

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA
PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

DINÁMICA ESPACIO - TEMPORAL DE LAS TRANSFORMACIONES EN LA
COBERTURA VEGETAL Y EL CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA SIERRA MADRE
ORIENTAL DE SAN LUIS POTOSÍ Y SUS EFECTOS POTENCIALES SOBRE LA
DISTRIBUCIÓN DE LA AVIFAUNA.

PRESENTA:

FRANCISCO JAVIER SAHAGÚN SÁNCHEZ

DIRECTOR DE TESIS:

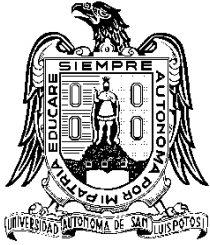
DR. HUMBERTO REYES HERNÁNDEZ

ASESORES:

DR. JOSÉ LUIS FLORES FLORES

DR. LEONARDO CHAPA VARGAS

AGOSTO 2012



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA
PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

DINÁMICA ESPACIO - TEMPORAL DE LAS TRANSFORMACIONES EN LA
COBERTURA VEGETAL Y EL CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA SIERRA MADRE
ORIENTAL DE SAN LUIS POTOSÍ Y SUS EFECTOS POTENCIALES SOBRE LA
DISTRIBUCIÓN DE LA AVIFAUNA.

PRESENTA:

FRANCISCO JAVIER SAHAGÚN SÁNCHEZ

COMITÉ TUTELAR:

DIRECTOR: DR. HUMBERTO REYES HERNÁNDEZ

ASESOR: DR. JOSÉ LUIS FLORES FLORES

ASESOR: DR. LEONARDO CHAPA VARGAS

Three handwritten signatures are shown, each on a horizontal line. The first signature is on the left, the second is in the middle, and the third is on the right. The third signature includes the initials 'LCh.' below it.

SINODALES:

PRESIDENTE: DR. HUMBERTO REYES HERNÁNDEZ

SECRETARIO: DR. JOSÉ LUIS FLORES FLORES

VOCAL: DR. LEONARDO CHAPA VARGAS

VOCAL: DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA

VOCAL: DR. ÁLVARO GERARDO PALACIO APONTE

Four handwritten signatures are shown, each on a horizontal line. The first signature is on the left, the second is in the middle, the third is on the right, and the fourth is on the far right. The fourth signature includes the name 'Palacio Aponte' written below it.

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ
PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO
EN CIENCIAS AMBIENTALES
COORDINACIÓN DE CIENCIAS SOCIALES Y HUMANIDADES**

CON FINANCIAMIENTO DE:

FOMIX – SEMARNAT – CONACYT 2006-C01-23754

A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:

**LOS PROCESOS DE DEFORESTACIÓN EN LA HUASTECA POTOSINA,
SUS IMPLICACIONES ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO Y ESCENARIOS FUTUROS.**

AGRADEZCO A CONACyT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 80889

**EL DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO ATRAVÉS
DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)**

Argumentum ornithologicum

*Cierro los ojos y veo una bandada de pájaros.
La visión dura un segundo o acaso menos;
no sé cuantos pájaros vi.
¿Era definido o indefinido su número?*

*(Fragmento)
Jorge Luis Borges*

Agradecimientos Institucionales

A la Universidad Autónoma de San Luis Potosí por la oportunidad y apertura para ser parte de su comunidad estudiantil en el doctorado del PMPCA.

Al PMPCA, Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales, por recibirme y formarme como Doctor en Ciencias Ambientales.

Al CONACYT por la beca otorgada para la realización de los estudios de doctorado en la UASLP. Número de registro 80889.

A la Coordinación de Ciencias Sociales y Humanidades, por permitirme ser parte de su equipo de trabajo y darme un espacio digno de trabajo. A todo el personal muchas gracias.

Al personal de la Coordinación Agenda Ambiental, por la disposición y múltiples apoyos recibidos en el proceso.

Al proyecto FOMIX/SEMARNAT/CONACYT 2006-C01-23754 por los recursos para el desarrollo del trabajo de gabinete y campo.

A la Universidad de Guadalajara por apoyarme para continuar con la formación como profesor e investigador.

Agradecimientos Personales

Agradezco al Dr. Humberto Reyes Hernández por la confianza y apoyo para la realización de esta empresa. Su dirección y consejos han sido fundamentales para la consecución de esta meta.

Al Dr. José Luis Flores Flores, por el tiempo dedicado para orientar el curso de este proceso, por los muchos consejos, las charlas vespertinas y la siempre asertiva palabra.

Al Dr. Leonardo Chapa, por sus valiosas observaciones y su disponibilidad incondicional a las múltiples revisiones y asesorías.

Al Dr. Adolfo Navarro Sigüenza, por su apoyo total y la confianza permanente.

Al Dr. Gerardo Palacio por su disposición y sugerencias siempre oportunas.

A todos los profesores e investigadores de la UASLP que participaron del proceso, por compartir sus conocimientos, gracias.

A mis compañeros de campo y amigos: A Jaime Castro Navarro, por toda la dedicación y aporte al logro de este trabajo. A Alex Reynoso por el apoyo siempre incondicional y por compartir el proceso. A Valeria Martín del Campo, por todo el soporte durante nuestra vecindad y por esa franca y transparente amistad. A Sandra Martínez por estar siempre dispuesta al trabajo y por supuesto, por la agradable y muy potosina compañía. A Teresa Hernández por diluir los momentos de estrés. A Azalea Ortiz por todo ese conocimiento SIG compartido, del cual estoy profundamente agradecido. A Marco por los “tip sig” y los muy buenos momentos. A I@s ENREM con quienes pase muchos de los mejores momentos en SLP. A todos los compañeros del PMPCA con los que de alguna forma compartí buenos momentos en el desarrollo de las actividades académicas y “deportivas”, gracias a todos.

Al Dr. Martín Huerta Martínez quien desde hace más de 20 años participa de mi formación como persona y biólogo.

A los compañeros en Preparatoria 8, por estar siempre atentos y optimistas de este proceso.

A los miembros de las comunidades en la Sierra Madre Oriental que compartieron su conocimiento y nos permitieron hacer este trabajo en sus territorios.

Dedicatorias

A Laura, por la forma en la que enfrentaste en distintos aspectos todo este proceso, por apoyarme y estar a mi lado siempre, por soportar los altibajos y confiar en mí. Tú eres ejemplo y motivo. Te amo.

A Guillermo y Xavier, por que pensar en Uds. hermosos hijos, hacía las semanas cortas y el trabajo menos intenso. Este doctorado es también suyo. Sé que fue duro, pero sé que, sin duda, valdrá la pena nuestro sacrificio. Los amo.

A mis padres Guillermo y Asunción, y a mis hermanos Guillermo, Patricia, Sandra, Fernando, Mariana y Tatiana, los quiero a todos.

A Félix Sánchez, mi otra mamá.

Contenido

Resumen	10
Abstract.....	11
Introducción	12
Capítulo I	16
Contexto general	16
Retos ante la pérdida de la Biodiversidad	16
El estudio de la avifauna en la Sierra Madre Oriental.....	18
Los procesos de transformación de la cobertura y el cambio de uso de suelo	20
La modelación espacial como herramienta de gestión para la conservación.....	22
Los modelos de distribución potencial y la priorización de áreas.....	24
Objetivo General.....	27
Objetivos Particulares	27
Área de estudio - La Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí.....	28
Fisiografía y geoformas	29
Altitud y Climas	31
Hidrología	32
Tipos de cobertura vegetal.....	34
Matorral submontano.....	34
Selva baja caducifolia.....	35
Selva alta o medianas subcaducifolia	35
Bosque Mesófilo de Montaña.....	36
Bosque de Quercus	36
Bosque de coníferas.....	37
Aspectos socio – económicos y demográficos	38
Áreas de conservación	42
Literatura citada.....	46
Capítulo 2	63
Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México.....	63
Resumen	63
Abstract.....	63
Introducción.....	64
Área de Estudio	66

Material y Métodos.....	68
Análisis espacio - temporal de los cambios en la cobertura.....	68
Modelización y simulación espacial con DINAMICA	69
Resultados.....	73
Dinámica de cambio en las coberturas	73
Pesos de evidencia.....	75
Estimación de áreas con probabilidad de cambio.....	77
Simulación de escenarios futuros	77
Discusión	81
Conclusiones.....	84
Agradecimientos.....	85
Literatura Citada.....	85
Capítulo 3	93
Distribución geográfica de la avifauna en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México: un análisis regional de su estado de conservación.	93
Resumen	93
Abstract.....	94
Introducción.....	95
Materiales y Métodos	97
Área de estudio	97
Obtención de datos y análisis de información	99
Distribución potencial de nichos y análisis espacial en áreas de conservación.....	101
Resultados.....	102
Patrones generales de distribución de la avifauna	102
Riqueza y semejanza de la composición de especies entre tipos de vegetación y usos de suelo	104
Modelación de nichos ecológicos.....	106
Distribución de especies de aves migratorias neotropicales.....	109
Distribución de nichos potenciales en áreas prioritarias para la conservación.....	109
Discusión	111
Agradecimientos.....	116
Literatura citada.....	116
Capítulo 4	137
Evaluación del impacto de los procesos de cambio en el uso de suelo sobre las áreas de distribución potencial de la avifauna: El caso de la Sierra Madre Oriental en San Luis	

Potosí.....	137
Resumen	137
Abstract.....	137
Introducción.....	138
Modelos espacialmente explícitos como herramientas para priorización de sitios.....	141
Área de estudio	142
Áreas dedicadas a la conservación	143
Métodos	144
Generación de escenarios de cambios futuros y delimitación de áreas susceptibles al cambio en el uso de suelo.....	144
Modelos de distribución potencial de las especies	145
Evaluación de impacto por cambio en el uso de suelo sobre los patrones de distribución.....	147
Resultados.....	148
Áreas con probabilidad de cambio y escenarios al 2025.....	148
Escenarios de distribución potencial de las aves	151
Impacto sobre áreas de distribución potencial.....	152
Papel de las áreas naturales protegidas.....	154
Discusión	156
Conclusiones.....	160
Literatura citada.....	161
Conclusiones generales.....	169
Áreas de oportunidad para el desarrollo de investigación y gestión futura.....	173
Anexo 1. Lista sistemática de la avifauna de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. (Incluido en capítulo 3. Página 128)	175
Anexo 2. Cuadros y Figuras	175

Resumen

México se ubica entre los países con una de las tasas más altas de deforestación, derivado de las presiones generadas por las actividades humanas. Los procesos resultantes de transformación y fragmentación de los ecosistemas, han alterado la integridad ecosistémica y amenazan la biodiversidad y los servicios ambientales. En este contexto, se analizó la dinámica de cambio en el uso de suelo y las coberturas vegetales en la porción de la Sierra Madre Oriental correspondiente al estado de San Luis Potosí, para evaluar el impacto sobre las áreas de distribución de la avifauna como sustituto de la biodiversidad. Se interpretaron y clasificaron tres imágenes de satélite Landsat (1989, 2000 y 2005) y se estimaron las tasas de cambio anual en las coberturas, a través de sobreposición y tabulación cruzada. Posteriormente se desarrolló un modelo espacialmente explícito, basado en la técnica de autómatas celulares con el programa DINAMICA, y se obtuvo un escenario de susceptibilidad al cambio actual y proyecciones de cambio en el futuro. Se recopiló la información avifaunística a partir de bases de datos, colecciones y trabajo de campo realizado entre enero del 2009 y Mayo del 2011 y se generaron modelos de distribución potencial para las especies con el programa GARP, incluyendo las especies sensibles, endémicas y consideradas bajo categoría de riesgo, dada su importancia en términos de priorización y diseño de áreas de conservación. Por último, se combinó la información derivada de los escenarios de cambio y la distribución potencial de las aves, para evaluar el efecto de la transformación sobre las áreas de concentración de la riqueza y el endemismo. Se determinó que las tasas de cambio en las coberturas vegetales fluctúan entre 0.2% y hasta 1.7% promedio anual, con una pérdida acelerada de bosques y selvas, mismas que son transformadas en zonas dedicadas a actividades agropecuarias. La densidad y la marginación de la población, así como la distancia a las vías de comunicación, resultaron las variables de mayor influencia en el proceso de cambio. Por otro lado, se encontró que existen zonas con concentración de riqueza de aves importante, donde la propensión al cambio puede impactar negativamente, ante la pérdida potencial de extensiones importantes de superficie con coberturas vegetales que resultan prioritarias para la conservación de la diversidad avifaunística. Desafortunadamente no se encontró una correspondencia entre las áreas dedicadas a la conservación y los sitios de riqueza determinados. La información obtenida es útil para el desarrollo de programas de gestión y conservación de la biodiversidad en la región.

Palabras clave: *cambio en el uso de suelo, Sierra Madre Oriental, San Luis Potosí, avifauna, autómatas celulares, garp, conservación.*

Abstract

México is among the countries with one of the highest rates of deforestation, derived from the pressures generated by human activities. The processes of transformation and fragmentation of ecosystems resulting have altered the ecosystem integrity and threaten biodiversity and environmental services. In this context, we analyzed the dynamics of land use cover change in the region of Sierra Madre Oriental in the Mexican state of San Luis Potosí, to assess the impact on the distribution range of birds as a biodiversity surrogate. A supervised classification of three Landsat imagery (1989, 2000, 2005) was conducted from which estimated annual change rates were calculated by overlay and cross-tabulation. Then a probability model of change was built in the DINAMICA EGO software. Based on cellular automata, change probability maps of current and future conditions of land use cover were generated. Information on the birds was compiled, based on data from literature, museums, scientific collections and fieldwork conducted from January 2009 to May 2011. Potential distributions for the species were modeled with GARP software. Finally, the potential impact was estimated by overlaying the information obtained from the stages of change and the potential distribution of species. Algebra maps were calculated and the affected areas were mapped to determine the location of the most vulnerable sites. We found that annual change rates in vegetal covers were between 0.2% and 1.7%. The oak forests and tropical deciduous forest were transformed into agricultural and grazing areas for livestock. Population density, marginalization and distance to roads, were highly influential variables on the likelihood of change. On the other hand, we found areas of high richness where the process in land use cover change could have negative effects as a result of the potential loss of large areas of surface with vegetal cover that are priorities for bird conservation. Unfortunately there is no correspondence between areas dedicated to conservation and those with high concentration of endemic or threatened birds. This information is valuable for development of management guidelines for biodiversity conservation in the region.

Keywords: land use cover change, Sierra Madre Oriental, San Luis Potosí, birds, cellular automata, garp, conservation.

Introducción

La transformación de las coberturas vegetales y el cambio en el uso de suelo, constituyen dos de las principales amenazas para la biodiversidad en todo el mundo. Por su importancia, este es un tema de atención prioritaria en materia ambiental en los distintos sectores de la sociedad, y ha propiciado un incremento en las acciones para enfrentar los retos que representan la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad, como un compromiso histórico con las generaciones futuras (Escalante *et al.* 2007, Sánchez-Cordero *et al.* 2009, CBD 2012).

En la actualidad se busca reducir el ritmo de pérdida de la diversidad biológica en los planos mundial, regional y nacional, a través de la atención de las principales amenazas, incluidas las derivadas de la introducción de especies exóticas, el cambio climático, la contaminación y las relacionadas con el cambio en el uso de suelo y las modificaciones en los hábitats (CBD 2006). Para lograrlo, resulta fundamental y es urgente, impulsar el conocimiento sobre las causas directas y subyacentes que están relacionadas con la variación y extensión de los cambios, para proveer de elementos de apoyo al diseño de estrategias de conservación y aprovechamiento futuro (Geist & Lambin 2002). Este tipo de acciones, enfocadas a la gestión ambiental, buscan mejorar las condiciones de vida de la sociedad, aportando información que ayude a estimar el valor e importancia de la diversidad y riqueza de las especies e impedir la constante modificación y pérdida de los recursos naturales y los servicios ambientales que éstos proveen (Velázquez *et al.* 2002a).

Las modificaciones a los ecosistemas son evidentes en todo el mundo y se acentúan principalmente en los neotrópicos. De acuerdo con la FAO (2007) en apenas cuatro décadas, el 50% de la superficie cubierta por bosques y selvas tropicales a nivel global, ha sido degradada severamente o transformada en zonas dedicadas a la agricultura, cambiando la configuración del paisaje y poniendo en riesgo la integridad ecosistémica. Lo anterior, sin duda, cataliza la disminución de la biodiversidad y aumenta la proclividad a la extinción de muchas especies (Velázquez & Bocco 1994, Stork *et al.* 2009, Reyes *et al.* 2009).

En el caso de México, se estima que durante las últimas tres décadas la tasa anual de deforestación de bosques templados y selvas, se ubico entre el 0.26% y 1.4% lo que significa una pérdida promedio anual de 631 000 ha (Mas *et al.* 2002, Velázquez *et al.* 2002a); sin embargo, se tiene poca información sobre los procesos y mecanismos que

determinan estas tendencias a nivel regional y local.

La mayoría de las regiones naturales en el país presentan cambios en el paisaje que están afectando procesos ecológicos en distintas escalas (Mas *et al.* 2004). De entre las distintas regiones naturales presentes en el país, la región fisiográfica de la Sierra Madre Oriental (SMO), sobresale al presentar un mosaico complejo de características ambientales, debido a su ubicación en la zona de transición entre las regiones Neártica y Neotropical. Esta situación promueve la presencia de una alta diversidad (alfa y beta) que está compuesta por organismos de ambos orígenes, así como un número elevado de endemismos de distintos taxones. En esta región se distribuyen cerca de 440 especies de reptiles y anfibios, alrededor de 275 de mamíferos, casi 600 especies de aves y más de 15000 especies de plantas vasculares (Luna *et al.* 2004, CONABIO 2012), por lo que es considerada un punto importante para la conservación de la diversidad biológica en general y de la avifauna en particular (BirdLife International 2003, Ortega-Huerta & Peterson 2004, Vargas-Canales 2006). La SMO forma parte del sistema montañoso de México y en ella se encuentran presentes prácticamente todos los tipos de vegetación y climas definidos para el país, además de que cuenta con amplias extensiones de cobertura vegetal conservada (Luna *et al.* 2004). Sin embargo, en las últimas décadas, ha sido sometida a severos procesos de deforestación y cambio de uso de suelo, promovidos por la demanda de apertura de nuevas áreas para uso agrícola y pecuario, así como el crecimiento de obras y proyectos de infraestructura social, con la consecuente desaparición de los ecosistemas forestales originales y la afectación directa a la diversidad biológica (Sahagún-Sánchez *et al.* 2011).

