEY, D. C. RAIMONDO, A. G. REBELO, M. ROUGET, AND W. THUILLER.** 2005. Potential impacts of future land use and climate change on the Red List status of the Proteaceae in the Cape Floristic Region, South Africa. *Global Change Biology* 11:1452–1468.
- CAMACHO, A., E. MINTEER, B. A. DOREMUS, AND J. S. McLACHLLAN.** 2010. Perspectives: Reassessing Conservation Goals in a Changing Climate. *Issues in science and technology*. University of Texas. Dallas, EE. UU.
- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, E. J. NARANJO, M. PANDO, AND T. RIOJA.** 2010. Home range dynamics of the Tehuantepec Jackrabbit in Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:143–151.
- CERVANTES, F. A.** 1993. *Lepus flavigularis*. *Mammalian Species* 423:1–3.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, V. FARIAS, AND J. VARGAS.** 2008. *Lepus flavigularis* IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2.
- CHAMAILLÉ-JAMMES, S., AND W. J. BOND.** 2010. Will global change improve grazing quality of grasslands? A call for a deeper understanding of the effects of shifts from C_4 to C_3 grasses for large herbivores. *Oikos* 119:1857–1861.
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD).** 2006. Capital natural y bienestar social, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- COLLATZ, G. J., J. A. BERRY, AND J. S. CLARK.** 1998. Effects of climate and atmospheric partial pressure on the global distribution of C_4 grasses: present, past and future. *Oecologia* 114:441–454.
- DANIEL, A., J. HOLECHEK, R. VALDEZ, A. TEMBO, L. SAIWANA, M. FUSCO, AND M. CARDENAS.** 1993. Jackrabbit densities on faire and good condition Chihuahuan desert range. *Journal Range Management* 46:524–528.
- DUCKWORTH, J. C., R. G. H. BUNCE, AND A. J. C. MALLOCH.** 2000. Modelling the potential effects of climate change on calcareous grasslands in Atlantic Europe. *Journal of Biogeography* 27:347–358.
- DUNN, J. P., J. A. CHAPMAN, AND R. E. MARSH.** 1982. Jackrabbits (*Lepus californicus* and Allies). Pp. 146–163 in *Wild Mammals of North America* (Chapman, J. A., and G. A. Feldhamer, eds.). The Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE. UU.
- ELITH, J., AND J. R. LEATHWICK.** 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40:677–97.
- ELITH, J., S. J. PHILLIPS, T. HASTIE, M. DUDÍK, Y. E. CHEE, AND C. J. YATES.** 2010. A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity and Distributions* 17:43–57.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute).** 2011. ArcGIS Desktop: Release 10, Environmental Systems Research Institute. Redlands, EE.UU.
- ESTRADA-CASTILLÓN, E., L. SCOTT-MORALES, J. A. VILLARREAL-QUINTANILLA, E. JURADO-YBARRA, M. COTERA-CORREA, C. CANTÚ-AYALA, AND J. GARCÍA-PÉREZ.** 2010. Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus*): diversidad y endemismo de especie. *Revista*

Mexicana de Biodiversidad 81:401–416.

- FARIAS, V.** 2004. Spatio temporal ecology and habitat selection of the critically endangered tropical jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, México. Tesis de doctorado. University of Massachusetts. Amherst, EE. UU.
- FIELDING, H. A., AND J. F. BELL.** 1997. A review of methods for the assessment of predictions errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38–49.
- FLUX, J. E. C., AND R. ANGERMANN.** 1990. The hares and jackrabbits. Pp. 61-94 in *Rabbits, hares and pika* (Chapman, J.A., and J.E.C. Flux, eds). Status survey and Conservation Action Plan. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland.
- GARCÍA, E.** 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- GORMLEY, A. M., D. M. FORSYTH, P. GRIFFIOEN, M. LINDEMAN, D. S. L. RAMSEY, M. P. SCROGGIE, AND L. WOODFORD.** 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.
- HAMPE, A.** 2004. Bioclimate envelope models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography* 13:469–76.
- HEIKKINEN, R. K., M. LUOTO, M. B. ARAÚJO, R. VIRKKALA, W. THULLER, AND M. T. SYKES.** 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography* 30:751–777.
- HERRERA, Y.** 1997. Estudio biosistemático del género *Bouteloua* (Poaceae) en México Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Durango Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. B 61.
- HIJMANS, R. J., S. E. CAMERON, J. L. PARRA, P. G. JONES, AND A. JARVIS.** 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.
- HOPKINS, A., AND A. DEL PRADO.** 2007. Implications of climate change for grassland in Europe: impacts, adaptations and mitigation options: a review. *Grass and Forage Science* 62:118–126.
- HUTCHINSON, G. E.** 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quant. Biology* 22:415–427.
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA).** 2012. Guía para la interpretación de cartografía. Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250000. Serie IV. Ciudad de México, México.
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE).** 2012. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN. Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN. IUCN, Gland, Suiza, Cambridge, Reino Unido.
- JACKSON, S. T., J. L. BETANCOURT, R. K. BOOTH, AND S. T. GRAY.** 2009. Ecology and the ratchet of events: climate variability, niche dimensions, and species distributions. *Proceedings of the National Academy of Science* 2:19685–1 9692.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., AND J. M. LOBO.** 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. *Acta Oecologica* 31:361–369.
- LATTANZI, F. A.** 2010. C3/C4 grasslands and climate change. Pp. 3-13 in *Grassland in a changing world* (Schnyder, H., J. Isselstein, F. Taube, K. Auerswald, J. Schellberg, M. Wachendorf, A. Herrmann, M. Gierus, N. Wrage, and A. Hopkins, eds). Universität

- Göttingen, European Grassland Federation. CIUDAD, Germany.
- LEACH, K., R. KELLY, A. CAMERON, W. I. MONTGOMERY, AND N. REID.** 2014. Response to climate change is related to species traits in the Lagomorpha. <http://biorxiv.org/> from
- LEVINSKY, I., F. SKOV, J. C. SVENNING, AND C. RAHBEK.** 2007. Potential impacts of climate change on the distributions and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity Conservation* 16:3803–3816.
- LIDICKER, W. Z.** 2015. Mammalian conservation: scientific frontiers and socio-political pitfalls. *Therya* 6:1–10.
- LORENZO, C., O. RETANA-GUIASCON, F. A. CERVANTES, J. VARGAS, AND G. L. PORTALES.** 2000. Status survey of the critically endangered *Lepus flavigularis*. Final report to Chicago Zoological Society. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, F. BARRAGÁN, AND J. VARGAS.** 2006. New records of the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) from Oaxaca, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 51:116–119.
- LORENZO, C., T. M. RIOJA, A. CARRILLO, AND F. A. CERVANTES.** 2008. Population fluctuations of *Lepus flavigularis* (Lagomorpha: Leporidae) at Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 24:207–220.
- LORENZO, C., A. CARRILLO-REYES, M. GÓMEZ-SÁNCHEZ, A. VELÁZQUEZ, AND E. ESPINOZA.** 2011. Diet of the endangered Tehuantepec jackrabbit, *Lepus flavigularis*. *Therya* 2:67–76.
- LORENZO, C., A. CARRILLO-REYES, T. M. RIOJA-PARADELA, M. DE LA PAZ CUEVAS, J. BOLAÑOS CITALÁN, AND S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA.** 2014. Estado actual de conservación de liebres y conejos en categoría de riesgo en México. Technical Report. Project HK052. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- MCCARTY, J. P.** 2001. Ecological Consequences of Recent Climate Change. *Conservation Biology* 15:320–331.
- ORTIZ, P., J. R. HERNÁNDEZ, AND J. M. FIGUEROA.** 2004. Reconocimiento Fisiográfico y geomorfológico. Pp. 43-54 in *Biodiversidad de Oaxaca* (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza - World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- OSBORNE, C. P.** 2008. Atmosphere, ecology and evolution: what drove the Miocene expansion of C4 grasslands?. *Journal of Ecology* 96:35–45.
- PANERO, J. L.** 2003. Catálogo electrónico de especímenes depositados en el Herbario de la Universidad de Texas en Austin, Fase IV. Herbarium. The University of Texas. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. AE013.
- PARRA, G., E. MARTÍNEZ-MEYER, AND G. PÉREZ.** 2005. Forecasting climate change effects on Salamander distribution in the Highlands of central Mexico. *Biotropica* 37:202–208.
- PETERSON, A. T., M. A. ORTEGA-HUERTA, J. BARTLEY, V. SÁNCHEZ-CORDERO, J. SOBERÓN, R. H. BUDDEMEIER, AND D. R. B. STOCKWELL.** 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416:626–629.
- PETERSON, A. T.** 2003. Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology* 9:647–655.
- PETERSON, A. T., E. MARTÍNEZ-MEYER, C. GONZÁLEZ-SALAZAR, AND P. W. HALL.** 2004. Modeled climate change effects on distributions of Canadian butterfly species. *Canadian Journal of Zoology* 82:851–858.
- PETERSON, A. T., J. SOBERÓN, R. G. PEARSON, R. P. ANDERSON, E. MARTÍNEZ-MEYER, M. NAKAMURA, AND M. B. ARAÚJO.** 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press. Princeton, EE. UU.
- PÉVET, P.** 1987. Environmental control of the annual reproductive cycle in mammals: role of