En distintas ocasiones las aves han sido utilizado como grupo modelo para los estudios que versan sobre el estado de conservación de los hábitats, ya que desempeñan roles ecológicos importantes y además son consideradas especies indicadoras de la diversidad y de la integridad ecosistémica (Navarro & Benítez 1993, Wendt 1995, Palacio-Núñez *et al.* 2007). De acuerdo con Halfpeter (1996) las aves son un grupo parámetro en los estudios a nivel de paisajes o mesoescala, ya que cuenta con información más completa sobre su taxonomía, distribución, historia de vida y abundancia, así como por su alta especialización y sensibilidad a los cambios ambientales (Wiens 1983, Karr 1983, Stotz 1996), por lo que pueden funcionar como eficientes indicadores de las transformaciones en el paisaje. Recientemente, las aves han sido utilizadas como sustituto de la biodiversidad

para el desarrollo de proyectos de planeación sistemática de la conservación, apoyando el proceso de toma de decisiones para la priorización de áreas (Navarro *et al.* 2011)

En México se han registrado aproximadamente 1107 especies de aves, lo que representa el 10 % del total que se conocen en el mundo (Navarro & Benítez 1993, Navarro & Gordillo 2006). De este total, 105 especies son endémicas estrictas a México, 46 son semi endémicas, 47 son cuasi endémicas. Además, un número cercano al 30 % de las especies presentan una distribución restringida, lo que las hace más vulnerables a fenómenos estocásticos o determinísticos (Ceballos *et al.* 1993). La avifauna presente en la SMO representa alrededor del 50 % de las especies reportadas para México, con un porcentaje de especies residentes cercano al 70 %, de las que el 14 % son especies endémicas y cerca del 17 % se encuentran en alguna categoría de riesgo (Navarro *et al.* 2004). No obstante, y a pesar de su elevada riqueza, los programas relativos al establecimiento de áreas de importancia para su conservación no han prosperado.

De tal forma, y debido a que la avifauna es afectada por la alteración antropogénica de los ecosistemas (Palacio-Núñez *et al.* 2007) los estudios relacionados con los procesos de cambio en las coberturas y los posibles efectos sobre los patrones de distribución geográfica y ecológica de las aves, son relevantes para delinear programas de conservación que garanticen la prevalencia de las poblaciones, así como de los servicios ambientales que proveen. Asimismo, su uso como sustituto de la biodiversidad, puede ayudar a identificar los elementos para sugerir estrategias de conservación efectivas, que favorezcan a otros grupos taxonómicos amenazados (Gillespie & Walter 2001).

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue determinar los cambios en la cobertura vegetal y el uso de suelo en la región de la Sierra Madre Oriental en el estado de San Luis Potosí, y evaluar su impacto sobre la distribución de las aves presentes en la zona, utilizadas como grupo indicador o sustituto de la biodiversidad. Para lograrlo se dividió el trabajo en tres actividades principales que incluyeron, en primer término, el análisis de la dinámica de cambio en la cobertura y los usos de suelo y la determinación de la influencia de distintas variables socio ambientales, mediante el uso de un modelo espacialmente explícito para el cálculo y la simulación de las trayectorias de cambio, basado en la técnica de autómatas celulares. Esto permitió generar mapas de susceptibilidad al cambio donde fue posible identificar los sitios con la mayor probabilidad de sufrir transformaciones en el

futuro y por lo tanto de interés en términos de conservación de la biodiversidad. En segundo término, se realizó un inventario para determinar los patrones de distribución de la riqueza y endemismo de las aves en la región y se construyeron modelos de la distribución potencial para definir áreas de concentración de la riqueza de especies, donde se incluyen las especies bajo alguna categoría riesgo, las endémicas, migratorias y aquellas sensibles al cambio o modificación en las coberturas, como especies relevantes para la conservación. Por último, se conjugó la información de los escenarios modelados y se determinaron las áreas donde las aves son más vulnerables a los efectos de los procesos de cambio. Lo anterior dio como resultado la identificación de sitios prioritarios a nivel local y regional, lo que sin duda, apoyará el desarrollo de programas de manejo y conservación de la avifauna y la biodiversidad en general, en el corto y mediano plazo en la región.

Capítulo I

Contexto general

Retos ante la pérdida de la Biodiversidad

En los últimos años, la disminución en la biodiversidad y la densidad de las poblaciones de especies han sido documentadas ampliamente para grupos de vertebrados (Askins *et al.* 1990, Escalante *et al.* 2007, Sánchez-Cordero *et al.* 2009). Este es un tema sensible para México ya que es considerado un país mega diverso al contener aproximadamente el 12 % de la biota mundial (Mittermeier 1988, Ramamoorthy *et al.* 1993). Por su gran biodiversidad, se ubica a nivel global con el país con mayor riqueza de reptiles, el segundo en mamíferos, el cuarto en anfibios, el quinto en plantas superiores y el doceavo en aves (AOU 2002, Conservación Internacional 1999, Flores-Villela & Canseco-Márquez 2004, Gordillo-Martínez & Navarro-Sigüenza 2006); lo que le confiere el carácter de país prioritario para la conservación de la biodiversidad del planeta debido a su elevado número de especies y el alto porcentaje de endemismos que presenta (Toledo & Ordóñez 1998, Mittermeier 1988, Ramamoorthy *et al.* 1993). No obstante, y como se documentó antes, registra una de las más altas tasas de deforestación y procesos de fragmentación de ecosistemas (CONABIO 2009).

En la actualidad, la relación entre los factores que aceleran la pérdida de la biodiversidad no ha sido totalmente comprendida. Soulé (1991) propone seis tipos de alteración derivada de actividades humanas: pérdida de hábitat, fragmentación de hábitat, sobreexplotación de poblaciones, introducción de especies y enfermedades, contaminación y cambio climático. Foster & Malchis (1996) señalan que las fuerzas que potencialmente determinan la degradación ambiental y por ende la pérdida de la biodiversidad, están relacionadas con aspectos demográficos y socioeconómicos tales como el crecimiento de la población humana (Meffe *et al.* 1993, Meffe & Carrol 1994), el desarrollo económico (James 1994) y las políticas gubernamentales (Repetto 1988). Sin embargo, la carencia de estudios sintéticos sobre los procesos de cambio en las coberturas naturales, genera que se desconozca la magnitud e influencia que cada uno de estos tienen sobre la distribución de las comunidades animales, en este caso particular de aves. Aunado a lo anterior se reconoce

que el estudio y conocimiento de los patrones de distribución de los recursos faunísticos y sus asociaciones ambientales está aún en proceso a nivel global y, particularmente en nuestro país, es aún incompleto (Peterson *et al.* 1989).

Desde sus inicios, el estudio de la biodiversidad se ha centrado en los inventarios, el estudio de la distribución de los organismos, los aspectos taxonómicos y la biogeografía ecológica e histórica (Amadon 1973, Garrido & Montaña 1975, Gruson 1976, Keast 1977, Haffer 1978, Flores-Villela 1992, Llorente-Bousquets & Luís-Martínez 1992, Escalante *et al.* 1993); sin embargo, los resultados obtenidos tienen limitaciones espacio – temporales, por lo que resulta apremiante analizar los patrones de distribución geográfica y ecológica de las especies, incorporando métodos y técnicas alternativas que permitan combinar enfoques de estudio multiescalares y multidisciplinarios, que faciliten la valoración del impacto que tiene las modificaciones y cambios en los organismos. Actualmente se reconoce que los trabajos dirigidos al conocimiento y conservación de la diversidad deben planearse en un contexto regional y de paisaje, para lograr conservar la mayoría de las especies que conforman la biodiversidad (Franklin 1993); pero además, es necesario que se establezcan programas para la observación y el monitoreo de estos procesos y patrones considerando la interacción de los sistemas ambiental y humano (Turner II *et al.* 2007).

En este contexto, el uso de métodos para la modelación e identificación de los cambios que permitan evaluar la vulnerabilidad, la resiliencia y la potencialidad de los ecosistemas y sus recursos, representa un área de oportunidad para interpretar las relaciones causales que determinan estos fenómenos. La información generada representa la base para el establecimiento de las prioridades de conservación a través de la estimación de las tasas de cambio y la ubicación de las áreas de conversión de las coberturas naturales (Menon *et al.* 2001). Este enfoque puede proveer los elementos para valorar el impacto y consecuencias que tienen las dinámicas de transformación en las poblaciones y comunidades de aves, además de permitir la identificación de las variables socioambientales que promueven los cambios a nivel local y regional, de tal suerte que se logren implementar prácticas de manejo pertinentes y sustentables, adecuadas a la realidad local (Bierregaard & Lovejoy 1989, Navarro & Benítez 1993, Petit 1993).

Desafortunadamente y como se hace patente a lo largo de este estudio, la región de la Sierra Madre Oriental, presenta un abandono en materia de políticas de conservación y es evidente que la fracción perteneciente a San Luis Potosí es una de las menos favorecidas en términos de implementación de programas o áreas dedicadas a la conservación, a pesar de la existencia de zonas consideradas prioritarias para la conservación de la aves (AICAS 1996) en esta región, como es el caso de San Nicolás de los Montes en el municipio de Tamasopo (Ortega-Huerta & Peterson 2004) o los sitios RAMSAR de la Ciénega de Tamasopo y Los Arroyos y Manantiales de Tanchachín.

El estudio de la avifauna en la Sierra Madre Oriental

Históricamente la Sierra Madre Oriental ha sido un área de gran interés científico debido su alta diversidad biológica. En ella se encuentran muchas de las localidades tipo donde se colectaron los ejemplares a partir de los cuales se describieron varias de las especies presentes en el país por los naturalistas de las primeras expediciones Europeas hechas en México (Luna *et al.* 2004). En el caso particular de las aves uno de los primeros trabajos descriptivos para la región, fue realizado por Francisco Hernández entre 1570 y 1577, el mismo incluye información sobresaliente que sirvió de pauta para los estudios faunísticos de otros naturalistas como Clavijero, Longinos y Humboldt (Navarro & Benítez 1993).

Durante el siglo XIX la mayoría de los estudios se concentraron en los estados de Veracruz y Puebla y fueron realizados, entre otros, por naturalistas y colectores científicos como Matteo Botteri y Rafael Montes de Oca, así como la Comisión Geográfica Exploradora de México comandada por Fernando Ferrari-Pérez entre 1879 y 1884 (Navarro *et al.* 2004); ya para el principio del siglo XX, los trabajos sobre flora y fauna de México y América Central de los investigadores Osbert Salvin y F. Ducane Godman, y los de Edward W. Nelson y Edward A. Goldman en la expedición denominada “Biological Survey”, desarrollada de 1892 a 1906, permitieron generar registros que ayudaron a describir muchas especies y subespecies de México y la región, incluyendo varias que son endémicas a la Sierra Madre Oriental (Friedman *et al.* 1950, Miller *et al.* 1957).

Como refieren Navarro y colaboradores (2004), el conocimiento posterior sobre la distribución y ecología de las aves en la región está ligado al desarrollo de trabajos en el ámbito local, en contextos regionales y generalmente en marcos estatales, como puede constatarse por la gran cantidad de estudios que han sido realizados en los estados circunvecinos, tales como el de Urban (1959) para Coahuila, los de Martín del Campo (1959) y Contreras-Balderas (1997) para Nuevo León, el de Navarro y colaboradores (1993), Rojas-Soto (1995) para Puebla; Rojas-Soto y colaboradores (2000) para Querétaro y Barreda (2006) para Hidalgo.

Para el estado de San Luis Potosí se reconoce la presencia de alrededor de 540 especies de aves (Flores & Gérez, 1994; avesmx.net, 2011); no obstante, se requiere la confirmación de varios de los registros con ejemplares de referencia. Algunos de los trabajos sobresalientes sobre distribución de especies incluyen los realizados por Salvin y Godman (1889), Griscom (1928), Sutton & Burleigh (1940a) y (1940b), Davis & Johnston (1947), Lowery & Newman (1949) y (1951), Davis (1951a), (1951b), (1952), y (1966), Evender (1952), Easterla (1964), Jackson (1989) y (1990) y Lanning *et al.*, (1990). Otros trabajos sobre biología de aves y que incluyen información del estado son los de Atwood (1988) y Peterson (1992) sobre variación geográfica; los de Alvarado (1916), Graver (1954), Warner & Harrel (1957), Warner & Dickerman (1959) y Dickerman (1975) sobre taxonomía. Los referentes a ecología de Hall (1965) y Morrison & Slack (1977); sobre conservación de McMillen (1988); y sobre biogeografía, Pitelka (1953).

Recientemente han sido publicados varios trabajos que versan sobre la distribución y otros aspectos biogeográficos de las aves para San Luis Potosí, entre los que sobresalen el de Sánchez-González & García-Trejo (2010), donde se logró una vasta recopilación de registros e información avifaunística a través del proyecto denominado “Avifaunas Estatales de México”, promovido por el Consejo Mexicano para la Conservación de las Aves (CIPAMEX); el de Vargas-Canales (2006) donde fue modelada la distribución potencial de algunas especies y, por último, el de Castro-Navarro (2011) que analizó el impacto de la fragmentación de los hábitats en la distribución de las aves. No obstante el incremento en el interés por desarrollar estudios en la zona, en todos los casos mencionados, se plasma el hecho de que los trabajos para reconocer y valorar los recursos presentes en la región son aún insuficientes.

Es evidente que en los últimos años se han desarrollado esfuerzos de investigación para reconocer los recursos avifaunísticos en el área propuesta y dentro de los límites estatales, sin embargo, resulta necesario y reviste de mayor importancia, actualizar los datos y evaluar el impacto de los procesos subyacentes a la transformación y cambio de uso de las coberturas, dado que ponen en riesgo la conservación de las aves y la biodiversidad en general en la región.

Los procesos de transformación de la cobertura y el cambio de uso de suelo

En la historia reciente los ecosistemas han sido sujetos de modificaciones y afectaciones resultado de procesos relacionados con los cambios en el uso de suelo y la deforestación. Esto ha tenido un efecto de cascada sobre la pérdida de la biodiversidad y la reducción de los servicios ambientales (Klooster & Masera 2000) y han sido catalogados como problemas de relevancia central en el tema de la conservación y el desarrollo sostenible, dada la influencia que tienen sobre el cambio climático global (Mas *et al.* 2004).

De acuerdo con Lambin (1997), los cambios en el uso de suelo son transformaciones acumulativas en la cobertura que se dan a un ritmo acelerado y han tenido efectos ambientales adversos, particularmente en las regiones tropicales. En general, los cambios han sido vinculados con el desarrollo socioeconómico y el crecimiento poblacional, y se reconoce que los cambios tienen efectos derivados que actúan en distintas escalas espaciales y temporales (Geist & Lambin 2002). Las modificaciones por deforestación y cambio en el uso de suelo tienen consecuencias a nivel global sobre los ciclos hidrológicos y bioquímicos, la disminución de la integridad ecosistémica, la desertificación, la pérdida de biodiversidad y el cambio climático. A escala regional y local, los efectos más visibles incluyen, la sustitución y/o empobrecimiento de coberturas vegetales originales y la degradación de suelos, la fragmentación y pérdida de conectividad entre hábitats, y el desplazamiento de poblaciones o extinción local de especies, entre otras (Velázquez *et al.* 2002c, Puig 2000, Reyes *et al.* 2009).

El estudio de las transformaciones en la cobertura y los cambios en el uso de suelo, suelen explicarse como dos procesos que ocurren sobre la superficie del terreno,

generalmente de forma concatenada (Flamenco 2007). Mientras que la cobertura se refiere a la cubierta biofísica del terreno, el uso de suelo tiene una connotación social y describe la forma en que el terreno y las coberturas son aprovechados o modificados para el desarrollo de las actividades humanas (Reyes *et al.* 2006). Es mediante el proceso de uso de suelo que se producen los insumos que garantizan la seguridad alimentaria, sin embargo, los impactos que se generan, casi siempre, tienen un efecto negativo sobre las coberturas vegetales naturales y la biodiversidad.

A pesar de que en la actualidad existe una enorme cantidad de información espacial, derivada de los sensores remotos y otras fuentes, los datos cuantitativos sobre las causas y los sitios donde ocurren los cambios en las coberturas y los usos de suelo, son incompletos (Meyer & Turner 1994). En diversos estudios, se ubica a la apertura de nuevas áreas para el pastoreo y agricultura, así como la ampliación y construcción de infraestructura, como los principales factores causales de la transformación del paisaje (Meffe & Carrol 1994, Turner II *et al.* 2007), sin embargo, existen distintos conductores subyacentes que se ubican en otras esferas y que incluyen los efectos relacionados con factores demográficos, tecnológicos, culturales y políticos (Cuadro 1). Esto implica que los procesos de cambio en el uso de suelo y la pérdida de la cobertura, no puede ser explicado a través de variables únicas, ya que tienen la influencia de múltiples factores y diversos conductores que actúan de forma sinérgica (Geist & Lambin 2002).

De acuerdo con algunos autores (Velázquez *et al.* 2002b, Mas *et al.* 2004) en México se pierden anualmente entre 365 000 y 1 500 000 ha de bosques y selvas, y equivalen a una pérdida acumulada de alrededor del 50 % de la superficie de coberturas naturales en apenas dos décadas. En este escenario, se presupone inaplazable profundizar los estudios que permitan conseguir información sobre las variables ambientales de orden biofísico y socioeconómico, que tienen influencia sobre la dinámica espacio temporal de los cambios en la cobertura vegetal y para lograrlo, se necesita desarrollar investigación sobre los procesos a diferentes niveles y escalas (Berry *et al.* 1996). Skole y colaboradores (1994) proponen tres enfoques que incluyen: 1) la estimación directa de tasas, ubicaciones y patrones espaciales y temporales de las transformaciones, 2) desarrollo de investigaciones de campo sobre la dinámica de cambio a escala local y 3) la identificación a gran escala de los factores que determinan los cambios y la proyección de las tendencias futuras.

Cuadro 1. Causas directas y subyacentes de las transformaciones en la cobertura y el cambio en el uso de suelo. Modificado de Geist & Lambin 2002.

Causas directas				
Expansión de la agricultura Cultivos permanentes y temporales. Rotación de cultivos. Ganadería. Colonización.	Extensión de la Infraestructura Transportes. Asentamientos. Servicios públicos. Compañías privadas.	Extracción de madera Comercialización. Uso domestico. Producción de carbón.	Otros factores Predisposición ambiental. Conductores biofísicos. Eventos sociales extremos.	
Causas subyacentes				
Factores Demográficos Incremento natural. Migración. Densidad de población. Distribución de la población. Características de los ciclos de vida.	Factores Económicos Crecimiento de mercados. Estructuras económicas. Urbanización e Industrialización.	Factores Tecnológicos Cambios agro técnicos. Factores de producción agrícola. Aplicaciones en el sector maderero.	Factores Políticos e Institucionales Políticas formales. Clima político. Derechos de propiedad.	Factores Culturales Actitudes, valores y creencias. Comportamiento y conciencia ambiental individual.