- the pineal gland. *Comparative Physiology of Environmental Adaptations* 3:82–100.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, AND R. E. SCHAPIRE.** 2006. A maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- PORTALES-BETANCOUR, G., L. HERNÁNDEZ, F. A. CERVANTES, AND J. W. LAUNDRE.** 2004. Reproduction of Black-tailed jackrabbits (*Lagomorpha: Lepus californicus*) in relation to environmental factors in the Chihuahuan Desert, México. *The Southwestern Naturalist* 49:359–366.
- PORTALES-BETANCOUR, G. L., L. HERNÁNDEZ, J. W. LAUNDRÉ, AND F. A. CERVANTES.** 2012. Reproducción y densidad de la liebre cola-negra (*Lepus californicus*) en relación a factores ambientales, en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Desierto Chihuahuense. *Therya* 3:171–183.
- RIahi, K., A. GRUEBLER, AND N. NAKICENOVIC.** 2007. Scenarios of long-term socio-economic and environmental development under climate stabilization. *Technological Forecasting and Social Change* 74:887–935.
- RICO, Y., C. LORENZO, F. X. GONZÁLEZ- CÓZATL, AND E. ESPINOZA.** 2008. Phylogeography and population structure of the endangered Tehuantepec jackrabbit *Lepus flavigularis*: implications for conservation. *Conservation Genetics* 9:1467–1477.
- RIOJA, T., C. LORENZO, E. NARANJO, L. SCOTT, AND A. CARRILLO-REYES.** 2011. Breeding and parental care in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 71:56–66.
- RIOJA, T., F. HERNÁNDEZ, G. CASTAÑEDA, A. CARRILLO, C. LORENZO, AND M. GÓMEZ.** In review. Trophic interactions between an endangered mammal and cattle: Implications for management practices. *Acta Oecologica*.
- RZEDOWSKI, J.** 2006. Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V., C. VERÓNICA, M. MUNGUÍA, AND S. SARKAR.** 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2:11–23.
- SÁNTIZ, E.** 2002. Distribución y abundancia de la liebre endémica *Lepus flavigularis* y el conejo castellano *Sylvilagus floridanus* (Mammalia: Lagomorpha) en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutierrez, México.
- SÁNTIZ, E.** 2005. Selección de hábitat y densidad poblacional de la liebre del Istmo *Lepus flavigularis* (Wagner 1844) en Oaxaca, México. Tesis de Maestría, Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México.
- SÁNTIZ, E. C., A. GONZÁLEZ-ROMERO, C. LORENZO, S. GALLINA-TESSARO, AND F. A. CERVANTES.** 2012. Uso y selección de asociaciones vegetales por la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Oaxaca, México. *Therya* 3:127–136.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México, México.
- SIQUEIRA, M. F. D., AND A. T. PETERSON.** 2003. Global climate change consequences for cerrado? tree species. *Biota Neotropica* 3:1–14.
- SOBERÓN, J., AND A. T. PETERSON.** 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1–10.
- THULLER, W., M. B. ARAUJO, AND S. LAVOREL.** 2004. Do we need land-cover data to model

- species distributions in Europe?. *Journal of Biogeography* 31:353-361.
- TORRES-COLÍN, R.** 2004. Tipos de vegetación. Pp. 105-117 in *Biodiversidad de Oaxaca* (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza - World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- TRIVIÑO, M., W. THULLER, M. CABEZA, T. HICKLER, AND M. B. ARAUJO.** 2011. The Contribution of Vegetation and Landscape Configuration for Predicting Environmental Change Impacts on Iberian Birds. *PLoS ONE* 6:1–10.
- VARGAS, J.** 2000. Distribución, abundancia y hábitat de la liebre endémica *Lepus flavigularis* (Mammalia: Lagomorpha). Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- VARGAS, Z.** 2001. Valoración de los vertebrados terrestres por huaves y zapotecas del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Tesis de maestría, El Colegio de La Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- VILLASEÑOR, J. L.** 2008. La familia Asteraceae en México, fase V. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto no. FE004.
- WARREN, D. L., A. N. WRIGHT, S. N. SEIFERT, AND H. B. SHAFFER.** 2014. Incorporating model complexity and spatial sampling bias into ecological niche models of climate change risks faced by 90 California vertebrate species of concern. *Diversity and Distribution* 20:334–343.

Submitted: November 20, 2015

Reviewed: January 26, 2016

Accepted: January 26, 2016

Associated editor: Williams Lidicker

ANEXO B. Artículo enviado (se anexa artículo)

Consecuencias de la dinámica de los usos del suelo sobre las coberturas vegetales, en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México

Eugenia del Carmen Sántiz^{1*}, Consuelo Lorenzo¹, Arturo Carrillo-Reyes², Darío Alejandro Navarrete³ y Gerald Islebe⁴

¹Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. C. P. 29290. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México; esantiz@ecosur.edu.mx, clorenzo@ecosur.mx

²Posgrado en Ciencias en Desarrollo Sustentable, Facultad de Ingeniería, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte Poniente No.1150. Col. Lajas Maciel. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México; arturocarrilloreyes@gmail.com

³Laboratorio de Información Geográfica, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. C. P. 29290. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México; dnavarre@ecosur.mx

⁴Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Av. del Centenario Km. 5.5. C.P. 77900. Chetumal, Quintana Roo, México; gislebe@ecosur.mx

Consecuencias de la dinámica de los usos del suelo sobre las coberturas vegetales, en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México

Resumen. Los ecosistemas terrestres han sufrido grandes transformaciones por los cambios de uso del suelo como consecuencia de las actividades humanas. Por ello, se estimaron las tasas de cambio de las coberturas vegetales y usos del suelo en la parte sur del Istmo de Tehuantepec, por ser una región de interés económico, histórico, biogeográfico y ecológico por su gran diversidad florística y faunística, para conocer la dinámica y magnitud de los cambios en las coberturas del suelo de 1986 al 2012 (26 años). Para dicho periodo, los asentamientos humanos ($\delta = 2.1$), tuvieron la mayor tasa de cambio positiva, es decir, incrementaron su superficie, y la selva baja espinosa ($\delta = -1.8$) y la sabana ($\delta = -1.2$), las mayores tasas de cambio negativas, que indican la pérdida de su superficie. Las coberturas vegetales originales fueron las más amenazadas, y su conservación dependerá de la planeación y manejo sustentable de los usos del suelo (agricultura y asentamientos humanos) por los tomadores de decisiones y pobladores locales. Se recomienda la protección de la selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia y sabanas porque en ellos existen especies amenazadas o endémicas de Oaxaca (e.g. la liebre de Tehuantepec, *Lepus flavigularis*, la iguana *Ctenosaura oaxacana* y el anfibio *Dermophis mexicanus*).

Palabras clave: cobertura, uso del suelo, tasa de cambio, Istmo de Tehuantepec.