La modelación espacial como herramienta de gestión para la conservación

Dado que los fenómenos espaciales que promueven las transformaciones en las coberturas y los cambios en el uso de suelo son procesos dinámicos, éstos demandan el desarrollo y la utilización de métodos capaces de representar su constante evolución (Godoy & Soares-Filho 2008). En este sentido, la posibilidad de modelar los estadios de los atributos geográficos y ambientales en términos espacio – temporales resulta de suma utilidad, ya que permite generar escenarios que representan de forma simplificada la dinámica de los procesos involucrados.

A fin de comprender los procesos de transformación en las coberturas vegetales y el cambio en el uso de suelo, se han desarrollado numerosos modelos que emplean patrones históricos de cambio para los análisis y que buscan representar las complejas interacciones entre las actividades humanas y los factores biofísicos que producen estos cambios (Soares-Filho *et al.* 2004). Entre los modelos utilizados se encuentran los que se basan en la aplicación de zonas de influencia, los que usan regresiones logísticas espaciales y los que se basan en análisis econométricos (e.g. Reis & Guzmán 1994, Nepstad *et al.* 2000, Laurance *et al.* 2001, Soares-Filho *et al.* 2001). Sin embargo, los escenarios obtenidos con estos enfoques son limitados por que suponen que los cambios ocurren de la misma forma en distintos períodos de tiempo; a esto se suma que muchas veces la información disponible sobre las variables explicativas en las bases de datos es incompleta, y se desconocen los mecanismos subyacentes a los procesos de cambio. Más aún, en la mayoría de los ejercicios de simulación mencionados, no se incluyen variables sobre la relación de mejores prácticas políticas y de participación social en términos de gobernanza.

Aunque existen diferentes formas de modelar y estimar los cambios, la implementación de modelos de simulación espacial que incluyan los procesos sociales y económicos en interacción con los procesos biofísicos en tiempo y espacio, representan una alternativa con un alto potencial y amplio campo de desarrollo conceptual y metodológico (Mas *et al.* 2002).

Recientemente, los programas de fuente abierta han sido ampliamente utilizados, debido a su versatilidad y fácil manejo. Estos programas constituyen herramientas heurísticas que han resultado ser muy útiles en la evaluación de distintos escenarios, generados a partir de la información sobre las tendencias y los cambios en los distintos tipos de uso de suelo y coberturas, con la ventaja de que además, es posible considerar las características socioeconómicas y políticas en un sistema ambiental dado. Estos modelos permiten proyectar las posibles consecuencias ecológicas y socioeconómicas de la dinámica de los paisajes y los fenómenos espaciales y temporales asociados, por lo que constituyen una ayuda importante para la planeación territorial y la toma de decisiones (Soares-Filho *et al.* 2002). Por ejemplo, los modelos basados en autómatas celulares, han sido utilizados en diversos campos de conocimiento tales como la propagación de epidemias, la expansión de fuegos y los procesos de deforestación (Sirakoulis *et al.* 2000, Karafyllidis & Thanailakis

1997, Soares -Filho *et al.* 2004, 2006).

Programas para modelación espacial como Dinámica EGO han dado resultados interesantes para la simulación de fenómenos espacial. Este programa se basa en la técnica de autómatas celulares, y ha sido aplicado a diferentes situaciones que incluyen el modelado de la dinámica del crecimiento urbano (Almeida *et al.* 2003, 2008) y la deforestación tropical, desde escalas locales hasta escalas a nivel de cuencas o regionales (Soares -Filho *et al.* 2002, 2004, 2006). En general, el uso de estas herramientas ha permitido el modelado y simulación los patrones de variación en el paisaje y su influencia en la distribución y conservación de diversos taxones (Turner *et al.* 2001).

Los modelos de distribución potencial y la priorización de áreas

Debido a que el análisis de la distribución de las especies es una de las tareas fundamentales para evaluar el estado de la biodiversidad en general, se han desarrollado enfoques que permiten modelar y estimar las respuestas de los organismos a la heterogeneidad del paisaje, basados en la determinación de la composición y configuración del paisaje o hábitats específicos. La identificación de hábitats aptos para las especies y el seguimiento de los cambios en los hábitats y los patrones a través del tiempo, permiten la modelación de las amenazas y riesgos para la biodiversidad en la escala regional y de paisaje y es el primer paso para anticiparse a los efectos potenciales del cambio en el uso de suelo (Riitters *et al.* 1997, White *et al.* 1997).

El desarrollo de estos métodos está vinculado al incremento en la disposición de datos espaciales en formato digital y al avance en las tecnologías de Sistemas de Información Geográfica. La posibilidad de manejar y almacenar grandes cantidades de datos espacialmente georreferenciados, ha favorecido el desarrollo de diversos programas que permiten estimar las áreas de distribución potencial de las especies, basados en los registros de distribución histórica y un conjunto de variables ambientales que son características a la presencia de los organismos. Algunos trabajos incluyen la aplicación de modelos probabilísticos en combinación con capas de información sobre variables ambientales para determinar los hábitats idóneos para las especies, en otros casos se ha utilizado información sobre la historia de vida de las especies y sus requerimientos para

evaluar el riesgo asociado con el desarrollo social y económico. Actualmente existen diversas aplicaciones entre las que sobresalen las que se refieren a distribución geográfica, las que buscan generar escenarios ante el cambio climático, las que analizan la expansión por invasión de especies exóticas, otras donde se evalúan los daños de plagas a la agricultura, las que se relacionan con problemas de salud pública y por supuesto las aplicaciones en la planeación estratégica y sistemática de la conservación biológica, entre otros (Peterson *et al.* 2002, Elith *et al.* 2006, Ferrier & Guisan, 2006, Illoldi-Rangel *et al.* 2008). Los programas de modelación más utilizados incluyen a Bioclim (Nix 1986), GARP (Peterson *et al.* 2004) y MaxEnt (Phillips *et al.* 2006), cada uno realiza las proyecciones basados en algoritmos matemáticos robustos y sus resultados han sido evaluados en distintas ocasiones (Anderson *et al.* 2003, Elith *et al.* 2006).

Particularmente el programa GARP (Scachetti-Pereira 2002), ha sido ampliamente utilizado para generar escenarios de distribuciones potenciales de diversos taxones, y esto ha facilitado el análisis de los patrones de distribución espacial de las especies. Su uso ha permitido delimitar áreas de posible interés para la conservación de las especies de interés en estudio (Ortega-Huerta & Peterson 2004). Algunos resultados obtenidos a partir de la aplicación de GARP, han permitido establecer la relación que guardan los cambios de uso de suelo y las áreas de distribución potencial, como en el caso de los Psittácidos mexicanos (Loros) donde se encontró que la pérdida de hábitat por la actividad antropogénica es una de las principales amenazas y que en algunos casos se ha perdido hasta el 85 % de las áreas de distribución posible (Ríos-Muñoz & Navarro-Sigüenza 2009). En otro estudio, Vargas (2006) concluye, basado en la modelación de la avifauna para todo el estado de San Luis Potosí, que la región de la Sierra Madre Oriental es, potencialmente, la que contiene el mayor número de especies de aves residentes, endémicas y bajo alguna categoría de riesgo.

De forma paralela se han desarrollado métodos que utilizan la información de la distribución potencial de las especies para analizar los huecos u omisiones en la representatividad de especies dentro de las áreas naturales establecidas como reservas, lo que permite la identificar regiones que contengan diversidad de especies alta y que permanezcan aún sin protección (Scott *et al.* 1993). Asimismo han surgido diversos modelos se enfocan en la priorización de áreas de conservación basados en sustitutos de la biodiversidad, a través de la determinación de un conjunto de parámetros bióticos o

ambientales que pueden ser evaluados de forma expedita en el campo y luego son usados para la priorización de los sitios, tal es el caso de los programas ResNet, Marxan y más recientemente ConsNet y Zonation, entre otros (Sarkar *et al.* 2002, Ball *et al.* 2009, Ciarleglio *et al.* 2009, Moilanen *et al.* 2011). Estos programas calculan el número de especies que no están siendo consideradas en las áreas de conservación, utilizando la rareza y complementariedad como principal argumento, además de diversas restricciones para la modelación. Su objetivo es que el mayor número de especies, relevantes para la conservación, estén representadas en las áreas seleccionadas como prioritarias (Illoldi-Rangel *et al.* 2008). Estos enfoques han sido útiles para ubicar áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad a escalas amplias, en niveles regionales y estatales.

En general, el análisis de los requerimientos de hábitat de las especies es un buen punto de partida para relacionar los cambios en el uso de suelo con el estatus potencial de la biodiversidad, considerando siempre que al modelar, se tiene implícito que los resultados obtenidos representan hipótesis que deben ser corroboradas en campo. (Turner *et al.* 2001).

Objetivo General

Analizar la dinámica y los procesos de cambio en el uso de suelo y la cobertura vegetal en la región de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí y evaluar su impacto en los patrones de distribución de la avifauna, para apoyar el establecimiento de prioridades de conservación del recurso.

Objetivos Particulares

1.- Analizar la dinámica espacio – temporal de los procesos de cambios en el uso de suelo en la región y construir escenarios para estimar las áreas vulnerables a la transformación en el futuro.

2.- Determinar los patrones de distribución de la riqueza, el estatus de residencia, el endemismo y las categorías de riesgo de la avifauna en la Sierra Madre Oriental.

3.- Generar modelos de distribución potencial de las aves y evaluar el impacto de de los escenarios de cambio futuro para definir áreas prioritarias para la conservación.

4.- Evaluar el papel de las Áreas Naturales Protegidas para la conservación de la biodiversidad en la zona.

Área de estudio - La Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí

La Sierra Madre Oriental (SMO) de San Luis Potosí comprende 12 % de la superficie total del estado y está formado por un conjunto montañoso que se extiende en dirección noroeste – sureste a través de la parte central del estado desde las coordenadas $22^{\circ} 40' N$ y $99^{\circ} 40' W$ hasta $21^{\circ} 08' N$ y $98^{\circ} 50' W$. La región se ubica en la parte centro – sur del estado y tiene como límites geográficos el estado de Tamaulipas al norte y los estados de Querétaro e Hidalgo al sur (Fig. 1).

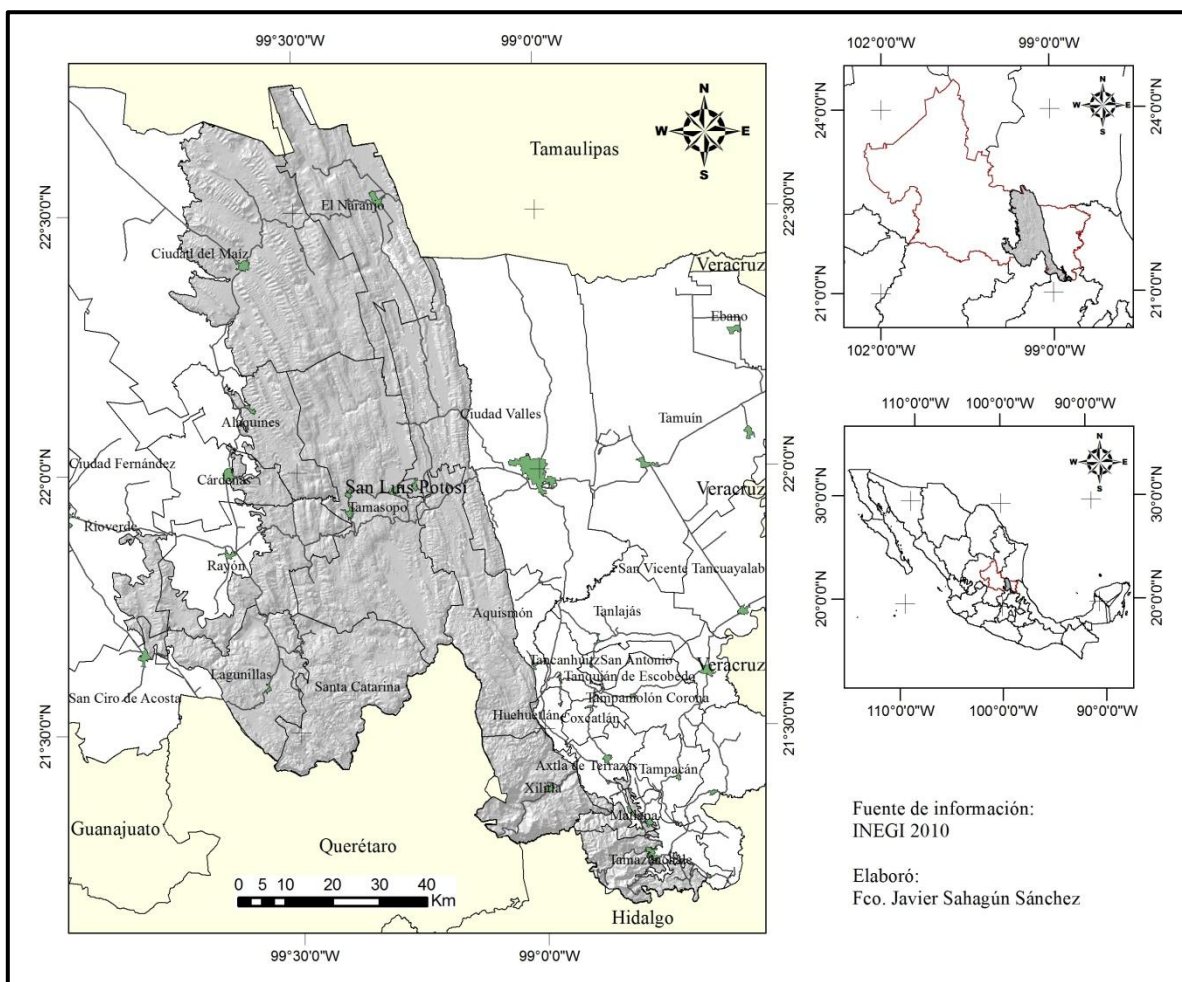


Figura 1. Área de estudio delimitada para la Sierra Madre Oriental (SMO) de San Luis Potosí.

Fisiografía y geformas

La extensión del área es de 7 702 km² y desde el punto de vista fisiográfico es fundamentalmente un conjunto de sierras menores de estratos plegados compuestos de antiguas rocas sedimentarias marinas del Cretácico y del Jurásico Superior, entre las que predominan las calizas seguidas de las rocas arcillosas como areniscas y lutitas. Se incluyen fracciones pertenecientes a las subprovincias fisiográficas de las Sierras y Llanuras Occidentales, el Carso Huasteco, la Gran Sierra Plegada y las Sierras Transversales (Fig. 2).

Las geformas principales incluyen sierras calizas plegadas, alternadas con valles intermontanos y cañadas o sierras bajas en la región de la Sierra Plegada y geformas cársticas en la región del Carso Huasteco y algunos valles intermontanos (Fig. 3). Las rocas ígneas son pocas en la provincia, pero hay intrusivas hacia el occidente y sur de Monterrey, y volcánicas que sepultan las estructuras plegadas por los rumbos de Jalapa, Veracruz, y Teziutlán, Puebla.

Los diferentes tipos de suelo presentes han evolucionado por la interacción que existe entre varios de sus agentes formadores, como la temperatura, humedad, el tipo de roca o material parental y la orografía que determina los suelos residuales o formados *in situ* y los que han sido transportados y depositados en las partes bajas y llanas por acción del agua, del viento y la gravedad; además de la vegetación, como un factor que aporta materia orgánica y los organismos que la transforman en humus. Los suelos predominantes en la zona incluyen de forma decreciente a los litosoles, rendzinas, regosoles, vertisoles, luvisoles, fluvisoles y feorzems (Fig. 4) (INEGI 2003).

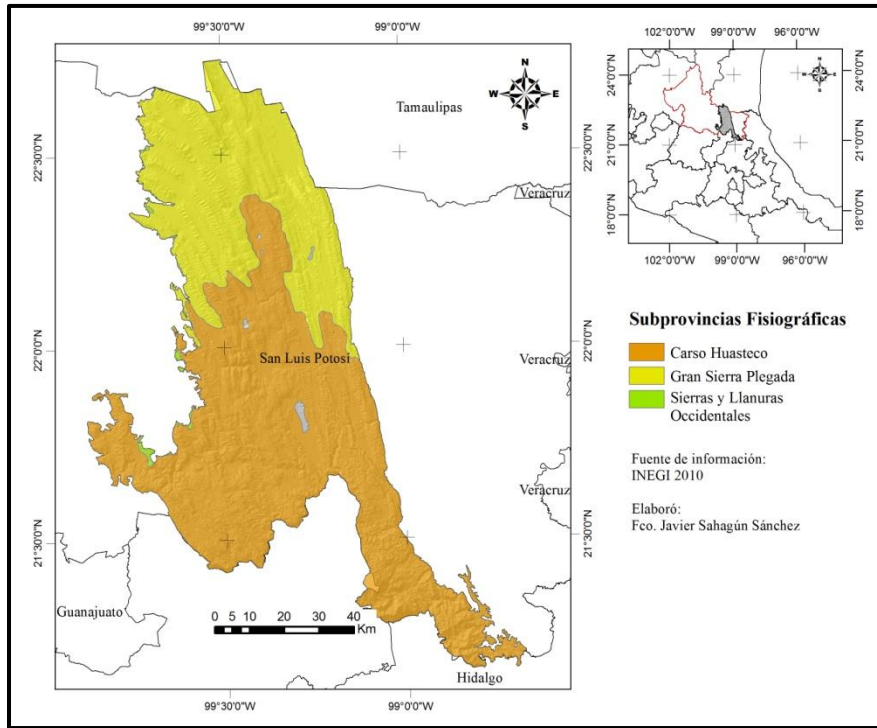


Figura 2. Subprovincias fisiográficas en el área de estudio.