Abstract. Terrestrial ecosystems have suffered great transformations for land use changes as a result of human activities. Therefore, we estimated rates of vegetal cover changes and land use in the southern part of the Tehuantepec Isthmus, for being an economic, historical, biogeographic and ecological region by its great floristic and faunistic diversity, and to know the dynamics and magnitude of the land cover change of 1986 to 2012 (26 years). For this period, human settlements ($\delta = 2.1$), had the highest positive change rate, i.e., increased its surface, and the thorn

woodland ($\delta = - 1.8$) and savanna ($\delta = - 1.2$), had the higher negative change rate, indicating the loss of its surface. The original vegetation cover were the most threatened, and their conservation will depend on planning and sustainable management of the land uses (agriculture and human settlements) by the policy makers and local residents. We recommended the protection of tropical dry forests and semideciduos forest, and savanna because in they inhabit endangered or endemic species of Oaxaca (e.g. the Tehuantepec jackrabbit, *Lepus flavigularis*, the iguana, *Ctenosaura oaxacana*, and the amphibian, *Dermophis mexicanus*).

Key words: cover, land use, change rates, Tehuantepec Isthmus.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, los cambios de usos del suelo (los distintos propósitos humanos con los que se aprovechan las coberturas del suelo), han sido un factor clave en la transformación del paisaje (Cincotta *et al.*, 2000; Velázquez *et al.*, 2002; Bocco *et al.*, 2009), y han contribuido de forma importante a la degradación ambiental (Cincotta *et al.*, 2000; Myint *et al.*, 2010), la pérdida de biodiversidad (Mas y Flamenco, 2011), la deforestación, la fragmentación y los cambios en la disponibilidad del hábitat para las especies silvestres (Cuarón, 2000; Menon *et al.*, 2001; Velásquez *et al.*, 2002; Pereira, 2009).

Dichos cambios en el uso del suelo son el resultado de una compleja interacción entre el ser humano y el medio biofísico, por lo que, los cambios en la configuración del paisaje varían para cada región de México según su contexto histórico, socioeconómico y ecológico (Vallecillo, 2009; Velázquez *et al.*, 2002). Entre los factores socioeconómicos que más inciden en los procesos de deforestación y degradación de las coberturas vegetales, se encuentran los aspectos demográficos (Lambin, 1997; López-Granados *et al.*, 2002). El crecimiento poblacional, es una

de las principales causas de las transformaciones de las coberturas del suelo (Mas *et al.*, 2009; Nájera *et al.*, 2010), porque implica una mayor demanda de espacios para vivienda y la producción de alimentos. Algunos autores señalan el avance agrícola como factor principal de este fenómeno (López-Granados *et al.*, 2002; Peralta-Rivero *et al.*, 2014), y otros consideran que las políticas gubernamentales y los programas de subsidio al campo son parte del problema (Pineda *et al.*, 2009; Reyes-Hernández *et al.*, 2003; Márquez, 2008).

Una región de gran interés económico, histórico, biogeográfico y ecológico por su gran diversidad florística y faunística es el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca (González *et al.*, 2004; Rzedowski, 2006; López *et al.*, 2009; Rioja-Paradela *et al.*, 2013), la cual ha sufrido grandes transformaciones en la cobertura vegetal, debido a acciones como los incendios inducidos, la creación y aumento de los asentamientos humanos (Vargas, 2000; Lorenzo *et al.*, 2000), y la deforestación para actividades dirigidas a usos agrícolas y ganaderas (Lorenzo *et al.*, 2006; Carrillo-Reyes *et al.*, 2010; Rioja *et al.*, 2011; Rioja *et al.*, 2012). Aunque los pobladores en la zona costera del Istmo de Tehuantepec son pescadores por tradición, en los últimos años la agricultura se ha convertido en una actividad importante para la generación de ingresos, que ha eliminado espacios importantes de cobertura vegetal necesarios para las poblaciones de fauna silvestre (Vargas, 2001; Lorenzo *et al.*, 2000). Sin embargo, no se conocen con exactitud cuáles son las coberturas vegetales más afectadas y cómo se están dando estos cambios.

Por lo tanto, el análisis de los cambios de cobertura vegetal y usos del suelo, en el sur del Istmo de Tehuantepec por un periodo de 26 años (1986-2012), a través de la estimación de las tasas de cambio (tasa anual de cambio calculado para un periodo de tiempo definido), permitirá conocer el grado de deforestación, alteración y transformación de las coberturas vegetales, así como su dinámica (cambios en las superficies de cambio anuales) y dirección (ganancia o pérdida en las superficies) de cambio a través del tiempo (Velázquez *et al.*, 2002; Mas y Fernández,

2003), y la identificación de las áreas más susceptibles de cambio (Veldkamp y Lambin, 2001). Los resultados de este estudio pueden ser útiles en la generación de propuestas de acciones de protección de la biodiversidad y de hábitats de la fauna endémica o amenazada que se encuentra en el área de trabajo.

MÉTODO

Área de estudio. Se localiza al sur del Istmo de Tehuantepec, en el estado de Oaxaca en la parte geográfica más estrecha de la República Mexicana, que separa al Golfo de México del Océano Pacífico. Tiene una superficie de 678,166.3 ha y se ubica entre las coordenadas 16°36'53"N; 95°21'38" W y 16°06'39" N; 94°14'23" W. Abarca en su mayoría la superficie plana del Istmo (0-100 msnm), ubicado en la zona costera del estado de Oaxaca, conocida también como la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec, con algunas elevaciones localizadas en la porción oriental de la planicie que no rebasan los 400 msnm dentro del estado de Oaxaca (Fig. 1; Ortiz *et al.*, 2004). Esta región es de suma importancia por su diversidad biológica y étnica, en ella se encuentran grupos como los huaves y zapotecos, conocidos por su riqueza cultural y aprovechamiento de la fauna silvestre (Carabias y Provencio, 1993). El clima en la zona es cálido subhúmedo con presencia de canícula o sequía de medio verano, con temperaturas medias anuales superiores a los 26 °C y precipitación total anual de 800 mm (García, 1988).

Insertar Figura 1 aquí.

El Istmo de Tehuantepec presenta una amplia distribución de matorrales y manglares con vegetación subacuática en sus lagunas costeras (Ortiz *et al.*, 2004), extensas superficies de sabanas con árboles aislados de nanche, *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth (1822) y morro, *Crescentia alata* Kunth (1819) (Rzedowski, 2006; Sántiz *et al.*, 2012). También existen extensiones importantes de selva baja caducifolia, ubicados entre los 60 y 1,000 msnm, selva baja

espinosa caducifolia, en elevaciones entre los 100 y 900 m y relictos de selva mediana subcaducifolia, en elevaciones de 10 a 500 m (Torres-Colin, 2004).

Cambio de cobertura vegetal y uso del suelo. Se elaboraron los mapas de vegetación y usos del suelo con el análisis de tres imágenes de satélite *Landsat Thematic Mapper* (TM; resolución espectral: 7 bandas; resolución espacial: 30 m) de marzo, abril y mayo de 1986, una imagen *Landsat Enhanced Thematic Mapper* (ETM+; resolución espectral: 7 bandas; resolución espacial: 30 m) de abril de 2001, y 6 imágenes SPOT (resolución espectral: 4 bandas; resolución espacial: 10 m) de noviembre de 2012. Se realizó la unión de imágenes Landsat TM y SPOT en el programa Erdas Imagine 2013, para obtener los mosaicos de imágenes que abarcarán toda el área de estudio. Las imágenes Landsat y SPOT fueron rodalizadas e interpretadas visualmente con el programa Arc GIS 10 (ESRI, 2011), siguiendo el método de clasificación interdependiente (FAO, 1996), que consiste en actualizar la interpretación de una fecha anterior con la imagen de la fecha siguiente.

Con el propósito de verificar la clasificación de la imagen de satélite y asegurar la confiabilidad de los mapas derivados de la rodalización de las imágenes de satélite, se realizó una verificación en campo, que consistió en un sistema de puntos aleatorios (130 coordenadas X,Y), ubicados en sitios con cobertura vegetal susceptible de ser confundida o interpretada erróneamente durante el análisis de las imágenes de satélite (Velázquez *et al.*, 2002). Las salidas al campo para la toma de los puntos de verificación se realizaron en los meses de julio (10-14) y noviembre (26-30) de 2012, y febrero (26-28), abril (9-12) y septiembre (13-14) de 2013. En los puntos de verificación se tomaron coordenadas usando un sistema de coordenadas métrico (Universal Transversa de Mercator) con datum World Geodesic System de 1984 (WGSS84). Las coordenadas se ubicaron espacialmente con un receptor manual geográfico (GPS) marca Garmin

etrex y se describió el tipo de vegetación de acuerdo con la clasificación de Miranda y Hernández (1963), así como los usos del suelo (e.g. agrícola).

Superficies de cambio. Una vez elaborados los mapas de vegetación y usos del suelo correspondientes a 1986, 2001 y 2012, se procedió a realizar el cruce de mapas con la ayuda del módulo *Land Change Modeler* en el programa IDRISI Selva module ver. 17.02. Previo al cruce de mapas, se homogeneizó el tamaño del pixel de las tres capas (1986, 2001, 2012) a un tamaño de 15 m a través de la conversión de los mapas de coberturas vegetales y usos del suelo a formato raster.

Tasas de cambio. Se estimaron las tasas de cambio de cada una de las coberturas vegetales y usos del suelo, para tres periodos de tiempo, los dos primeros separando los 26 años de análisis en dos periodos de 1986-2001, 2001-2012 y el tercero considerando todo el periodo de análisis que abarca de 1986-2012, el cálculo de las tasas de cambio se realizó usando la siguiente fórmula (FAO, 1996):

$$\delta_n = [(S_2/S_1)^{1/n} - 1] * 100$$

Donde:

δ_n = tasa de cambio expresado en porcentaje

S_1 = superficie en ha del periodo inicial

S_2 = superficie en ha del último periodo

n = número de años entre los dos periodos

Las tasas de cambio son expresadas en porcentaje por año para cada tipo de vegetación y uso del suelo (Velázquez *et al.*, 2002). El estimar las tasas de cambio de 1986 al 2001, de 2001 al 2012, y todo el periodo de 1986 al 2012, permite determinar el periodo en el cual han aparecido

los cambios más significativos o si los cambios han sido constantes a lo largo de los 26 años del análisis.

RESULTADOS

Mapas de vegetación y usos del suelo. Se establecieron un total de 13 categorías de vegetación y usos del suelo (Miranda y Hernández, 1963) en los mapas de los años analizados (Cuadro 1). Los cambios de cobertura en el área de estudio han favorecido el incremento de los usos del suelo y ha reducido las coberturas vegetales naturales, las cuales cambiaron de 31.5% (213,927.705 ha) en 1986 a 24.9% (168,934.2 ha) en el 2012. En donde la cobertura agrícola es el uso del suelo que predomina en el área de estudio desde 1986 (19.6% de la superficie total de estudio), y que muestra un incremento hasta el 2012 (23.6% de la superficie total del área de estudio; Cuadro 1).

Superficie de cambio. En los tres periodos de análisis, la vegetación secundaria fue la cobertura vegetal que presentó las mayores superficies de cambio a otro tipo de cobertura de suelo (pérdidas) con 21,716.6 ha en el periodo 1986-2001, 26,569.5 ha entre 2001-2012, y 27,194.7 ha para el periodo total de estudio, por lo tanto, redujo su superficie (1986-2012; Cuadro 1; Fig. 2). Sin embargo, en los primeros dos periodos de análisis, la vegetación secundaria también incrementó en su superficie (ganancia), debido a que otros tipos de cobertura de suelo se modificaron a esta misma, con 34,311.5 ha para el periodo 1986-2001, 29,236.8 ha en el periodo 2001-2012, y 42,457 ha para el periodo 1986-2012. La cobertura de suelo con mayor incremento de superficie para el periodo 1986-2012 fue la cobertura agrícola con 42,521.3 ha (Fig. 2; Cuadro 1).

Insertar Figura 2 aquí.

Tasas de cambio. Los asentamientos humanos y la selva baja espinosa fueron las coberturas con mayor tasa de cambio. En el caso de los asentamientos humanos, las tasas de cambio fueron positivas en los tres periodos de análisis, es decir, ampliaron su superficie con una tasa de $\delta = 2.0\%$ de incremento anual entre 1986-2001, $\delta = 2.2\%$ anual entre 2001-2012 y $\delta = 2.1\%$ anual de incremento para el periodo 1986-2012 (Cuadro 1). Este incremento de superficie, permitió que los asentamientos humanos pasaran de ser el 0.9% del área total de estudio en 1986, con una superficie de 6,028.5 ha, a ser el 1.5% del área total de estudio en el 2012, con una superficie de 10,200.6 ha (Cuadro 1). Aunque varios de los poblados rurales muestran un incremento poblacional, las ciudades urbanas son las que mostraron el mayor crecimiento desde 1986, entre ellas: Salina Cruz, Juchitán, Santo Domingo Tehuantepec y San Blas Atempa.

A diferencia de las coberturas de uso antrópico, las coberturas vegetales naturales (selva baja espinosa, sabana, selva baja caducifolia, matorral espinoso, selva mediana subperennifolia, bosque de encino-pino y manglar) están sufriendo pérdidas de superficie desde 1986, ya que los valores de las tasas de cambio son negativos (Cuadro 1). Las coberturas con las mayores tasas de cambio negativas (pérdida anual) en los tres periodos de análisis (1986-2001, 2002-1021, 1986-2012) fueron la selva baja espinosa y la sabana. La selva baja espinosa presentó las mayores tasas de cambio negativas en dos periodos, durante el periodo 1986-2001 perdió el $\delta = 2\%$ anual de su superficie y $\delta = 1.8\%$ anual en el periodo 1986- 2012 (Cuadro 1). Estas pérdidas de superficie provocaron que la selva baja espinosa pasara del 5.5% (37,080.5 ha) de la superficie total del área de estudio en 1986 a 3.5% (23,608.8 ha) del área total en el 2012 (Cuadro 1). La sabana fue la cobertura natural con la mayor tasa de cambio negativa en el periodo del 2001 al 2012, ya que perdió el $\delta = -2.2\%$ anual de su superficie, provocando la reducción de su superficie del 3.6% (24,089.2) en 2001 al 2.8% (18,909.7) para el 2012 (Cuadro 1).

Insertar Cuadro 1 aquí.

En general, todas las coberturas y usos del suelo sufrieron cambios (de color negro en Fig. 3) hacia otro tipo de cobertura del suelo, esta superficie de cambio representa el 14.7% (99,666.8 ha; Fig. 3) del área total de estudio (678,166.3 ha) y el 85.3% (578,499.5 ha) restante persistió (de color blanco en Fig. 3), lo que se refiere a las áreas de la zona de estudio que no presentaron procesos de transformación. La vegetación secundaria, cobertura agrícola y asentamientos humanos fueron las coberturas con mayor persistencia desde 1986 (Fig. 3; Cuadro 1).

Insertar Figura 3 aquí.

DISCUSIÓN

En general, las coberturas vegetales naturales son las más afectadas por los cambios en los usos del suelo en el área de estudio, y existe un proceso de deforestación de las coberturas naturales como en otras partes del país. El proceso de deforestación implica la eliminación de la cobertura vegetal, sea arbórea, arbustiva o herbácea. Tan solo en México, la vegetación primaria entre 1976-1993 se redujo a 54% de su superficie original, con una tasa de cambio de 946,146 ha/año (Mas *et al.*, 2004). Asimismo, en la sierra norte de Oaxaca, se reportó una tasa de deforestación del 3% anual de los bosque tropicales y templados (Gómez-Mendoza *et al.*, 2006). La principal amenaza de estos bosques tropicales es la transformación a pastura y tierras agrícolas, porque estas actividades humanas están subsidiadas (Martínez, 2005).