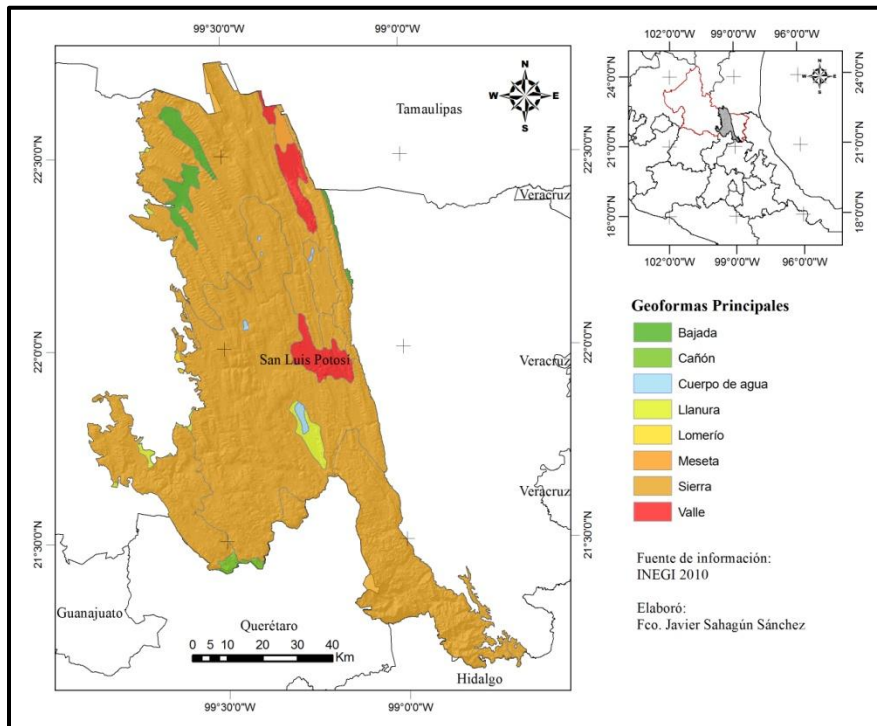


Figura 3. Geoformas predominantes en la SMO.

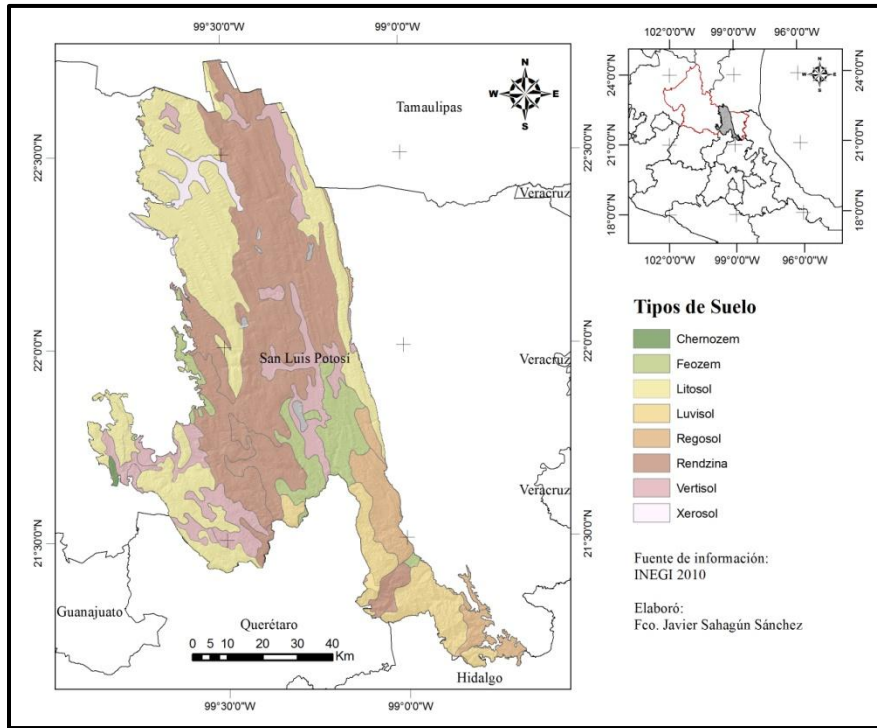


Figura 4. Tipos de suelo presentes en la región de la SMO.

Altitud y Climas

La distribución y alineación que guardan las sierras que componen el macizo montañoso de la Sierra Madre Oriental, actúan como una barrera natural que intercepta los vientos cargados de humedad que provienen del Golfo de México y propician un marcado índice de aridez en la región que penetra más allá en el continente. El rango altitudinal en la zona va desde los 100 y hasta los 3 000 msnm y las precipitaciones promedio son de entre 500 y 3 500 mm (Fig.5). La combinación de la orografía y las diferencias altitudinales da como resultado la presencia de una gama de climas. En la región de barlovento predominan los climas cálidos (A) y semicálidos (A)C en los alrededores de los municipios de El Naranjo, Aquismón, Xilitla, Huehuetlan y Tamazunchale, con precipitaciones de entre 600 mm y hasta 3 500 mm y temperaturas promedio de entre 18 y 26° C. Por otro lado, en la región de sotavento los climas son en su mayoría secos (BS) y semisecos (BS₁), presentándose en los municipios de Rayón, Cárdenas, Alaquines y Cd. del Maíz, con temperaturas promedio de entre 12 y 30° C y precipitaciones de 400 a 1 500 mm. Entre los

climas más representativos, por la extensión geográfica en la que se presenta es el de tipo (A)C(w0)(w) o templado subhúmedo (Fig. 6).

Hidrología

Desde el punto de vista hidrológico, la Sierra Madre Oriental delimita dos zonas bien diferenciadas en la entidad, por un lado, hacia la zona suroriental, se encuentra la Región Hidrológica (26) de El Pánuco, en la región de la huasteca, con climas cálido y semicálido tanto húmedos como subhúmedos, donde las abundantes precipitaciones contribuyen al cauce de ríos importantes como el Río Santa María, el Moctezuma y el Tampaón. Por otro lado, se presentan hacia el occidente la Región Hidrológica (37) denominada El Salado; y una pequeña porción de la Región Hidrológica (12) Lerma-Santiago, donde predomina el clima seco y semiseco, las corrientes de agua son de carácter intermitente, por lo regular se forman en la temporada de lluvias y su curso es reducido, ya que generalmente desaparecen en las llanuras, debido a filtración y evaporación. Se presentan en la región diversos afluentes de ríos como el del Río Atemajac, el Río Claro, el Río Tamasopo, el Río Verde, el Río Gallinas, el Río Tampaón, el Río Tanquílín y el Río Moctezuma, así como algunos cuerpos de agua como El Salto, El Tinajero, La Ciénega, el Puente de Dios y el Ojo de Agua, entre otros (Fig. 7).

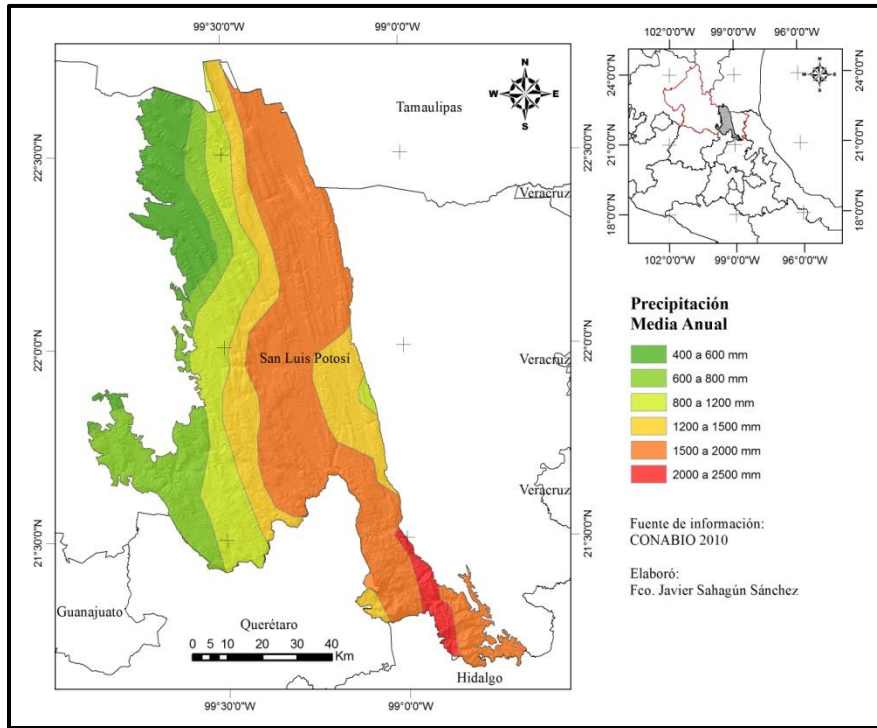


Figura 5. Precipitación media anual en la SMO.

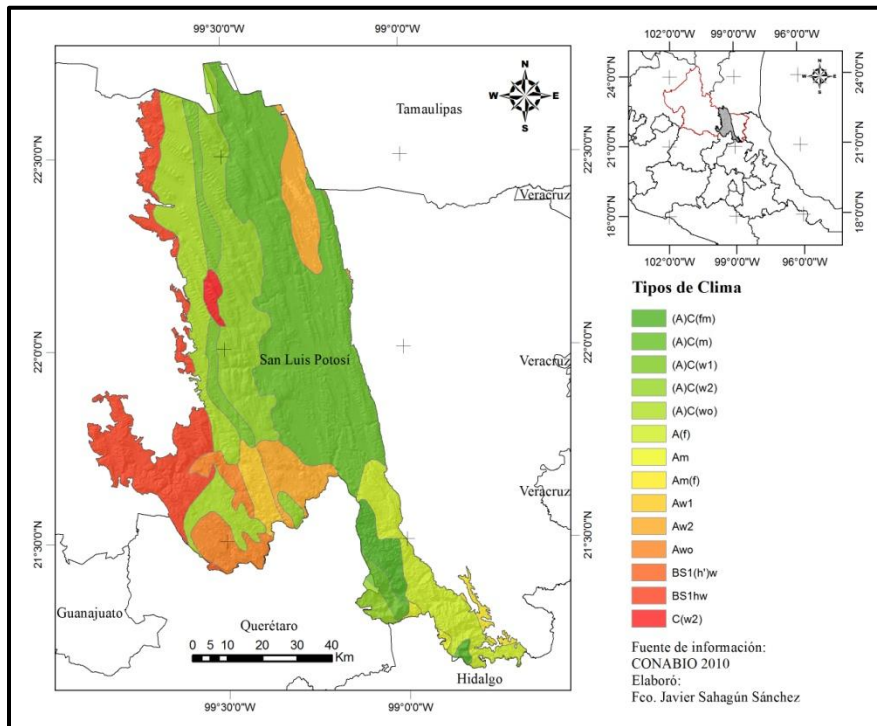


Figura 6. Distribución de climas en la región de la SMO.

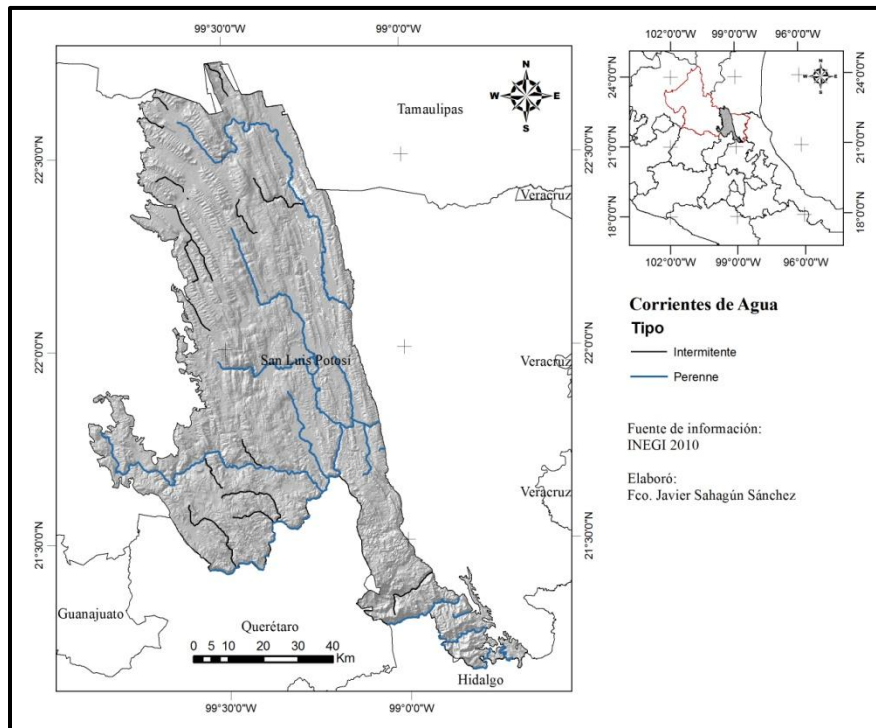


Figura 7. Corrientes superficiales de la SMO.

Tipos de cobertura vegetal

La amplia variedad climática, el gradiente altitudinal y la variedad de suelos presentes, determinan la existencia de distintos tipos de asociaciones vegetales (Rzedowski 1965, 1994, 2006, INEGI 2003) entre los que se incluyen para la región de la SMO los siguientes:

Matorral submontano

Este tipo de cobertura se establecen en los valles con suelos profundos de origen aluvial. En las sierras y lomeríos bajos de la Sierra Madre Oriental. Se distribuye en altitudes que van de los 800 a los 1 700 m y se reconoce como una comunidad de transición entre los matorrales xerófilos de la región del altiplano y las comunidades arboladas de la sierra. Este es un matorral generalmente inerme de entre 3 y 5 m de altura y denso; es perennifolio y se desarrolla sobre suelos someros en rocas sedimentarias. El tamaño de las hojas es mayor en promedio que el de otros matorrales xerófilos. Prospera en regiones con precipitaciones anuales de 450 a 900 mm. y no sobrepasa los 200 m de altitud. Las especies dominantes

incluyen a *Hielietta parvifolia*, *Neopringlea integrifolia*, *Gochnatia hypoleuca*, *Pithecellobium brevifolium*, *Quercus fusiformis* y *Cordia boissieri*.

Selva baja caducifolia

Ocupando grandes extensiones en la SMO se encuentran distintos tipos de selva entre las que predomina la selva baja caducifolia y subcaducifolia. En esta denominación se incluyen comunidades propias de clima cálido dominadas por especies arborescentes que pierden las hojas en la época de seca. Se distribuye entre los 0 y los 1 900 msnm en regiones con precipitación media anual de entre 600 y 1 200 mm y temperaturas promedio del orden de 20 a 29° C. Presentan una franca preferencia por suelos someros y bien drenados. A pesar de que tiene poca importancia desde el punto de vista de la explotación forestal, presenta un alto grado de perturbación y degradación por actividades relacionadas con la agricultura de riego y de temporal, así como de ganadería. La altura promedio es de entre 5 y 15 m con diámetro de tronco menores a los 50 cm. Generalmente presenta solo un estrato arbóreo, con presencia escasa de trepadoras y epífitas. Los generos representativos incluyen a *Lysiloma sp.*, *Jatropha sp.*, *Cyrtocarpa sp.*, *Bursera sp.*, *Leucaena sp.*, *Prosopis sp.*, *Esenbeckia sp.* y *Ceiba sp.* entre otras.

Selva alta o medianas subcaducifolia

Este tipo de vegetación incluye una serie de comunidades vegetales con características intermedias en su fisionomía y requerimientos climáticos entre las selvas altas perennifolias y las selvas bajas caducifolias. En este caso, un porcentaje importante de los árboles pierden sus hojas en la temporada seca, pero siempre hay otros que mantienen el aspecto verde de esta comunidad. Presenta una distribución compleja en forma de mosaicos con las selvas bajas, preferentemente entre los 0 y 1 300 m, con temperaturas medias entre 20 y 28° C. La precipitación promedio anual es de entre 100 y 1 600 mm. Se desarrolla igual sobre rocas calizas que metamórficas con suelos someros o profundos y con materia orgánica abundante. Esta es una comunidad densa y cerrada con árboles de entre 15 y 40 m con un dosel uniforme y diámetros de tronco de hasta 80 cm. Las especies dominantes incluyen representantes de *Bursera sp.*, *Ficus sp.*, *Celtis sp.*, *Nectandra sp.*, *Robinsonella sp.*, y en el estrato arbóreo inferior son abundantes *Drypetes sp.* y *Sargentia sp.*

Bosque Mesófilo de Montaña

Esta cobertura vegetal se presenta como comunidades relictas, distribuidas como parches en la región de barlovento de la sierra (Leija *et al.* en prensa). Se desarrolla en las laderas de las montañas con relieve accidentado, en suelos someros o profundos con abundante materia orgánica y donde prevalece una alta humedad atmosférica durante todo el año, con una temperatura media anual de 18° C y donde la precipitación anual total varía entre los 1 500 y 2 000 mm. El límite inferior de distribución altitudinal en el estado de San Luis Potosí es de 600 m y no se le encuentra por sobre los 2 700 m. La estructura de la comunidad es densa e incluye árboles perennifolios de entre 15 y 35 m., de alta calidad maderable, así como una abundancia de especies de epífitas y un sotobosque muy poblado. Los géneros más representativas incluyen especies de *Quercus sp.*, *Juglans sp.*, *Liquidambar sp.*, *Magnolia sp.*, *Dalbergia sp.* y *Podocarpus sp.*.

Bosque de Quercus

Estas comunidades también llamadas encinares, son muy características de las zonas montañosas y guardan relaciones complejas con los pinares con los que comparten afinidades ecológicas. La mayoría se distribuye entre los 1 200 y 2 800 m, aunque puede encontrárseles hasta los 3 000 m en rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas, así como suelos profundos de terrenos aluviales. La precipitación media varía entre los 600 y 1 200 mm con temperaturas medias anuales de 10 a 26° C. Por su fisionomía se pueden distinguir entre matorrales de *Quercus*, encinares arbustivos y arbóreos, por lo que se pueden encontrar árboles de entre 2 y 30 m. Generalmente son densos y cerrados, aunque los hay abiertos. Son buenos hospederos de epífitas y presentan uno o dos estratos arbustivos. En el estado se encuentran las especies de *Q. mexicana*, *Q. potosina*, *Q. sartorii*, *Q. furfurácea* y *Q. oleoides*. Frecuentemente se les encuentra asociados con arboles diversos entre los que se cuentan *Abies*, *Alnus*, *Cupressus*, *Juniperus*, *Pinus* y *Pseudotsuga*. El área más extensa con bosques de encino en la SMO se distribuye desde la localidad de Agua Zarca, municipio de Ciudad del Maíz, y hasta los límites con el estado de Querétaro; este bosque se encuentra bajo la influencia del clima semicálido húmedo y el semicálido subhúmedo.

Bosque de coníferas

Estos bosques se distribuyen en zonas de clima templado y frío, aunque también prosperan en regiones de clima semiárido, semihúmedo y húmedo. Están representados por comunidades de *Pinus*, *Abies*, *Juniperus* y *Cupressus*, en un gradiente altitudinal muy amplio. Los bosques de *Pinus* se desarrollan principalmente entre los 600 y los 3 000 m, aunque pueden llegar a la cota de los 4 000 m. Dada esta amplitud soportan temperaturas medias de entre 2 y 28° C, con precipitaciones de 300 a 1 000 mm dependiendo de las especies dominantes y su ubicación. Se distribuyen en zonas con rocas ígneas preferentemente en suelos rojos o cafés, arcillosos. Es en esencia una cobertura siempre verde con altura de árboles promedio de 8 a 25 m, su densidad es en extremo variable. Presenta especies de importancia económica que han sido objeto de sobreexplotación y manejos inadecuados por años, lo que ha modificado su distribución y estructura. En San Luis Potosí existen poco pinares y se presentan pequeñas extensiones de *P. greggii*, asociado con encinos y *P. teocote* cerca de Xilitla.