La modificación de las coberturas vegetales naturales hacia la agricultura o ganadería, ha provocado la fragmentación, disminución y degradación de áreas que funcionan como hábitat para la fauna silvestre. La fragmentación de los hábitats, es un proceso de transformación que induce la formación de parches de vegetación aislados, con menores áreas a la original y rodeados con una matriz a veces inhóspita (Bender *et al.*, 1998), que puede ocasionar problemas de colonización, flujo genético o extinciones locales de las especies de fauna si las migraciones

son raras o nulas por el aislamiento y tamaño de los parches (Nupp y Swihart, 2000; Smith y Hellmann, 2002). En la zona de estudio se encuentra la liebre de Tehuantepec, *Lepus flavigularis* que ha sufrido una reducción de su hábitat por la expansión de los asentamientos humanos, fragmentación y reducción de su hábitat (sabanas) que la han colocado en riesgo de desaparecer por el aislamiento geográfico y genético (Lorenzo *et al.*, 2006). Otro caso es el del puercoespín (*Sphiggurus mexicanus*), que también ha sufrido una reducción y fragmentación de su hábitat (selva baja subperennifolia), así como la pérdida de conectividad entre fragmentos por la expansión de zonas agrícolas (Lorenzo *et al.*, 2014). Asimismo, en otros lugares se han reportado efectos de los cambios de uso del suelo en la fauna. Un caso específico es el gato montés sudamericano (*Leopardus geoffroyi*), que mostró en campos ganaderos, una tasa de supervivencia y densidad bajas, una mayor proporción de machos, áreas de actividad mayores en las hembras y tasas de emigración mayores en campos ganaderos en comparación con un área protegida (Pereira, 2009).

En el área de estudio, los asentamientos humanos, agricultura y vegetación secundaria fueron las coberturas que incrementaron su superficie en el periodo 1986-2012, lo que coincide con lo reportado en otras partes del país, por ejemplo, en un análisis similar realizado en el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo, los usos antrópicos, la vegetación perturbada y las zonas erosionadas presentaron incrementos, mientras que los tipos de vegetación identificados presentaron tasas de cambio negativas (Zenil, 2009).

El incremento de los asentamientos humanos en el área de estudio, principalmente el crecimiento urbano no solo reduce la cantidad de espacio y vegetación, también amenaza el valor escénico, histórico y biológico de estas áreas (Myint *et al.*, 2010), contamina el suelo y genera residuos peligrosos (Guhathakurta *et al.*, 2000), que llevan a una degradación ambiental (Myint, *et al.*, 2010). Un estudio de los cambios de uso del suelo en las ciudades urbanas de Nogales,

Sonora y Nogales, Arizona, reportaron altos niveles de degradación de la tierra por el crecimiento urbano (Myint *et al.*, 2010). Incluso, se ha reportado la disminución de las áreas de recarga de acuíferos en la Ciudad de México (Schteingart y Salazar, 2003) y la degradación de la cuenca del Lago de Cuitzeo en Michoacán por el crecimiento desmedido de los asentamientos urbanos (López-Granados *et al.*, 2002).

La creación de nuevas áreas para la actividad agrícola ha sido muy marcada en el área de estudio (superficie de incremento desde 1986 al 2012 de 27,119.3 ha), inicialmente para el cultivo de maíz; sin embargo, debido a las condiciones físicas y ambientales (suelo arenoso, sequías intensas, lluvias intensas en cortos periodos de tiempo), actualmente se ha incrementado el cultivo de sorgo, tendencia que continuará debido a los bajos ingresos y falta de oportunidad de empleo de los pobladores locales (Vargas, 2001; Lorenzo *et al.*, 2006; Rioja *et al.*, 2012).

La ganadería es otra de las actividades que se practica en el área de estudio, actividad que se ha incrementado, al convertir las coberturas naturales como las sabanas y selvas a potreros (Lorenzo *et al.*, 2006; Rioja *et al.*, 2012), provocando la modificación de la composición de las especies vegetales como en otras partes del país (Conabio, 2006). En las zonas áridas y semiáridas en México, la ganadería ha alterado el 95% de los pastizales naturales y ha provocado además la eliminación de especies vegetales nativas de alto valor forrajero y fomentado la dominancia de la flora invasora y no apetecible por el ganado y la compactación del suelo (Conabio, 2006). Además en la zona se practican los incendios, para provocar el rebrote del pasto que sirve de alimento al ganado, y quemas agrícolas no controladas que provocan incendios forestales (Vargas, 2000; Lorenzo *et al.*, 2000; Conabio, 2006). El uso del fuego en las actividades agropecuarias, elimina la capa orgánica del suelo y es la causa del 48% de los incendios forestales (Conabio, 2006). El cambio de uso del suelo para actividades agropecuarias, así como los incendios forestales han sido de las principales causas de la destrucción de áreas

extensas de bosque y zonas áridas en las distintas regiones de Oaxaca, principalmente en el Istmo de Tehuantepec (González *et al.*, 2004; INEGI, 2005).

La vegetación secundaria, es la cobertura más dinámica en el área de estudio, lo que indica tanto la degradación de las coberturas vegetales como la probable recuperación de sitios degradados, ya que en muchas regiones de México los terrenos agrícolas son abandonados después de algunos años y pueden cubrirse de pasto e iniciar un proceso de recuperación hacia vegetación secundaria (Rzedowski, 2006).

CONCLUSIÓN

Los usos del suelo antrópicos (agricultura, ganadería y asentamientos humanos) han provocado la modificación de la distribución y reducción de la superficie de las coberturas vegetales, principalmente las selvas y sabanas en el área de estudio. La selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia y la sabana, son coberturas vegetales naturales de importancia para la conservación, ya que además de poseer una alta diversidad biológica, en ellas existen especies amenazadas o endémicas de Oaxaca (e.g. la liebre de Tehuantepec, *L. flavigularis*, la iguana, *Ctenosaura oaxacana*, el anfibio, *Dermophis mexicanus*), por lo cual su protección se considera prioritaria (Vargas, 2001; Lorenzo *et al.*, 2006; López *et al.*, 2009; Rioja-Paradela *et al.*, 2013). Además, la protección de estos tipos de vegetación naturales en el área de estudio, puede ayudar a reducir la deforestación y el avance de los usos antrópicos como se ha reportado en otros sitios (Menon *et al.*, 2001; Myint *et al.*, 2010). Se requieren acciones de reforestación, control de erosión, manejo de los cultivos con prácticas agrícolas amigables con el ambiente, y planeación y regulación del crecimiento urbano para asegurar un desarrollo sustentable en la zona (Menon *et al.*, 2001; Myint *et al.*, 2010). Estos resultados son la base para el establecimiento de políticas de

uso y manejo de los recursos, fundamental en el proceso de ordenamiento territorial y en las políticas ambientales con miras al desarrollo sustentable.

LITERATURA CITADA

- Bender, D.J., T.A. Contreras y L. Fahrig (1998), “Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect”, *Ecology*, num.79, pp. 517-533.
- Bocco, G., F. A. Rosete y J. L. Pérez (2009), “Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México”, *Investigaciones Geográficas, Boletín*, num. 67, del Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 39-58.
- Carabias, J. y E. Provencio (1993), “Hacia un modelo de desarrollo agrícola sustentable”, en Calva, J. L. (coord.), *Alternativas para el campo mexicano*, Tomo II.. Friedrich Ebert Stiftung, UNAM, pp. 44-59.
- Carrillo-Reyes, A., C. Lorenzo, E. J. Naranjo, M. Pando y T. Rioja (2010), Home range dynamics of the Tehuantepec jackrabbit in Oaxaca, Mexico, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, num. 81, pp.143-151.
- Cincotta, R. P., J. Winsnewski y R. Engelman (2000), Human population in the biodiversity hotspots, *Nature*, num 404, pp. 990–991.
- Conabio (2006), *Capital natural y bienestar social*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Cuarón, A. (2000), “Effects of Land-Cover Changes on Mammals in a Neotropical Region: A Modeling Approach”, *Conservation Biology*, num.14, pp. 1676-1692.
- ESRI (2011), ArcGIS Desktop: Release 10, Environmental Systems Research Institute (ESRI), Redlands, California, EE.UU.