De acuerdo con el Inventario Nacional Forestal del año 2000, a las coberturas anteriores se suman otras como la vegetación de galería, los palmares y las tierras dedicadas a la agricultura de riego, humedad y temporal de tipo anual, permanente y semipermanente, así como los pastizales cultivados e inducidos (Fig. 8).

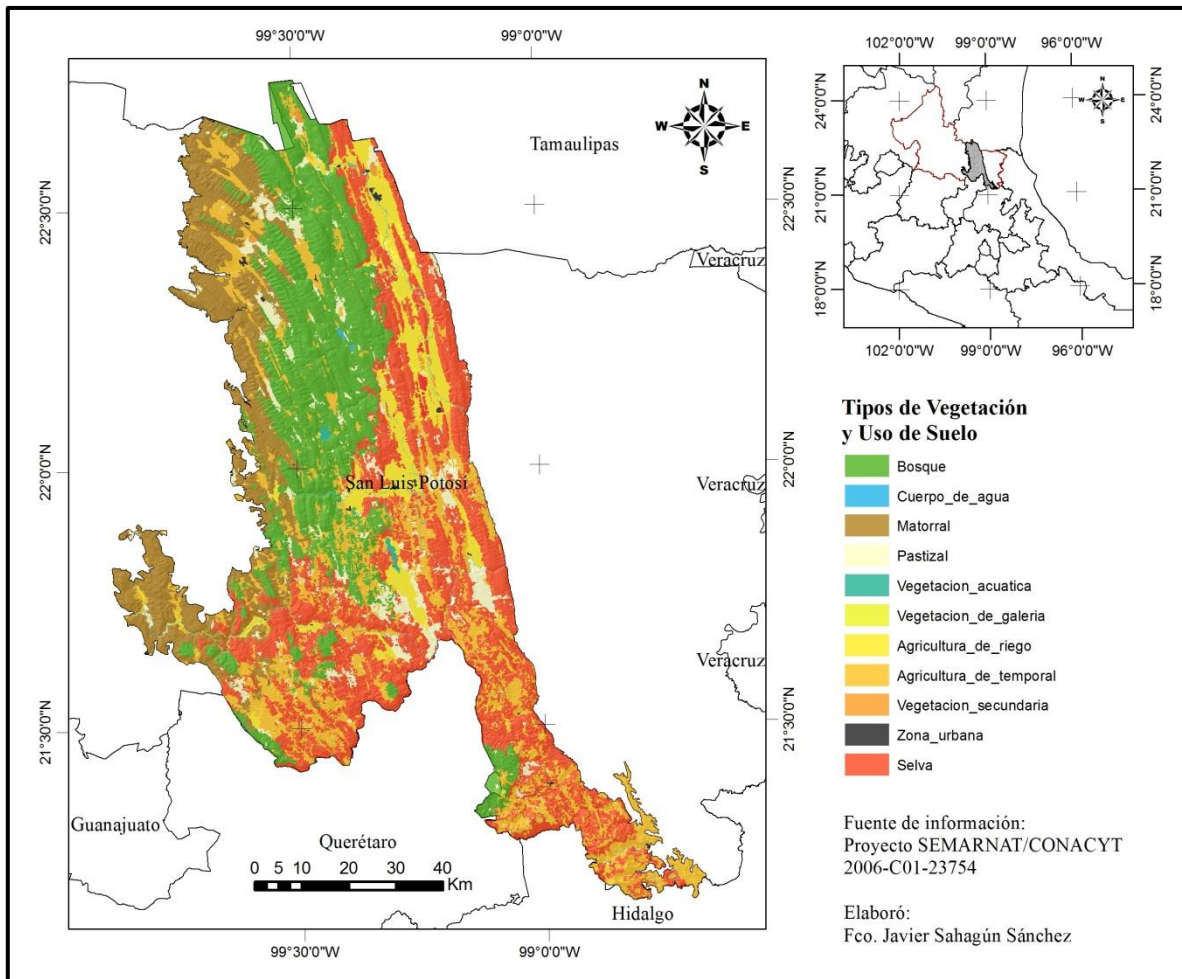


Figura 8. Uso de suelo y vegetación en la SMO.

Aspectos socio - económicos y demográficos

La región de estudio se ubica de acuerdo con la SDE (2011) en la confluencia de las zonas Media y Huasteca. El área de estudio incluye 16 municipios descritos a continuación por zona.

En la zona Media se incluyen los municipios de Ciudad del Maíz, Alaquines, Cárdenas, Rayón, una estribación hacia el municipio de Rioverde, Lagunillas y Santa Catarina. Esta zona es principalmente agrícola y participa con un porcentaje cercano al 2 % del valor bruto de la producción manufacturera. Se presenta una densidad de población cercana a los 21.7 habitantes por km², con aproximadamente 91 762 habitantes totales,

donde destacan el municipio de Cd. Del Maíz con 31 625 hab. y Cárdenas con una población de 19 172 hab.

En lo que respecta a la zona Huasteca, los municipios incluidos en la región de estudio contemplan a El Naranjo, Tamasopo, una porción de Cd. Valles, Aquismón, Tancanhuitz de Santos, Huehuetlán, Matlapa, Xilitla y Tamazunchale. La población total aproximada es de 460 546 habitantes y en este caso la densidad de población alcanza 63.6 habitantes por km². Sobresalen los municipios de Xilitla con 51 790 hab. y Tamazunchale con 97 433 hab. En la Huasteca, la actividad económica es preponderantemente agropecuaria y frutícola. En ambas zonas, la industria alimentaria es el principal subsector manufacturero.

Se estima que en la región se distribuyen cerca de 552 308 habitantes (Fig. 9) lo que representa el 21 % de la población total del estado. De este total, aproximadamente el 30 % pertenecen a algún grupo étnico de origen Pame, Tennek y Nahua.

La región presenta un índice de marginación (IM) diferenciado con una tendencia a incrementarse en la zona sur. Este índice es una medida de déficit y de intensidad de las privaciones y carencias de la población en dimensiones relativas a la educación, la vivienda y los ingresos monetarios. De acuerdo con el índice, el 11.1 % de la población presenta un IM muy alto, el 7.7 % un IM alto y el 47.34 % un IM medio. Este es un problema estructural de la sociedad que pone en situación de riesgo y vulnerabilidad a las comunidades y pobladores de la zona, al no poder alcanzar un nivel determinado de vida (CONAPO 2012).

En contraste, el índice de desarrollo humano (IDH), que es una medida de logros relativos respecto la longevidad, la educación y el nivel de vida, muestra que el 86.7 % de la población tiene un IDH medio alto y solo un 13.3 % un IDH medio bajo.

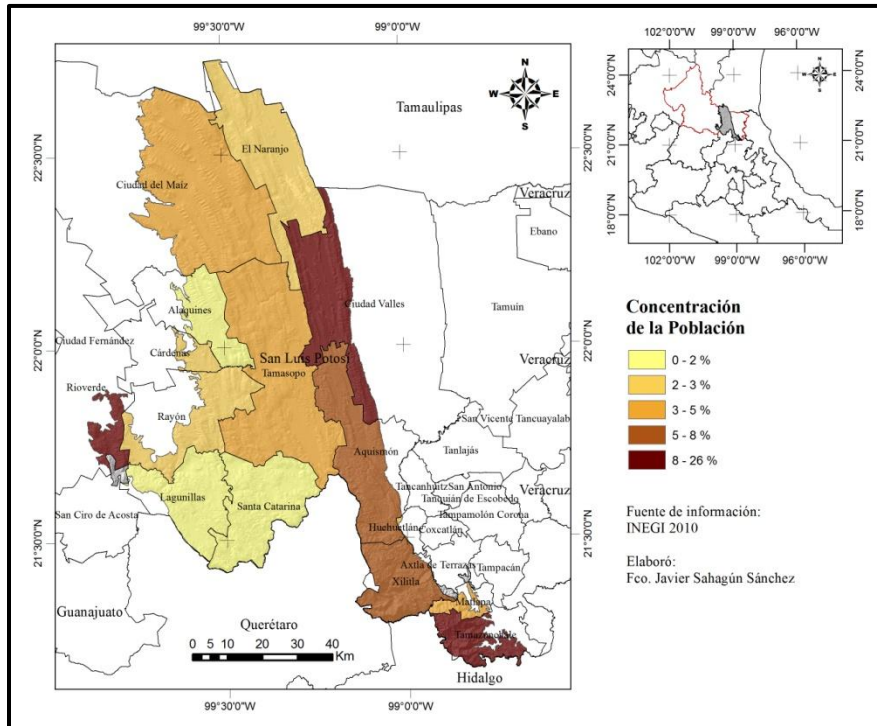


Figura 9. Distribución de la concentración de la población (en porcentaje) en el área de estudio.

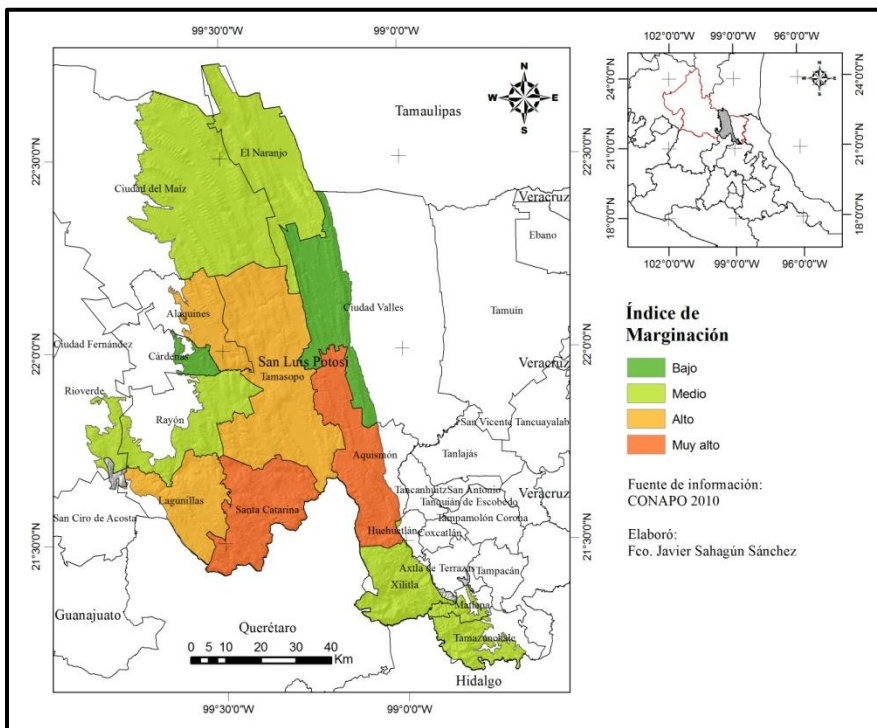


Figura 10. Índice de marginación en la región de la SMO.

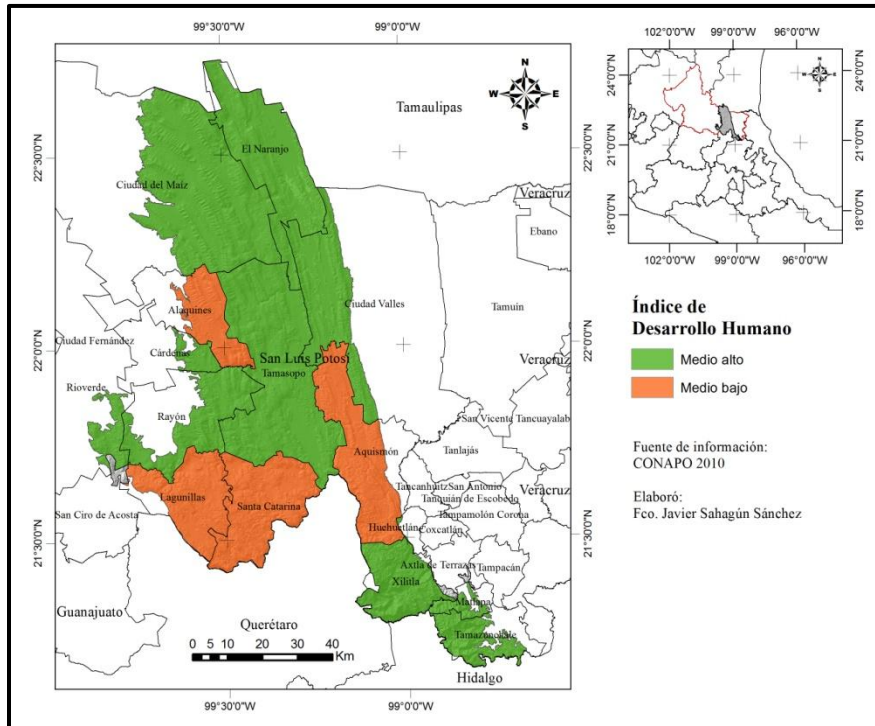


Figura 11. Índice de desarrollo humano en la región de la SMO.

Por último, se presenta en el área una red de comunicaciones muy desarrollada y en constante crecimiento, con carreteras federales y estatales que se clasifican para los propósitos de este trabajo en vías de comunicación principales (pavimentadas) y secundarias (terracerías) y que unen prácticamente todas las cabeceras municipales. Situación que ha permitido el desarrollo de actividades de explotación de distintos recursos y apertura de nuevas tierras para fines agropecuarios.

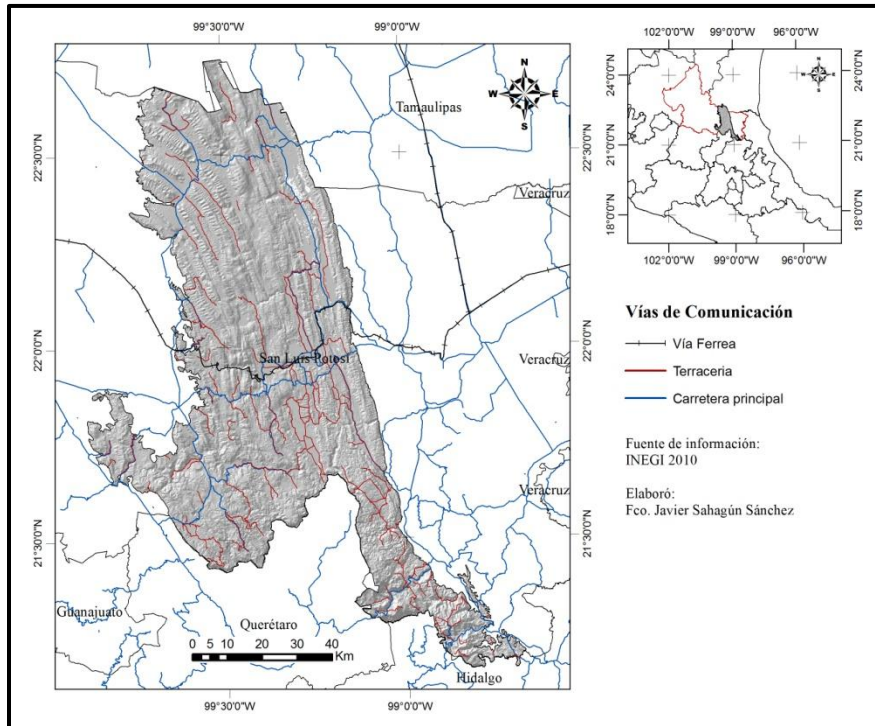


Figura 12. Vías de comunicación en el área de estudio.

Áreas de conservación

De acuerdo con la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP 2012) existen para todo el estado de San Luis Potosí, cerca de 500 000 ha dedicadas a la conservación de la biodiversidad natural y cultural presente (Fig. 13). Esta superficie está compuesta por seis ANP de carácter federal y 14 ANP de carácter estatal. De este total, seis ANP's se ubican en la SMO, de las cuales cuatro son estatales y una es federal (Fig. 14). A estas, se suman otras áreas prioritarias para la conservación en la región, que incluyen un AICA (Área Importante para la Conservación de las Aves) y dos sitios RAMSAR (Cuadro 2). Sin embargo, y pese a tener un número de ANP's importante, la mayoría de las reservas establecidas se encuentran prácticamente en situación de abandono y no cuentan con un plan de manejo o fondos suficientes para operar.

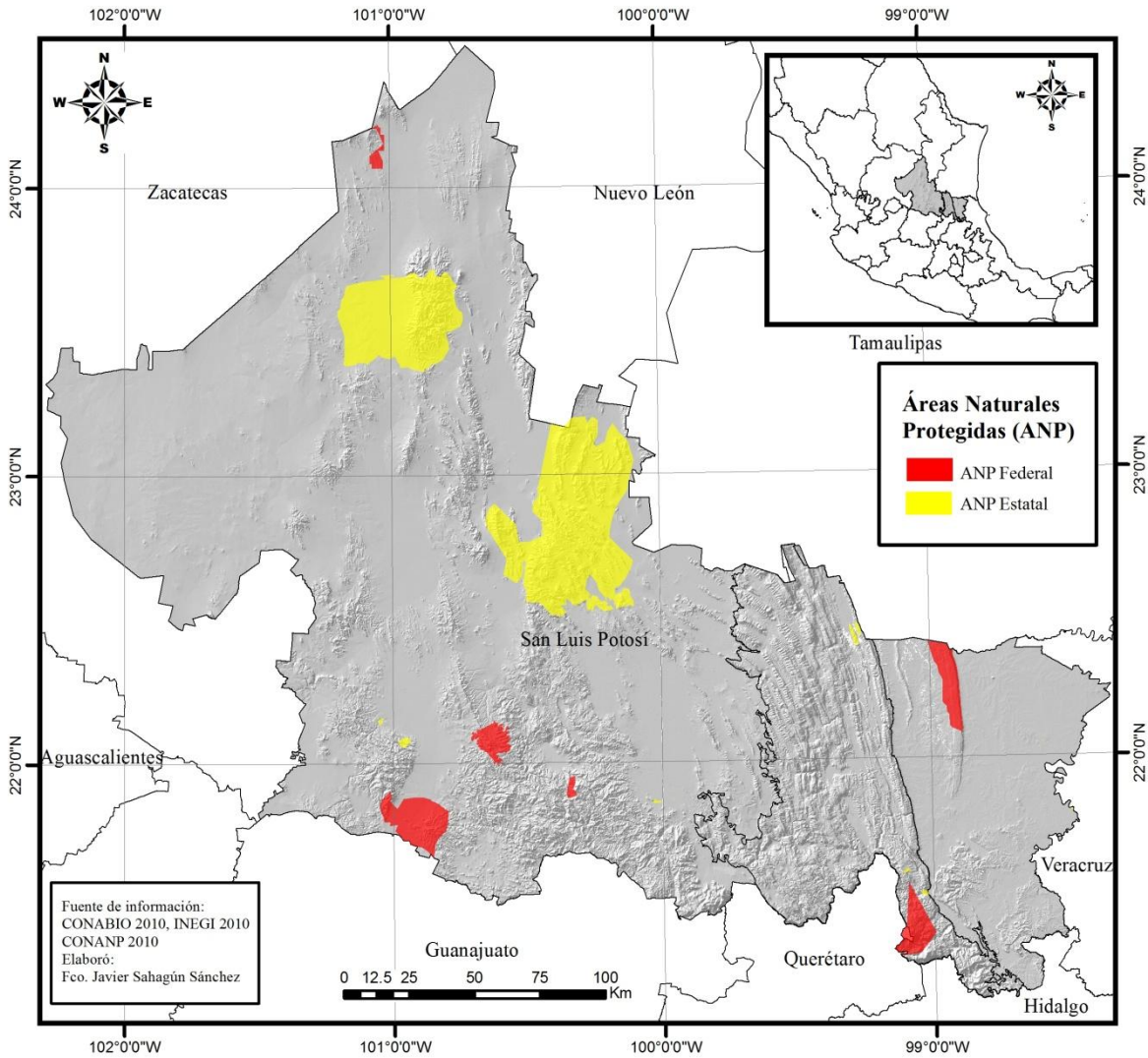


Figura 13. Áreas Naturales Protegidas en el estado de San Luis Potosí.