- FAO (1996), *Forests Resources Assessment 1990*. Survey of Tropical Forest Cover and Study of Change Processes. Forestry Paper 130. Rome, Food and Agriculture Organization (FAO).
- García, E. (1988), *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*, Instituto de Geografía. UNAM. México.
- Gómez-Mendoza, L., E. Vega-Peña, M. I. Ramírez, J. L. Palacio-Prieto y L. Galicia (2006), “Projecting land use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico”, *Applied Geography*, num. 26, pp. 276-290.
- González, P. G., M. Briones-Salas y A. M. Alfaro (2004), “Integración del conocimiento faunístico del estado”, en García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*, Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México, pp. 449-466.
- Guhathakurta, S., K.D. Pijawka y S. Ashur (2000), “Planning for Hazard Mitigation in the U.S.-Mexican Border Region; An Assessment of Hazardous Waste Generation Rates for Transportation”, *Journal of Borderlands Studies*, num. 15, pp. 75-90.
- INEGI (2005), “*Carta de uso actual del suelo y vegetación Serie III*”, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), México.
- Lambin, E. (1997), *Modelling deforestation processes: a review tropical ecosystem environment observations by satellites*. TREE Series B., Research Report No. 1. European Commission Joint Research Centre– Institute for Remote Sensing Applications–European Space Agency, Luxembourg.
- López-Granados, E., M. Mendoza y A. Acosta (2002), “Cambio de cobertura vegetal y uso de la tierra. El caso de la cuenca endorreica del lago de Cuitzeo, Michoacán”, *Gaceta Ecológica*, num.64, pp. 19-34.

- López, J. A., C. Lorenzo, F. Barragán y J. Bolaños (2009). Mamíferos terrestres de la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, num. 80, pp. 491-505.
- Lorenzo, C., O. Retana, F. Cervantes, J. Vargas y G. Portales (2000), Status survey of the critically endangered *Lepus flavigularis* (final report). Chicago Zoological Society. Board of Trade Endangered Species Advisory Fund. 5 pp.
- Lorenzo, C., F. A. Cervantes, F. Barragán y J. Vargas (2006), “New records of the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) from Oaxaca, Mexico”, *The Southwestern Naturalist* num. 51, pp.116-119.
- Lorenzo, C., E. C. Sántiz, D. A. Navarrete y J. Bolaños (2014), “Causes and consequences of change rates in the habitat of the threatened tropical porcupine, *Sphiggurus mexicanus* (Rodentia: Erethizontidae) in Oaxaca, Mexico: implications for its conservation”, *Revista de Biología Tropical*, num.62, pp 1481-1494.
- Márquez, R. A. (2008), “Cambio de uso de suelo y el desarrollo turístico en Bahía de Banderas Nayarit”. UANL. *Ciencia*, num. 2, pp. 161-167.
- Martínez, E. (2005), *Relaciones entre el medio ambiente y los actores sociales en la planeación regional de la Sierra Norte de Oaxaca*, Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mas, J. y F. Fernández (2003), “Una evaluación cuantitativa de los errores en el monitoreo de los cambios de cobertura por comparación de mapas”, *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. México, num. 51, pp. 73-87.
- Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo y C. Alcántara (2004), “Assessing land use/cover changes: A nation wide multirate spatial database for Mexico”,

International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, num. 5, pp. 249-261.

Mas, J. F., A. Velázquez y S. Couturier (2009), “La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana”, *Investigación ambiental*, num. 1, pp. 23-39.

Mas, J. F. y A. Flamenco (2011), “Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México”, *GeoTropico*, num. 1, pp. 1-24.

Menon, S., R. G. Pontius, J. Rose, M. L. Khan y K. S. Bawa (2001), Identifying Conservation-Priority Areas in the Tropics: A Land-Use Change Modeling Approach. *Conservation Biology*, Vol. 15, No. 2, pp. 501-512.

Miranda, F. y E. Hernández (1963), “Los tipos de vegetación de México y su clasificación”, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, num.28, pp. 29-179.

Myint, S. W., J. Jain y S. Guhathakurta (2010), “Patterns and Rates of Land Use Land Cover Change: A Case Study of Ambos Nogales (Arizona and Sonora), 1985-2004”, *Journal of Latin American Geography*, Vol. 9, num. 3, pp. 245-274.

Nájera, O., J. I. Bojórquez, J. L. Cifuentes y S. Marcelaño (2010), “Cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del río Mololoa, Nayarit”, *Revista Biociencias*, vol.1, pp. 19-29.

Nupp, T. E. y R. K. Swihart (2000), “Landscape-level correlates of small mammal assemblages in forest fragments of farmland”, *Journal of Mammalogy* num. 81, pp. 512–526.

Ortiz, P., J. R. Hernández y J. M. Figueroa (2004), “Reconocimiento Fisiográfico y geomorfológico”, en García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*, Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza - World Wildlife Fund, México, pp. 43-54.

Peralta-Rivero, C., C. Contreras-Servín, M. G. Galindo-Mendoza, J. F. Mas y M. A. Siller (2014), “Analysis of Land Use and Land Cover Changes and Evaluation of Natural

- Generation and Potential Restoration Areas in the Mexican Huasteca Region”, *Open Journal of Forestry*, num. 4, pp.124-135.
- Pereira, J. (2009), “Efectos del manejo ganadero y disturbios asociados sobre la ecología trófica y espacial y la demografía del gato montés (*Leopardus geoffroyi*) en el desierto del monte, Argentina”, *Mastozoología Neotropical*, num.16, pp.515-517.
- Pineda, J. N., S. J. Bosque, D. M. Gómez y R. W. Plata (2009), “Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes: Una aproximación a los procesos de deforestación”, *Investigaciones geográficas*, num. pp. 33-52.
- Reyes-Hernández, H., S. Cortina-Villar, H. Perales-Rivera, E. Kauffer-Michael, J. M. Pat-Fernández (2003), “Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México”, *Investigaciones Geográficas*, num. 51, pp. 88-106.
- Rioja, T., C. Lorenzo, E. Naranjo, L. Scott y A. Carrillo-Reyes (2011), “Breeding and parental care in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*)”, *Western North American Naturalist*, num. 71, pp. 56-66.
- Rioja, T., A. Carrillo-Reyes, E. Espinoza-Medinilla y S. López-Mendoza (2012), “Basic ecology of the Oaxacan Spiny-tailed Iguana *Ctenosaura oaxacana* (Squamata: Iguanidae), in Oaxaca, Mexico”, *Revista de Biología Tropical*, num. 60, pp. 1613-1619.
- Rioja-Paradela, T., A. Carrillo-Reyes, G. Castañeda y S. López (2013), “Diversidad herpetofaunística al norte de la Laguna Inferior, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. México”, *Acta Zoológica Mexicana*, num. 29, Instituto de Ecología, A. C., México, pp 574-595.
- Rzedowski, J. (2006), *Vegetación de México*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

- Sántiz, E. C., A. González-Romero, C. Lorenzo, S. Gallina-Tessaro y F. A. Cervantes (2012), “Uso y selección de asociaciones vegetales por la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Oaxaca, México”, *Therya*, num. 3, pp.127-136.
- Schteingart, M. y C. Salazar (2003), “Expansión urbana, protección ambiental y actores sociales en la Ciudad de México”, *Estudios Demográficos y Urbanos*, Vol. 18, num. 3 pp. 433-460.
- Smith, J. N. y J. J. Hellmann (2002), “Population persistence in fragmented landscapes”, *Trends Ecological Evolution*, num. 17, pp. 397-399.
- Torres-Colín, R. (2004), “Tipos de vegetación”, en García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*, Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza - World Wildlife Fund, México, pp. 105-117.
- Vallecillo, R. S. (2009), “*Los cambios en el paisaje y su efecto sobre la distribución de las especies: modelización y aplicación a la conservación de las aves de hábitats abiertos en paisajes mediterráneos*”, Tesis de Doctorado, Universidad de Lleida.
- Vargas, J. (2000), “*Distribución, abundancia y hábitat de la liebre endémica Lepus flavigularis (Mammalia: Lagomorpha)*”. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 70 pp.
- Vargas, Z. (2001), “*Valoración de los vertebrados terrestres por los huaves y zapotecas de la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca*”. Tesis de Maestría, El Colegio de la Frontera Sur. México. 46 pp.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. L. Palacio, J. R. Díaz, S. R. Mayorga, C. Alcántara, R. Castro, G. Bocco, E. Ezcurra y T. Fernández (2002), “Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México”, *Gaceta Ecológica INE-SEMARNAT*, num. 62, pp. 21-37.

Veldkamp, A. y E. F. Lambin (2001), "Predicting land-use change", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, num. 85, pp. 1-6.

Zenil, N. M. (2009), "*Determinación de la tasa de cambio de uso del suelo en el Municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo*". Tesis de licenciatura, Chapingo, Texcoco, Estado de México.

LEYENDAS DE FIGURAS Y CUADROS.

Figura 1. Área de estudio en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

Figure 1. Study area in the South of the Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico.

Figura 2. Superficies de pérdida (barra gris) y de ganancia (barra negra) de cada tipo de vegetación y usos del suelo, para tres periodos de tiempo (1986-2001, 2001-2012, 1986-2012) en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Los acrónimos son los siguientes: PI: Pastizal inducido; VS: Vegetación secundaria; SBC: selva baja caducifolia; AgT: Agrícola; AH: asentamiento humano; SBe: Selva baja espinosa; SMsP: Selva mediana subperennifolia; SVA: Sin vegetación aparente; Sab: Sabana; CA: cuerpo de agua; Mng: Manglar; BQP: Bosque de encino pino; Mte: Matorral espinoso.

Figure 2. Surfaces of loss (gray bar) and gain (black bar) of each type of vegetation and land use, for three periods of time (1986-2001, 2001-2012, 1986-2012) in the Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. Acronyms are the following: PI: Induced grassland; VS: Secondary vegetation; SBC: Tropical dry forests; AgT: Agricultural; AH: Human settlement; SBe: Thorn woodland ; SMsP: Semi-deciduous forest ; SVA: No vegetation apparent; Sab: Savanna; CA: body of water; Mng: Mangrove; BQP: Oak pine forest; Mte: Thorny scrub.

Figura 3. Mapa de persistencia (blanco) y cambios (negro) de las coberturas vegetales y usos del suelo durante el periodo de 1986 al 2012.

Figure 3. Map of persistence (white) and changes (black) of vegetal cover and land use during the period of 1986 to 2012.

Cuadro 1. Superficies, porcentajes y tasas de cambio de cada una de las coberturas vegetales y usos del suelo en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. δ : tasa de cambio en porcentaje. Los acrónimos para la vegetación y uso del suelo son los mismos que para la Figura 2. P1 = Primer periodo: 1986-2001. P2 = Segundo periodo: 2001-2012. P3 = Tercer periodo: 1986-2012. PE = pérdida. GA = Ganancia.

Table 1. Surfaces, percentages and change rates for each vegetal cover and land use in the South of the Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. δ : change rate in percentage. The acronyms for the vegetation and land use are the same as Figure 2. P1 = First period: 1986-2001. P2 = Second period: 2001-2012. P3 = Third period: 1986-2012. PE = loss. GA = increased.

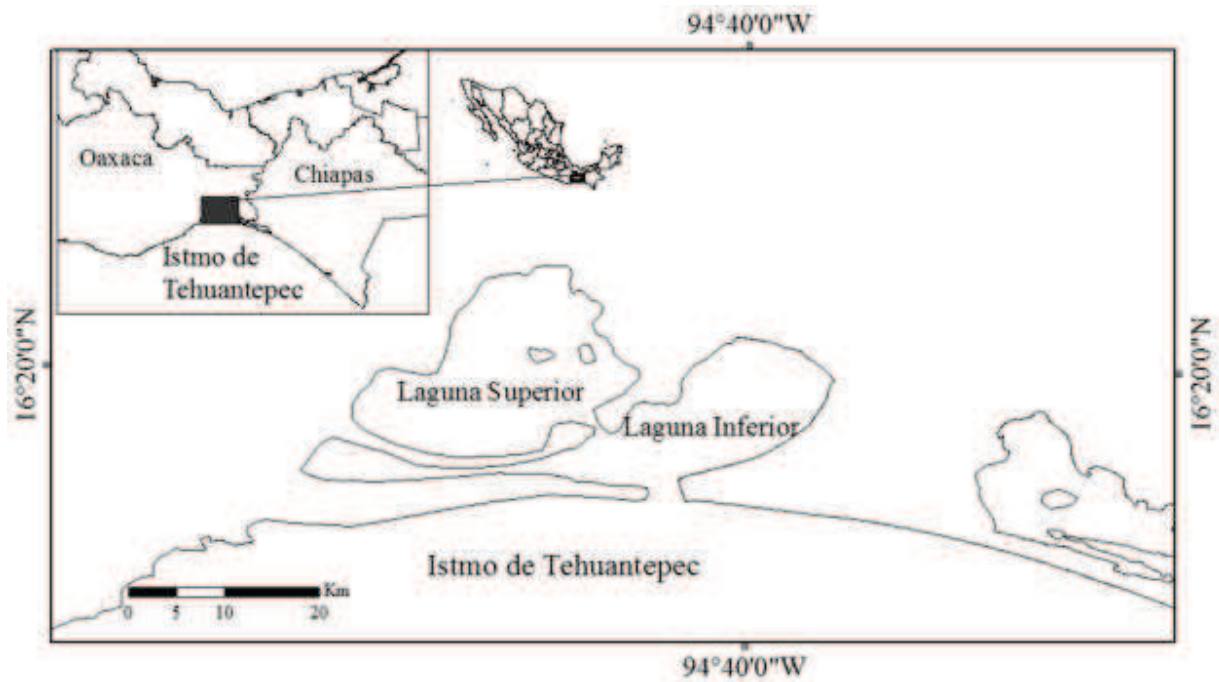


Figura 1. Área de estudio en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

Figure 1. Study area in the South of the Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico.

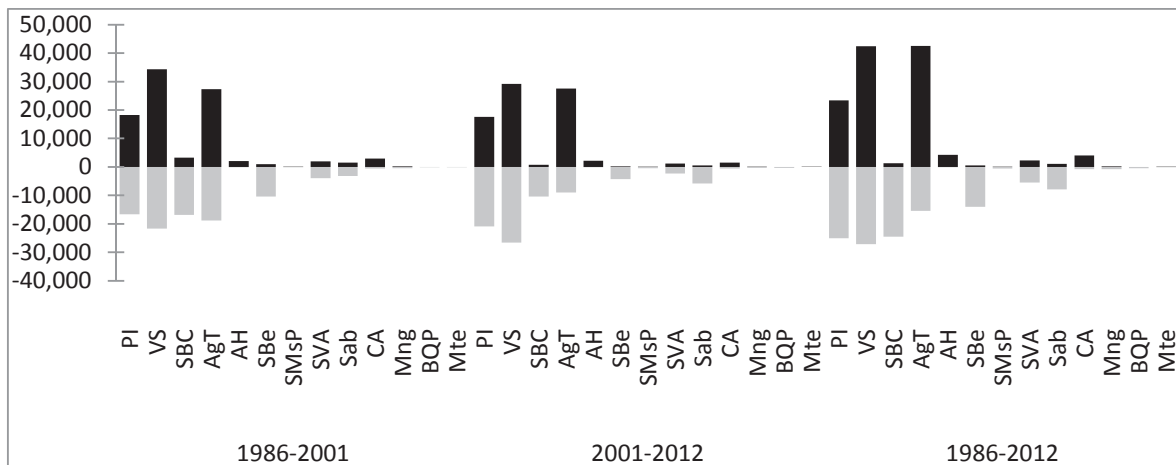


Figura 2. Superficies de pérdida (barra gris) y de ganancia (barra negra) de cada tipo de vegetación y usos del suelo, para tres periodos de tiempo (1986-2001, 2001-2012, 1986-2012) en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Los acrónimos son los siguientes: PI: Pastizal inducido; VS: Vegetación secundaria; SBC selva baja caducifolia; AgT: Agrícola; AH: asentamiento humano; SBe: Selva baja espinosa; SMsP: Selva mediana subperennifolia; SVA: Sin vegetación aparente; Sab: Sabana; CA: cuerpo de agua; Mng: Manglar; BQP: Bosque de encino pino; Mte: Matorral espinoso.