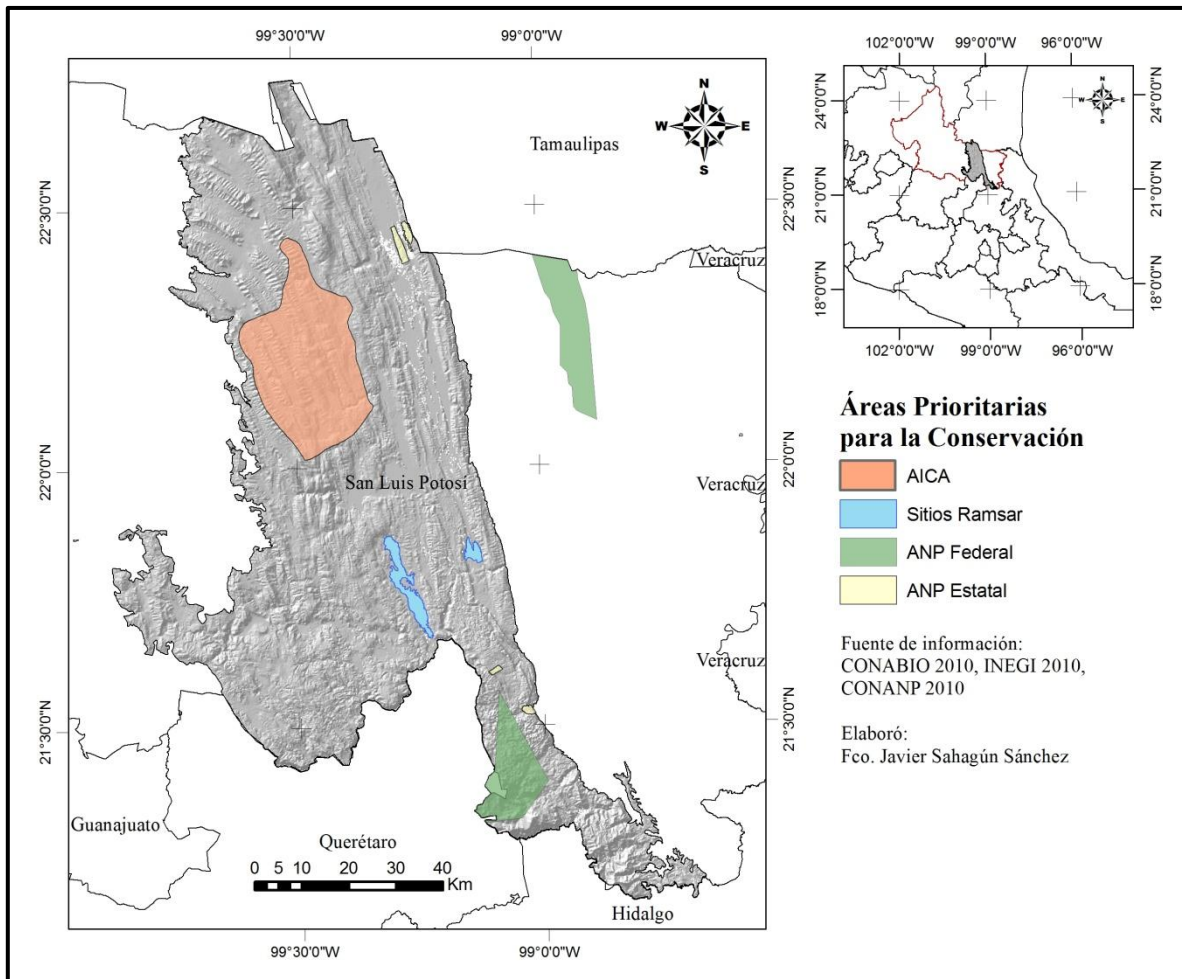


Figura 14. Ubicación de áreas prioritarias para la conservación en la SMO.

Cuadro 2. Descripción de áreas prioritarias para la conservación en la SMO

Áreas prioritarias para la conservación		
ANP Estatal	Categoría	Superficie (ha)
Sierra de Enmedio	Área de protección estatal	1136.56
Sierra del Este	Área de protección estatal	661.70
Sótano de las Golondrinas	Monumento Nacional	287.06
Cuevas del viento y la fertilidad	Sitio Sagrado Natural	408.00
La Hoya de las Huahuas	Monumento Nacional	8.00
ANP Federal	Categoría	Superficie (ha)
Porción Boscosa de Xilitla	Reserva Forestal Nacional	20174.78
AICA	Categoría	Superficie (ha)
San Nicolás de los Montes	Área de Importancia para la Conservación de las Aves	73312.00
Sitios Ramsar	Categoría	Superficie (ha)
Ciénega de Tamasopo	Humedal de importancia para la conservación de aves acuáticas y migratorias	5121.82
Arroyos y Manantiales de Tanchachín	Humedal de importancia para la conservación de aves acuáticas y migratorias	1183.49
Superficie total (ha)		102293.42

Literatura citada

AICAS 1996. Taller de Identificación de Regiones Prioritarias para la Conservación en México. 1996. Disponible en: <http://conabioweb.conabio.gob.mx/aicas/doctos/aicas.html> Consultado en Abril 2010.

Almeida, C. M. de, A. M. V. Monteiro, G. Câmara, B. S. Soares-Filho, G. C. Cerqueira, W.L. Araújo & A. E. Pantuzzo, 2003. Simulating urban land use change through CA-Based modeling and logistic regression. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11. Pp. 1687-1694. Belo Horizonte, Br. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

Almeida C., J. M, Gleriani, E. F. Castejon & B. S. Soares-Filho, 2008. Neural networks and cellular automata for modeling intra-urban land use dynamics. International Journal of Geographical Information Science, EUA.

Alvarado, R. 1916. Una especie nueva de cardenal. Bol. Dir. Est. Biol. 1(3): 248-285

Amadon, D. 1973. Birds of the Congo and Amazon forests: a comparison. Pp. 267-277- En: B.J. Meggars, E.S. Ayensu y W.D. Duckworth (Eds.). Tropical Forest Ecosystems in Africa and South America: A Comparative Review. Washington, D.C. Smithsonian Institution Press.

American Ornithologists Union. 2002. Check-list of North American Birds. 8th edition. American Ornithologists Union. Washington DC.

Anderson, R. P., D. Lew, y A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: Criteria for selecting optimal models. Ecological Modelling, 162: 211-232.

Askins, A. R., J. F. Lynch & R. Greenberg. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. Pp. 1-57 En: D.M. Powers (Ed.). Current Ornithology, Vol. 7. Plenum Press, New York.

Atwood, J. L. 1988. Speciation and geographic variation in black-tailed- gnatcatchers. *Ornithol. Monogr.* 42: 1-74.

Avesmx.net 2011. Base de datos en línea. Disponible en: <http://avesmx.conabio.gob.mx/>
Consultado en Junio de 2011

Ball, I. R., H. P. Possingham & M. E. Watts. 2009. Marxan and Relatives: Software for Spatial Conservation Prioritization. Chapter 14. Spatial Conservation Prioritization.

Barreda, B. B. 2006. Patrones de distribución de la avifauna del estado de Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 68 pp.

Berry, M. W., R. O. Flamm, B. C. Hazen & R. L. MacIntyre. 1996. The Land-Use Change and Analysis System (LUCAS) for Evaluating Landscape Management Decisions. *IEEE Computational Science & Engineering*, 3 (1): 24-25.

Bierregaard, R. O. & T. E. Lovejoy. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19: 215-241.

BirdLife International. 2003. BirdLife's online World Bird Database: the site for bird conservation. Version 2.0. Cambridge, UK: BirdLife International. Disponible: <http://www.birdlife.org>, Consultado Noviembre 2009.

Castro-Navarro, J. 2011. Proceso de fragmentación del hábitat en la Sierra Madre Oriental Potosina y su impacto en la distribución de la avifauna. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 103 pp.

CBD, 2012. Convention on Biological Diversity. Aichi Biodiversity Targets. Disponible en: <http://www.cbd.int/sp/targets/> Consultado en Marzo del 2012.

Ceballos, G. 1993. Especies en peligro de extinción. En: *Biología y problemática de los vertebrados terrestres en México*. (Comps. O. Flores y A. Navarro). UNAM. México Rev. Ciencias. Num. Esp. 7: 5-10.

Ciarleglio, M., J. W. Barnes, & S. Sarkar. 2009. ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography*, 32(2): 205-209.

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2009. Información publicada en la página de internet, URL: <http://www.conabio.gob.mx>. Consultado Mayo 2009.

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2012. SINAP. Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <http://www.conanp.gob.mx/sinap.html>. Consultado en Mayo 2012.

CONAPO (Consejo Nacional de Población). 2012. Disponible en: http://www.conapo.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=78&Itemid=194. Consultado en Febrero 2012.

Conservation International, 1999. Documento electrónico publicado en la página web <http://www.conservation.org/web/fieldact/megadiv/megadiv.htm>. Consultado Mayo 2009.

Contreras-Balderas, A. J. 1997. Resumen Avifaunístico de Nuevo Leon, México. En: Dickerman, R.W. (Ed.) *The Era of Allan R. Phillips, a Festschrift* Albuquerque, NM. USA. Pp 35-44.

Davis, L. I. 1951a. 51st. Christmas bird count (Xilitla S.L.P. Mexico) *Audubon Field Notes* 5: 183-185

Davis, L. I. 1951b. Birds new for the Rio Grande Delta Area. *Wilson Bull.* 63(4): 333.

Davis, L. I. 1952. Winter bird census at Xilitla San Luis Potosi, Mexico. *Condor* 54(6): 345-355.

Davis, L. I. 1966. Birds of the Rio Grande Delta Area. Publ. Author pp: 1-54.

Davis, L. I. & M. Johnston. 1947. Eleventh breeding bird census (oak-sweetgum community in S.L.P.) *Audubon Field Notes* 1: 202-203.

Dickerman, R.W. 1975. Revision of a Short-billed marsh wren (*Cistothorus platensis*) of Mexico and Central America. *Amer. Mus. Novit.* (2569): 1-8.

Easterla, D. A. 1964. Bird records from San Luis Potosi, Mexico. *Condor* 77: 352.

Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz, & N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.

Escalante, P., A. G. Navarro & A. T. Peterson. 1993. A geographical, ecological and historical analysis of landbird diversity in Mexico. pp 281-308. In: R. Ramammorthy, R. Bye, A. Lot & J. Fa (Eds.). *Biological Diversity in Mexico*. Oxford University Press, Oxford.

Escalante, T., V. Sánchez-Cordero, J. J. Morrone & M. Linaje. 2007. Deforestation affects biogeographical regionalization: a case study contrasting potential and extant distributions of Mexican terrestrial mammals. *Journal of Natural History*. 41(13-16): 965-984.

Evenden, F. G. 1952. Notes on Mexican birds distribution. *Wilson Bull.* 64(2): 112-113.

FAO, 2007. State of the World Forest 2001. Food and Agriculture Organization. Pp. 181.

Ferrier, S. & A. Guisan. 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*. 43: 393-404.

Flamenco, A. F. S. 2007. Dinámica y escenarios sobre los procesos de cambio de cobertura y uso del terreno en el sureste de México: El caso de la selva de El Ocote, Chiapas. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología. UNAM. México. 106 pp.

Flores-Villela, O. 1992. Herpetofauna of Mexico: distribution and endemism. Pp. 253- 279. En: R. Ramammorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (Eds.). *Biological Diversity in Mexico*. Oxford University Press, Oxford.

Flores, O. V. & P. Gerez. 1994. Biodiversidad y Conservación en México: vertebrados, vegetación y uso de suelo. UNAM. CONABIO, 440 pp.

Flores-Villela, O & L. Canseco-Márquez. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zool. Méx.* 20(2): 115-144.

Forester, D. J. & G. E. Machlis. 1996. Modeling Human Factors That Affect the Loss of Biodiversity. *Conservation Biology*. 10(4): 1253-1263.

Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes ?. *Ecological Applications*. 3(2): 202-205.

Friedmann, H., L. Griscom & R.T. Moore. 1950. Distributional check-list of the birds of Mexico. Part I. *Pacific Coast Avifauna* 29: 1-202.

Garrido, O. H. & F. G. Montaña. 1975. *Catálogo de las Aves de Cuba*. La Habana, Academia de Ciencias de Cuba.

Geist, H. J. & E. F. Lambin. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*. Vol 52. N° 2: 143-150.

Gillespie, T. W. & H. Walter. 2001. Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography*, 28, 651–662.

Godoy, M. M. G. & B. S Soares-Filho, 2008. Modelling intra-urban dynamics in the Savassi neighbourhood, Belo Horizonte city, Brazil. In: Paegelow M. & M. T. Camacho Olmedo (eds.), *Modelling Environmental Dynamic, Parte 2*. Pp: 318 – 338. *Environmental Science and Engineering*. Springer.

Gordillo-Martínez, A. & A. G. Navarro-Sigüenza, 2006. Catálogo de autoridad taxonómica de la avifauna de México. Universidad Nacional Autónoma de México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. CS010. México, D. F.

Graver, R. R. 1954. The Lineated woodpecker. *Wilson Bull.* 66(1).

Griscom, L. 1928. New birds from Mexico and Panama. *Amer. Mus. Novit.* 239: 1-6.

Gruson. E. S. 1976. Checklist of the World's Birds: A Complete List of Species, with Names, Authorities, and Areas of Distribution. New York, Quadrangle.

Haffer, J. 1978. Distribution of the Amazona forest birds. *Bonn. Zool. Beitr.*, 29: 38-78.

Halfpeter, G. 1996. ¿Cómo medir la biodiversidad a nivel de paisaje? Manuscrito. 16 pp + 3 figs., 1 cuadro.

Hall. G. A. 1965. Flame-colored tanager parasitized by Brownzed cowbird. *Auk* 82(1): 101.

Illoldi-Rangel P., F. Trevor, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero & S. Sarkar. 2008.

Solving the maximum representation problema to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions*. 14: 493-508.

INEGI, 2003. Síntesis de Información Geográfica del Estado de San Luis Potosí. Desglose geográfico estatal. ISBN: 970-13-4321-2. CD.

Jackson, N. 1989. El Naranjo, San Luis Potosí, Mexico. *Amer. Birds* 44(4): 1001-1002.

Jackson, N. 1990. El Naranjo, San Luis Potosí, Mexico. *Amer. Birds* 45(4): 1007.

James, P. C. 1994. On economic growth and ecological decay. *Conservation Biology*, 8: 1161-1162.

Karafyllidis I. & A. Thanailakis, 1997. A model for predicting forest fire spreading using cellular automata. *Ecological Modelling*. 99: 87-89.

Karr, J. R. 1983. Commentary. En: A.H.Brush y G.A. Clark Jr. (Eds.) *Perspectives in Ornithology*. Cambridge Univ. Press.

Keast, A. 1977. Zoogeography and phylogeny: the theoretical background and methodology to the analysis of mammal and bird fauna. Pp. 249-312. In: M.K. Hecht, P. C. Goody & B. M. Hecht (Eds.). *Major Patterns in Vertebrate Evolution*. New York, Plenum Press.

Klooster, D. & O. Masera. 2000. Community forest management in Mexico: carbon mitigation and biodiversity conservation through rural development. *Global Environ. Change*, 10: 259-272.

Lambin, E.F. 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* 21(3): 375-393.

Laurance W. F., M. A. Cochrane & S. Bergen. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291: 438-439.

Leija-Loredo, E. G., H. Reyes-Hernández, J. Fortanelli-Martínez & G. Palació-Aponte. En prensa. Situación actual del bosque de niebla en el estado de San Luis Potosí, México. En revisión.

Llorente-Bousquets, J. & A. Luis-Martínez. 1992. Conservation-oriented analysis of mexican butterflies: Papilionidae (Lepidoptera, Papilionidea). In: 147-177 En: R. Ramammorthy, R. Bye, A. Lot & J. Fa (Eds.). *Biological Diversity in Mexico*. Oxford University Press, Oxford.

Lowery, G. H. Jr & R. J. Newman. 1949. New birds from the state of San Luis Potosi and the Tuxtla mountains of Veracruz, Mexico. *Occ. Pap. Mus. Zool. Louisiana State Univ.* 22: 1-10.

Lowery, G. H. Jr & R. J. Newman. 1951. Notes on the Ornithology of southeastern San Luis Potosi. *Wilson Bull.* 63(4): 315-322

Luna, I., J. J. Morrone & D. Espinosa. 2004. *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental*. Las Prensas de Ciencias. CONABIO, UNAM, México. 527 Pp.

Martin del Campo, R. 1959. Contribución al conocimiento de la Ornitología de Nuevo León. *Universidad (Monterrey, N. L.)* 16-17: 121-180.

Mas, J. F., A. Velázquez, J. L. Palacio Prieto, G. Bocco, A. Peralta & J. Prado. 2002. Assessing forest resources in Mexico: Wall to wall land use-cover mapping. *Photogram. Eng. Remote Sens.* 68 (10): 966-968.

Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Días-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández & A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes:

a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 5: 249-261.

McMillen, J. L. 1988. Conservation of North American cranes. *Amer. Birds* 42(5): 1212-1221.

Meffe, G. K., A. H. Ehrlich & D. Ehrenfeld. 1993. Human population control: the missing agenda. *Conservation Biology*, 7: 1-3.

Meffe, G. K. & C. R. Carrol. 1994. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

Menon, S., R. G. Pontius Jr., J. Rose, M. L. Khan & K. S. Bawa. 2001. Identifying Conservation Priority Areas in the Tropics: a Land-Use Change Modeling Approach. *Conservation Biology*, 15: 501-512.

Meyer, W. B. & B. L. Turner II. 1994. *Changes in land use and land-cover: a global perspective*. Cambridge. Cambridge University Press.

Miller, A. H., H. Friedmann, L. Griscom & T.T. Moore. 1957. Distributional check-list of the birds of Mexico. Part 2. *Pacific Coast Avifauna* 33: 1-436.

Mittermeier, R. A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: case studies from Brazil and Madagascar and the importance of megadiversity countries. Pp. 145-154. En: E. O. Wilson (ed) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC, USA.

Moilanen, A., L. Meller, J. Leppänen, A. Arponen & H. Kujala. 2011. ZONATION. Spatial conservation planning framework and software. User manual. Version 3.0. University of Helsinki. Finland. 275 pp.

Morrison, M. L. & R. D. Slack. 1977. Flocking and foraging of Brown jays in northeastern

Mexico. *Wilson Bull.* 89(1): 171-173.

Morrone, J.J. & D. Espinosa. (Eds.) *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental*. Las Prensas de Ciencias. CONABIO, UNAM, México. 527 Pp.

Navarro, S. A. G. & H. Benítez D. 1993. Patrones de riqueza y endemismo de las aves. In: *Biología y problemática de los vertebrados en México*. (Comps. O. Flores y A. Navarro) UNAM. México. *Rev. Ciencias* Núm. 7: 45-54.

Navarro, S. A. G., B. E. Hernández & H. Benítez D. 1993. Las aves del estado de Querétaro, México. *List. Fau. Mex. IBUNAM* 4:1-75.

Navarro, A. G., A. T. Peterson & A. Gordillo-Martínez. 2003. Museums working together: The atlas of the birds of Mexico. En: Collar, N., C. Fisher, y C. Feare (Eds) *Why museums matter: avian archives in an age of extinction*. *Bulletin British Ornithologists' Club Supplement* 123A. Pp. 207-225.

Navarro, A. G. & A. Gordillo. 2006. *Catálogo de autoridades taxonómicas de las aves de México*. Facultad de Ciencias, UNAM. Base de Datos del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad, Proyecto CS010. CONABIO, México.

Navarro, S. A. G., H. A. Garza-Torres, S. López de Aquino, O. R. Rojas-Soto & L. A. Sánchez-González. 2004. Patrones biogeográficos de la avifauna. pp 439- 467. In: Luna, I., J. J. Morrone & D. Espinosa. (Eds.) 2004. *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental*. Las Prensas de Ciencias. CONABIO, UNAM, México. 527 Pp.

Nepstad, D., J. P. Capobianco & A. C. Barros. 2000. *Avanca Brasil, the environmental costs for Amazonia*. <http://www.ipam.org.br/avanca/participen.htm>. Abril 2009.

Nix, H. A. 1986. A biogeographic analysis of Australian Elapid snakes. In: Longmore, R. (Ed.) *Atlas of Australian Elapid Snakes*. Australian Flora and Fauna Series 8: 4-15.

Ortega-Huerta, M. A. & A. T. Peterson. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North – Eastern México. *Diversity and Distributions*. 10: 39-54.

Palacio-Nuñez, J., J. R. Verdu, E. Galante, D. Jiménez-García & G. Olmos-Oropeza. 2007. Birds and fish as bioindicators of tourist disturbance in springs in semi-arid regions in Mexico: A basis for management. *Animal biodiversity and Conservation*. 30 (1): 29-41.

Payne K. & D. R. B. Stockwell, 1998. Garp Modelling System User's Guide and Technical Reference. [Http://biodi.sdsc.edu/~davids/](http://biodi.sdsc.edu/~davids/) World Wide Web.

Peterson, A.T., A.G. Navarro-Sigüenza & H. Benítez-Díaz. 1998. The need for continued scientific collecting: a geographic analysis of Mexican bird specimens. *Ibis* 140: 288-294.

Peterson, A. T. 1992. Phylogeny and rates of molecular evolution in the *Aphelocoma* jays (Corvidae). *Auk* 109(1): 133-147.

Peterson, A. T., M. A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sanchez-Cordero, J. Soberon, R. H. Buddemeier & D. R. B. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *NATURE*. 416: 626-629.

Peterson, A. T., J. T. Bauer & J. N. Mills. 2004. Ecologic and Geographic Distribution of Filovirus Disease. *Emerging Infectious Diseases* 10(1): 40-47.

Petit, D. R. 1993. Management and Conservation of migratory landbirds overwintering in the Neotropics. En: Finch, D. M y P. W. Stangel (Eds). *Ecology and management of Neotropical migratory birds: a synthesis and review of critical issues*. Oxford University Press, pp. 145-197.

Phillips, S. J., R. P. Anderson & R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of

species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.

Pitelka, F. A. 1953. Pioneer effort in Mexican Biogeography. *Ecology* 34(2): 446-447.

Puig, H. 2000. Diversité spécifique et déforestation: l'exemple des forets tropicales humides du Mexico. *Bois et Forêts des Tropiques*. 268(2): 41-55.

Ramamoorthy, T. P, R. Bye, A. Lot & J. Fa. 1993. Biological diversity of Mexico: Origins and distribution. Oxford University Press, USA.

Reis, E. & R. Guzmán. 1994. An econometric model of Amazon deforestation. In: Brown, K. & D. Pearce (Eds) *The causes of tropical deforestation, the economic and statistical analysis of factors giving rise to the loss of tropical forests*. Pp. 172-191. University College London Press, London.

Repetto, R. 1988. *The forest for the trees ?*. Government policies and the misuse of forest resources. World Resources Institute. Washington. DC.

Reyes, H. H., M. Aguilar, J. R. Aguirre & I. Trejo. 2006. Cambios en la cubierta vegetal y uso de suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones Científicas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, Núm. 59*: 26-42.

Reyes-Hernández, H., L. Olvera-Vargas, F. J. Sahagún-Sánchez & J. F. Mass-Causel. 2009. Transformation of the forest cover and future scenarios in the Sierra Madre Oriental, physiographic region, San Luis Potosí, México. *ISRSE 33. 33 International Symposium on Remote Sensing of Environment. Sustaining the Millennium Development Goals*. <http://isrse-33.jrc.ec.europa.eu>.

Riitters, K. H., R. V. O'Neill & K. B. Jones. 1997. Assessing habitat suitability at multiple scales: a landscape-level approach. *Biological conservation*. 61: 191-202.

Ríos-Muñoz, C. A., & A. G. Navarro-Sigüenza. 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical* 20: 491-509.

Rojas-Soto, O. 1995. Distribución de la avifauna de Puebla. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. México.

Rojas-Soto, O., F. J. Sahagún-Sánchez & A. G. Navarro S. 2000. Additional information on the birds from the state of Queretaro, México. *Cotinga*, 15:48-52.

Rzedowski, J. G. 1965. Vegetación de S. L. P. - Río Verde. *Acta Científ. Potosina*.

Rzedowski, J. G. 1994. Vegetación de México, LIMUSA, México, D. F. 432 Pp.

Rzedowski, J. G. 2006. Vegetación de México, LIMUSA, México, D. F. 432 Pp.

Sahagún-Sánchez, F. J., H. Reyes, J.L. Flores & L. Chapa. 2011. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. *Journal of Latin American Geography*. Vol 10 (2): 65-86.

Salvin, O. & F. D. Godman. 1889. Notes on Mexican birds. *Ibis*. 6:232-243

Sanchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linage, S. Sarkar & A. T. Peterson. 2006. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation*, 126:465-473.

Sánchez-González, L. A. & E. A. García-Trejo. 2010. San Luis Potosí. En: Ortiz-Pulido R., A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto y T. A. Peterson (eds.). *Avifaunas estatales de México*, CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México.

Sarkar, S., A. Aggarwal, J. Garson, C. R. Margules & J. Zeidler. 2002. Place prioritization for biodiversity content. *Journal of Biosciences*, 27: 399-346.

Scachetti-Pereira, R. 2002. Desktop GARP, <http://www.nhm.ku.edu/desktopgarp/index.html> Consultado en Mayo de 2011.

Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. Dérchia, T. C. Jr. Edwards, J. Ulliman & R. G. Wright. 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biodiversity. *Wildlife Monographs* No. 123.

SDE. (Secretaria de Desarrollo Económico). 2011. San Luis Potosi. Disponible en: <http://www.sdeslp.gob.mx/> Consultado en Febrero 2012.

Sirakoulis, G. C., I. Karafyllidis & A. Thanailakis , 2000. A cellular automata model for the effects of population movement and vaccination on epidemic propagation. *Ecological Modelling*. Vol. 133 pag. 209-223.

Skole, D. L., W. A. Chomentowski, W. A. Sallas & A. D. Nobre. 1994. Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. *Bioscience*, 44: 314-322.

Soares-Filho, B. S., R. M. Assuncao & A. Pantuzzo. 2001. Modeling the spatial transition probabilities of landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *BioScience*, 51: 1039-1046.

Soares-Filho B. S., C. L. Pennachin & G. Cerqueira, 2002. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, v. 154 n. 3, p. 217-235.

Soares-Filho B. S., A. Alencar, D. Nepstad, G. Cerqueira, M. Vera Díaz, S. Rivero, L. Solórzano & E. Voll, 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. *Global*

Change Biology. 10.

Soares-Filho B. S., D. Nepstad, L. Curran, E. Voll, G. Cerqueira, R. A. Garcia, C. A. Ramos, A. McDonald, P. Lefebvre & P. Schlesinger, 2006. Modeling conservation in the Amazon basin. *Nature*, London, Vol. 440, p. 520-523.

Soulé, C. L. 1991. Conservation: tactics for a constant crisis. *Science*, 253: 744-750.

Stork, N. E., J. A. Coddington, R. K. Colwell, R. L. Chazdon, C. W. Dick, C. A. Peres, S. Sloan & K. Willis. 2009. Vulnerability and resilience of tropical forest species to land-use change. *Conservation Biology*. 23:1438-1427.

Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III & D. K. Moskovits. 1996. Neotropical birds. Ecology and conservation. University of Chicago Press. Chicago, U.S.A. 478 pp.

Swihart, R. K., T. M. Gehring, M. B. Kolozsvary & E. N. Thomas. 2003. Response of resistant vertebrates to hábitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 9: 1-18.

Sutton, G. M. & T. D. Burleigh. 1940a. Birds of Valles San Luis Potosí, México. *Condor* 42:259-262.

Sutton, G. M. & T. D. Burleigh. 1940b. Birds of Tazamunchales, San Luis Potosí, México. *Wilson Bull.* 52(4):221-223

Toledo V. M. & M. J. Ordóñez. 1998. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. En: Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa. (Eds.) *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM. p 739- 755.

Turner, M. G., R. H. Gardner & R. V. O'Neill. 2001. Landscape Ecology. In theory and

practice. Pattern and process. Springer. USA. 401 pp.

Turner II, B. L., E. F. Lambin & A. Reenberg. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. PNAS. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0704119104.

Urban, E. K. 1959. Birds from Coahuila, Mexico. Univ. Kansas Publ. Mus. Nat. Hist. 11:443-516.

Vargas-Canales, V. M. 2006. Modelaje de los patrones de riqueza y endemismo de la avifauna del estado de San Luis Potosí, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 63 pp.

Velázquez, A. & G. Bocco. 1994. Modelling conservation alternatives with ILWIS: a case study of the volcano rabbit. ITC Journal. 3: 197-204.

Velázquez, A., J. F. Mas, G. J. R. Díaz, R. S. Mayorga, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra & J. L. Palacio. 2002a. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. Gaceta ecológica, 62:21-37.

Velázquez, A., J. F. Mas, J. L. Palacio & G. Bocco. 2002b. Land cover mapping to obtain a current profile of deforestation in Mexico. Unasylva, 210:7-11.

Velázquez, A., J. F. Mas & J. L. Palacio P. 2002c. Análisis del cambio de uso del suelo. Convenio INE-Instituto de Geografía, UNAM. México, D. F. 84 Pp.

Warner, D. W. & B. E. Harrel. 1957. The systematics and biology of the Singing quail, *Dactylortyx thoracicus*. Wilson Bull. 69(2):123-148.

Warner, D. W. & R. W. Dickerman. 1959. The Status of *Rallus elegans tenuirostris* in Mexico. The Condor. Vol. 61, No.1: 49-51.

Wendt, J. S. 1995. Birds as components of biological diversity in Mexico and Canada. Pp. 37-41. En: H. Wilson y S. A. Sader (Eds.). Memorias del Simposio-Taller Conservación de las Aves Migratorias Neotropicales en México. Maine Agricultural and Forest Experiment Station. Misc. Public. 727, 288 Pp.

White, D., P. G. Minotti, M. J. Barczak, J. C. Sifneos, K. E. Freemark, M. V. Santelmann, C.F. Steinitz, A. R. Kiester & E. M. Preston. 1997. Assessing risk to biodiversity from future landscape change. *Conservation Biology*. 11: 349-360.

Wiens, J. A. 1983. Avian community ecology an iconoclastic view. En: A. H. Brush y G. A. Clark (Eds.). *Perspectives in Ornithology*. Cambridge University Press.

Capítulo 2

Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México.

¹Sahagún-Sánchez, F. J., ¹Reyes-Hernández, H., ²Flores, J.L.F. & ³L. Chapa. V.

¹Coordinación de Ciencias Sociales y Humanidades, PMPCA, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Av. Industrias 101, Fracc. Talleres, San Luis Potosí, SLP, México. Teléfono (444) 8186453.

momotus@gmail.com, hreyes@uaslp.mx

²Instituto de Investigaciones en Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Calle Altair 200, Fracc. Del Llano, San Luis Potosí, SLP, México. Teléfono (444) 8422359. jose Luis.flores@uaslp.mx,

³Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, CONACYT, Camino a la Presa San José 2055, Colonia Lomas 4ta. Sección, San Luis Potosí, SLP, México. Teléfono (444) 8342000

lchapa@titan.ipicyt.edu.mx

Nota: Publicado en el *Journal of Latin American Geography*, 10 (2) 2011: 65-86.

Resumen

Se realizó la modelación de la dinámica de cambio en el uso de suelo y la vegetación en la región de la Sierra Madre Oriental del estado de San Luis Potosí, considerado un sitio de importancia para la conservación en México por su alta biodiversidad. Para determinar la variación espacial se analizaron imágenes de satélite en un período de 16 años (1989-2005) y se encontró que se modificaron un total de 65 000 ha. Se obtuvo un mapa de probabilidad de cambio y se modelaron escenarios futuros usando la técnica de autómatas celulares. Se estimó que 13 % de la superficie con coberturas vegetales naturales son susceptibles al cambio y que para el 2025 el total de áreas modificadas podría triplicarse. Las variables de mayor influencia son la densidad poblacional, la marginación y la distancia a carreteras. La principal amenaza a los ecosistemas es el incremento de las actividades agropecuarias en la región.

Palabras clave: *cambio de uso de suelo, modelación, autómatas celulares, Sierra Madre Oriental.*

Abstract

Here the dynamics of land use change in the “Sierra Madre Oriental” portion of the state of San Luis Potosi, considered an important site for conservation of biodiversity in

México are studied. Satellite images from 1989 to 2005 are studied, during which period a total of 65 000 ha. suffered some type of land use or land cover change. A probability map of change and modeled future scenarios based on cellular automates was prepared. It is estimated that almost 13 % of natural vegetation is susceptible to change. By 2025 the amount of surface transformed could triple. The principal factors affecting such changes are population density, marginalization and poverty of the population, and distance to roads. The main threat for the ecosystems is the increase in the extent of the areas devoted to livestock grazing and to crop agriculture.

Keywords: *land use change, modeling, cellular automata, Sierra Madre Oriental.*

Introducción

La presión de las actividades humanas asociadas al crecimiento demográfico, ha propiciado que muchos ecosistemas en distintas regiones de México tengan impactos ambientales severos, alterando de forma irreversible su cobertura vegetal. Las consecuencias de estos procesos incluyen, el empobrecimiento de los ecosistemas, la modificación de los ciclos hidrológicos, la fragmentación de hábitats, la pérdida de la biodiversidad y el cambio climático entre otros (Puig 2000, Velázquez *et al.* 2002, Reyes *et al.* 2009).

Si bien México es un país caracterizado por su alta diversidad biológica y cultural, también presenta un alto grado de marginación y pobreza de sus habitantes, así como una de las tasas de deforestación y explotación de recursos naturales más altas a nivel global (Perez-Verdin *et al.* 2009). Esto lo coloca, junto con Brasil y Costa Rica, como uno de los países con procesos de cambio en el uso de suelo más acelerados en América. De acuerdo con diversos estudios, se estima que en el país se pierden cada año, en promedio, alrededor de 630 000 ha de bosques y selvas, acumulando una pérdida total del 50 % de la cobertura original en los últimos 20 años (Mas *et al.* 2004, FAO 2002). A nivel global se ha documentado que los procesos de cambio en el uso de suelo son más intensos en los países con economías emergentes que se caracterizan por una dependencia de las actividades agropecuarias y un rápido incremento poblacional (Watson *et al.* 2001). En este sentido, analizar los cambios en las coberturas vegetales resulta fundamental para definir las estrategias y acciones que permitan disminuir la modificación y pérdida de los ecosistemas

así como de los servicios ambientales que proveen y lograr con ello mejorar las condiciones de vida de la sociedad (Velázquez *et al.* 2002).

La región fisiográfica de la Sierra Madre Oriental en San Luis Potosí es relevante debido a que en las últimas décadas se han registrado intensos procesos de deforestación y cambio de uso de suelo por la demanda de apertura de nuevas áreas para uso agrícola y pecuario, además del crecimiento de obras y proyectos de infraestructura social, conduciendo a una transformación y desaparición de ecosistemas en el área (Reyes *et al.* 2009). Esta región forma parte de la zona de transición entre las regiones Neártica y Neotropical, por lo que confluyen en ella un número importante de especies animales y vegetales de ambos orígenes. Esto, aunado a su heterogénea configuración fisiográfica y su amplia variedad climática, han dando lugar a niveles altos de diversidad, riqueza y endemismo de diversos taxones (Navarro *et al.* 2004). Actualmente, aún es posible encontrar remanentes de áreas cubiertas de bosques y selvas en buen estado de conservación (Luna *et al.* 2004). Por lo anterior esta región es considerada como un área prioritaria para lo conservación de recursos naturales (Loa *et al.* 2009). Sin embargo, la misma riqueza biológica hace que se presenten actividades de sobre explotación de recursos vegetales (maderables y no maderables) y fauna en general.