Figure 2. Surfaces of loss (gray bar) and gain (black bar) of each type of vegetation and land use, for three periods of time (1986-2001, 2001-2012, 1986-2012) in the Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. Acronyms are the following: PI: Induced grassland; VS: Secondary vegetation; SBC: Tropical dry forests; AgT: Agricultural; AH: Human settlement; SBe: Thorn woodland ; SMsP: Semi-deciduous forest ; SVA: No vegetation apparent; Sab: Savanna; CA: body of water; Mng: Mangrove; BQP: Oak pine forest; Mte: Thorny scrub.

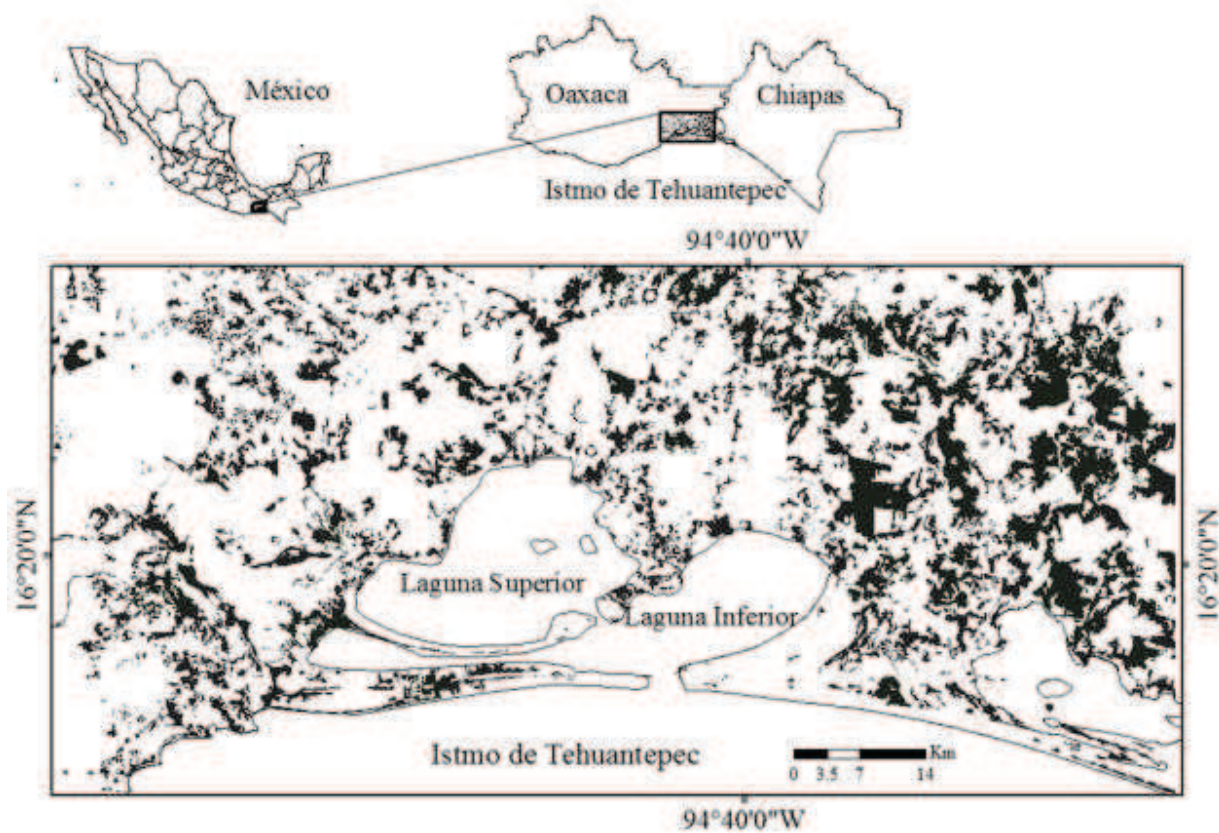


Figura 3. Mapa de persistencia (blanco) y cambios (negro) de las coberturas vegetales y usos del suelo durante el periodo de 1986 al 2012.

Figure 3. Map of persistence (white) and changes (black) of vegetal cover and land use during the period of 1986 to 2012.

Cuadro 1. Superficies, porcentajes y tasas de cambio de cada una de las coberturas vegetales y usos del suelo en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. δ : tasa de cambio en porcentaje. Los acrónimos para la vegetación y uso del suelo son los mismos que para la Figura 2. P1 = Primer periodo: 1986-2001. P2 = Segundo periodo: 2001-2012. P3 = Tercer periodo: 1986-2012. PE = pérdida. GA = Ganancia.

Table 1. Surfaces, percentages and change rates for each vegetal cover and land use in the South of the Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. δ : change rate in percentage. The acronyms for the vegetation and land use are the same as Figure 2. P1 = First period: 1986-2001. P2 = Second period: 2001-2012. P3 = Third period: 1986-2012. PE = loss. GA = increased.

Cobertura	Superficie 1986		P1		Superficie 2001		P2		Superficie 2012		Tasa de cambio (δ)				
	ha	%	PE	GA	ha	%	PE	GA	ha	%	PE	GA	P1	P2	P3
PI	51,837.0	7.6	16,617.4	18,275.5	53,495.1	7.9	20,891.2	17,614.9	50,218.8	7.4	25,047.8	23,429.6	0.2	-0.6	-0.1
VS	69,132.3	10.2	21,716.6	34,311.5	81,727.2	12.1	26,569.5	29,236.8	84,394.6	12.4	27,194.7	42,457.0	1.2	0.3	0.8
SBC	129,011.5	19.0	16,892.4	3,300.5	115,419.6	17.0	10,400.5	749.9	105,769.1	15.6	24,489.0	1,246.6	-0.8	-0.8	-0.8
AgT	132,945.1	19.6	18,813.4	27,358.1	141,489.8	20.9	9,013.3	27,587.9	160,064.4	23.6	15,402.0	42,521.3	0.4	1.1	0.7
AH	6,028.5	0.9	64.9	2,052.9	8,016.5	1.2	32.6	2,216.7	10,200.6	1.5	63.4	4,235.4	2.0	2.2	2.1
SBe	37,080.5	5.5	10,392.3	987.8	27,676.0	4.1	4,294.8	227.7	23,608.8	3.5	14,052.2	580.5	-2.0	-1.4	-1.8

SMsP	6,712.3	1.0	100.7	12.1	6,623.7	1.0	420.9	46.5	6,249.4	0.9	512.5	49.6	-0.1	-0.5	-0.3
SVA	14,853.2	2.2	3,995.8	1,971.2	12,828.6	1.9	2,352.8	1,155.6	11,631.5	1.7	5,531.2	2,309.5	-1.0	-0.9	-1.0
Sab	25,762.2	3.8	3,147.7	1,474.8	24,089.2	3.6	5,758.5	578.9	18,909.7	2.8	7,933.0	1,080.5	-0.5	-2.2	-1.2
CA	189,442.6	27.9	518.5	2,900.2	191,824.3	28.3	604.2	1,502.3	192,722.4	28.4	775.3	4,055.1	0.1	0.0	0.1
Mng	11,719.3	1.7	400.8	166.1	11,484.5	1.7	351.1	47.0	11,180.4	1.6	752.0	213.1	-0.1	-0.2	-0.2
BQP	3,437.0	0.5	113.5	0.0	3,323.5	0.5	291.0	0.0	3,032.5	0.4	404.6	0.0	-0.2	-0.8	-0.5
Mte	204.9	0.0	36.8	0.0	168.1	0.0	0.0	16.2	184.4	0.0	36.8	16.2	-1.4	0.8	-0.4