El estudio tiene como objetivo analizar la dinámica espacial y temporal de los procesos de deforestación y cambios de uso de suelo en la región de la Sierra Madre Oriental en el estado de San Luis Potosí y modelar escenarios futuros de cambio. Se buscó identificar los factores que influyen en los procesos y determinar los sitios susceptibles a ser modificados en el futuro. Consideramos que la información generada servirá de apoyo en el diseño de programas y políticas para un manejo y aprovechamiento adecuado de los recursos naturales propios de la zona en el futuro, por lo que es relevante para la conservación de selvas y bosques a nivel local y regional.

Los cambios en el uso de suelo tienen un origen multifactorial y deben ser analizados en distintas escalas temporales y espaciales (Geist & Lambin 2002). Por ello, resulta impostergable generar información confiable que incluya datos sobre las variables ambientales de tipo biofísico y socioeconómico, que se presume tienen influencia sobre la dinámica de los cambios (Berry *et al.* 1996). En los últimos años se han desarrollado infinidad de modelos espacialmente explícitos para evaluar las causas y los procesos en el

cambio de uso de suelo. Esto debido, entre otras cosas, a la gran cantidad de información espacial derivada de los sensores remotos y las tecnologías para manejar la información digital. La mayoría de los modelos incluyen diversos aspectos relacionados con los procesos y patrones de cambio en los paisajes, como estrategia para prevenir y mitigar los impactos negativos derivados de las transformaciones y alcanzar así los objetivos de la conservación (Foster & Machlis 1995). Sin embargo, y a pesar de los esfuerzos en este campo, persiste una carencia de datos cuantitativos que permitan determinar a detalle los procesos, la ubicación y la magnitud de los cambios en el uso de suelo (Meyer & Turner 1994) en muchas de las regiones alrededor del mundo.

Área de Estudio

La Sierra Madre Oriental tiene una extensión de 7 702 km² y comprende el 12 % de la superficie total del estado San Luis Potosí. Se trata de un macizo montañoso con una orientación NW-SE (Fig. 1). Atraviesa catorce municipios donde se asientan alrededor de 436000 habitantes lo que representa el 19 % de la población total del Estado. De este total, aproximadamente el 30 % son indígenas de origen Tennek y Nahuatl.

La región presenta un rango altitudinal de los 100 a los 2 700msnm. Las geoformas principales incluyen sierras calizas plegadas, alternadas con valles intermontanos y cañadas o sierras bajas en la región de la Sierra Plegada y geoformas cársticas en la región del Carso Huasteco y algunos valles intermontanos. Los tipos de suelo predominantes son los litosoles, rendzinas, regosoles, vertisoles y en menor extensión se encuentran suelos de tipo luvisol, fluvisol y feorzem (INEGI 2003). Por su distribución y alineación la sierra actúa como una barrera natural que intercepta los vientos cargados de humedad que provienen del Golfo de México y propician un marcado índice de aridez en la región que penetra más allá en el continente; estas características propician que se presenten la mayoría de los climas descritos para México (Luna *et al.* 2004), desde los húmedos y subhúmedos en la vertiente de barlovento, hasta los climas secos y semisecos en la de sotavento. Así, las precipitaciones medias anuales oscilan en un rango de entre 500 y 3 000 mm (INEGI, 2003). Desde el punto de vista hidrológico, en la región suroriental se concentran las precipitaciones lo que contribuye a la presencia del cauce de ríos importantes como el Río Santa María, el Río Moctezuma y el Río Tampaón. Hacia el occidente las corrientes de

agua son de carácter intermitente, se forman en la temporada de lluvias y su curso es reducido. Estas corrientes desaparecen en las llanuras características de esta porción, debido a filtración y evaporación.



Figura 1. Localización del área de estudio.

La amplia variedad climática, de terreno y suelos, permite la existencia de distintos tipos de vegetación entre los que destacan los bosques templados de encino, pino y bosque mesófilo de montaña. También se presentan distintos tipos de selvas tropicales y matorrales xerófilos. Otras coberturas incluyen la vegetación acuática y de galería, y las tierras dedicadas a la agricultura de riego y de temporal, así como los pastizales cultivados e inducidos (Inventario Nacional Forestal, 2000). En total se han identificado más de 2500 plantas vasculares para la zona y la fauna asociada a las coberturas presentes incluye

alrededor de 532 especies de aves, 207 especies de anfibios y reptiles y más de 200 especies de mamíferos, incluidos felinos medianos y grandes como el jaguar (*Panthera onca*) (Villordo 2009). Sin duda es una región importante debido a que entre el 10 % y el 25 % de las especies presentes son endémicas o se encuentran consideradas como importantes para su conservación (Luna *et al.* 2004, Sahagún-Sánchez *et al.* 2009)

Material y Métodos

Análisis espacio - temporal de los cambios en la cobertura

Para estimar e identificar los cambios en la cobertura y el uso del suelo a través del tiempo, se elaboraron tres mapas de vegetación y uso del suelo mediante la interpretación y clasificación de tres imágenes de satélite Landsat TM (Thematic mapper) de enero 1989, abril del 2000 y febrero del 2005 con una resolución de 30 metros. La clasificación fue realizada mediante la delimitación de campos de entrenamiento para los diferentes tipos de coberturas y la posterior clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud (Lillesand *et al.* 2004). Para contrastar la exactitud de la clasificación, se realizaron cinco recorridos de campo para verificar el uso y cobertura actual del suelo, las condiciones físicas del terreno y el uso de la tierra asociado a estas condiciones físicas. De la verificación en campo se obtuvieron 420 puntos de control correspondientes a diferentes clases de cobertura del suelo. Los errores encontrados en la clasificación fueron corregidos reasignando los píxeles erróneamente clasificados a la clase correspondiente. El sistema de coordenadas utilizado fue UTM (zona 14 N) y el elipsoide fue Clark 1866. Para la captura y manejo de la información geográfica se emplearon los sistemas Arcgis 9.3, ILWIS 3.3 e IDRISI Andes.

Las categorías consideradas en la clasificación final fueron las siguientes: a) Matorral, b) Selva, c) Bosque, d) Agricultura de riego, e) Agricultura de temporal, f) Pastizal, g) Vegetación acuática y de galería, h) Cuerpos de agua y i) zonas urbanas

Se compararon de los mapas de cobertura del terreno para los períodos de 1989, 2000 y 2005 por medio de una sobreposición cartográfica y una tabulación cruzada (Eastman *et al.* 1994, Bocco *et al.* 2001). De esta manera, se generaron mapas y tablas de cambio para cada período de estudio y se determinaron las superficies de las coberturas que

presentaron cambios o fueron deforestadas y las que no los tuvieron.

La tasa de cambio se obtuvo mediante el empleo de la siguiente fórmula (FAO, 1996).

$$\delta_{in} = [(S_{i2}/S_{i1})^{1/n} - 1] \times 100$$

Donde:

δ_n = tasa de cambio promedio anual para la clase i en el n- esimo periodo evaluado.

S_{i1} = superficie total de la clase i en el tiempo 1.

S_{i2} = superficie total de la clase i en el tiempo 2.

n = diferencia de tiempo entre dos periodos evaluados.

Modelización y simulación espacial con DINAMICA

En el presente trabajo se utilizó el software DINAMICA EGO para realizar la simulación de escenarios futuros (Soares-Filho *et al.* 2002). Este se basa en algoritmos de autómatas celulares y los pesos de evidencia de distintas variables biofísicas y socioeconómicas que actúan como factores causales de la transformación en las coberturas y el uso de suelo en la región. Este software considera los fenómenos espaciales y temporales vinculados a los procesos de cambio a través del tiempo, y ha sido empleado para diferentes estudios que incluyen el modelado de la dinámica del crecimiento urbano (Almeida *et al.* 2003, 2008) la propagación de epidemias (Sirakoulis *et al.* 2000), la estimación de áreas expuestas a riesgos por incendios (Karafyllidis & Thanailakis 1997) y la deforestación tropical en distintas escalas, incluyendo ejemplos de aplicación a nivel local y regional (Soares-Filho *et al.* 2002, 2004, 2006, Reyes *et al.* 2009). Los modelos derivados de las simulaciones facilitan la proyección de escenarios sobre las posibles consecuencias ecológicas y socioeconómicas de las transformaciones en los paisajes y son de gran ayuda para el ordenamiento y la planeación territorial, y una herramienta valiosa para la toma de decisiones sobre alternativas de manejo o aprovechamiento (Soares-Filho *et al.* 2002).

Para poder operar, el modelo requiere de la estructuración y organización de una base de datos cartográfica multi-temporal en formato raster con la información sobre el uso de suelo, a partir de la cual se estiman las tasas de transición en las diferentes fechas.

Posteriormente se eligen las variables geográficas, ambientales y socioeconómicas, con posible influencia sobre los cambios y se determinan los pesos de evidencia, descritos más adelante. Se procede luego a la generación de los escenarios de cambios futuros, basados en las tendencias de cambio en el uso de suelo del período analizado (Godoy & Soares-Filho 2008). Para la simulación de los escenarios el software realiza una estimación de los posibles estados que puede adquirir cada pixel (celda) contenido en la base de datos estructurada. El software hace esto siguiendo un conjunto de reglas de transición preestablecidas y a cada celda le asigna una clase dependiendo del estado de las celdas vecinas (White & Engelen 2000).

El proceso general puede dividirse en tres etapas que incluyen la Calibración, la Simulación y la Validación del modelo. En la fase de calibración se calculan las matrices de cambio, a partir de la información de dos mapas de cobertura de la misma área pero de distinta fecha. Esto permite cuantificar las tasas de transición para evaluar posteriormente los factores que influyen en la distribución de los cambios. Para tal efecto, se calcula una matriz de paso simple que considera el tiempo total transcurrido entre coberturas analizadas y después se calcula una matriz anualizada o multi-paso mediante la siguiente ecuación:

$$P^t = H V^t H^{-1}$$

donde P es la matriz de transición original. H es la matriz de vectores propios y V es la matriz valores propios. Por último, t es el número de años que se consideraran en la matriz multi-anual.

La determinación de los patrones de asociación entre la ocurrencia de los cambios y las variables explicativas se establece mediante el método de pesos de evidencia (Bonham-Carter 1994). Estos pesos se calculan por un método bayesiano, en el que el efecto de una variable espacial en una transición dada es calculado de manera independiente de la solución combinada (Soares-Filho *et al.* 2009). Las variables determinan la ubicación de los cambios en el modelo y pueden ser estáticas o dinámicas. Las variables se combinan sumando sus pesos de evidencia para obtener un mapa de probabilidad transicional que despliega las áreas más propensas de cambio. El software permite modificar los pesos de evidencia y facilita la inclusión del conocimiento experto para la calibración del modelo.

Los pesos de evidencia representan la influencia de cada variable sobre la ij-esima probabilidad de transición y se calcula como sigue:

$$O\{D|B\} = \frac{P\{D|B\}}{P\{\bar{D}|B\}}$$

$$\log\{D|B\} = \log\{D\} + W^+$$

En este caso W^+ es el peso de evidencia del evento D, dado un patrón espacial B. La probabilidad espacial posterior de una transición $i \Rightarrow j$, para un conjunto de datos espaciales dado, se expresa como sigue:

$$P\{i \Rightarrow j|B \cap C \cap D \dots \cap N\} = \frac{e^{\sum W_N^+}}{1 + e^{\sum W_N^+}}$$

Donde B, C, D y N son los valores de K variables de influencia determinadas para el punto con las coordenadas x, y y con pesos de evidencia dados por W_N^+ . La única restricción para el cálculo de los pesos de evidencia es que estas variables no estén correlacionadas y sean espacialmente independientes. Para garantizar la no interdependencia espacial se calcula la correlación espacial entre pares de mapas utilizando el algoritmo de Joint Uncertainty Index y el Índice de Cramer (Bonham-Carter 1994). Este método permite parametrizar y calibrar el modelo de simulación, descartando las variables correlacionadas (Godoy & Soares-Filho 2008) y a partir de la matriz de cambio obtenida y los pesos de evidencia se genera un mapa de propensión de cambio.

El mapa de propensión obtenido en la calibración, permite en la fase de simulación, la construcción de escenarios hipotéticos de la superficie que podría ser transformada en el futuro. Esto se hace mediante la reclasificación de las áreas susceptibles al cambio en nuevas categorías de cobertura. El software usa dos funciones de transición complementarias a través de la técnica de autómatas celulares. La primera es una función llamada *Patcher* diseñada para estimar la formación de nuevos parches. La otra es denominada *Expander* que simula los cambios por expansión o contracción de parches ya existentes de distintas clases. En esta fase es necesario definir el porcentaje de transiciones

a ejecutar por cada función y especificar los parámetros representados por la media y la varianza de los tamaños e isometría de los parches que se formen o expandan en los períodos analizados (Godoy & Soares-Filho 2008, Mas & Quiroz 2008). El resultado de la simulación son mapas definidos por intervalos de tiempo discretos que representan escenarios de la proyección de las trayectorias de cambio de acuerdo a las tendencias históricas encontradas (Soares-Filho *et al.* 2009).

En el proceso de validación se considera sólo la ubicación espacial de los cambios. Se realizó comparando un mapa simulado y un mapa de referencia (real, observado), a través del método de comparación difusa de Hagen (2003), denominado de “Similaridad Recíproca” que incluye la métrica Kfuzzy. El método combina el uso del estadístico Kappa y el de similitud difusa (fuzzy); este método permite ponderar la distancia y el estado de la distribución de las celdas alrededor de una celda central. La evaluación se enfoca en esencia a las áreas de cambio y no a la similitud total de los mapas. El resultado final es un índice de similitud promedio (Soares-Filho *et al.* 2009). La validación se considera apropiada cuando el mapa simulado tiene un índice de similitud mayor con el real (observado), que el valor del índice obtenido entre los mapas de las coberturas inicial y final que sean utilizados (Hagen 2003).

Para el desarrollo de las simulaciones se consideró como línea de base en la construcción del modelo, la inclusión de información sobre las variables espaciales de carácter ambiental y socioeconómico que, de acuerdo con Geist & Lambin (2002), son factores directos o subyacentes en los procesos de cambio en el uso de suelo.

Las variables espaciales de tipo socioeconómico que se utilizaron incluyeron las vías de comunicaciones principales y secundarias (no pavimentadas). A partir de ellas se generaron mapas de distancias mediante la aplicación de un buffer de influencia equivalente a la distancia euclidiana mínima (Pijaowski *et al.* 2002). Con un procedimiento similar se obtuvo el mapa de distancia a poblaciones. La información de marginación de la CONAPO (Consejo Nacional de Población 2010) y de población de las localidades del área del INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), se usó para elaborar las capas de densidad de población y marginación, mediante un procedimiento de interpolación (Ordinary Kriging) (Pebesma & Wesseling 1998). Para la tenencia de la tierra se recurrió a los datos de RAN (Registro Agrario Nacional 2010). Las variables

ambientales incluidas en el análisis fueron, las coberturas vegetales de las fechas 1989 y 2000 para generar el mapa de probabilidad, y la cobertura del 2005 para la validación del modelo; altitud, (modelo de elevación digital); pendientes; tipo de suelo; e hidrología superficial. Toda la información espacial descrita fue organizada y habilitada para analizarse con DINAMICA.

Resultados

Dinámica de cambio en las coberturas

Los resultados muestran que entre 1989 y 2005 se perdieron en la región más de 36 200 ha de terrenos con coberturas naturales. De ellas 24 013 ha eran selvas; 7 600 ha correspondían a bosques; 3 918 ha a matorrales; y 614 ha eran vegetación acuática y de galería (Cuadro 1). En contraparte las áreas dedicadas a la agricultura de temporal y de riego, crecieron en 25 835 ha y 2 813 ha respectivamente (Fig. 2). Los pastizales se incrementaron en 6 705 ha y la superficie de vegetación secundaria se expandió en 661 ha. La mayor cantidad de los cambios se concentró en la región centro-sureste de la zona de estudio, donde se presenta la más alta densidad poblacional y donde las actividades agropecuarias han tenido un creciente auge en los últimos años.

El análisis detallado del proceso de transformación por tipo de cobertura muestra que las selvas fueron transformadas principalmente a zonas dedicadas a la agricultura de temporal (15 601 ha) y pastizales (5 233 ha) y los bosques fueron deforestados para abrir áreas de agricultura de temporal (4 031 ha) y pastizales (1 953 ha). Se puede apreciar que algunos de los terrenos convertidos a zonas agrícolas fueron posteriormente abandonados y se convirtieron en áreas con vegetación secundaria (125 ha). Asimismo, 3 831 ha de matorral fueron transformadas en zonas de agricultura de temporal y 1 001 ha en pastizales. Las zonas con vegetación acuática y de galería pasaron a ser, en la mayoría de los casos, agricultura de riego aprovechando la cantidad y calidad de los afluentes presentes en la zona.

Las tasas de deforestación calculadas para las coberturas de vegetación natural indican que la vegetación acuática y de galería, así como las selvas tropicales, fueron los tipos de vegetación con mayor velocidad en su transformación, presentando 1.7 % y 0.64

%, respectivamente. En ambos casos las tasas de deforestación se pueden considerar altas comparado con la media nacional (Mas *et al.* 2002, Velázquez *et al.* 2002).

Cuadro 1. Evolución de cambios totales en superficie (ha) por cobertura y uso de suelo de 1985 a 2005.

Uso del suelo/año	1989	2000	2005	Ha. Totales
Matorral	119517,93	115794,99	115599,6	-3918,33
Selva	244035,61	222536,61	220022,55	-24013,06
Bosque	193762,44	186488,55	186090,39	-7672,05
Agricultura de riego	51093,31	53891,55	53906,31	2813,00
Agricultura de temporal	116483,22	139802,31	142318,35	25835,13
Pastizal	35983,44	42093,18	42688,8	6705,36
Vegetación secundaria	2594,67	3274,56	3256,38	661,71
Vegetación acuática y de galería	2442,51	1828,56	1828,35	-614,16
Cuerpo de agua	2899,98	2801,34	2800,53	-99,45
Zona urbana	1421,85	1722,42	1723,42	301,57
Superficie total	770234,68	770234,68	770234,68	

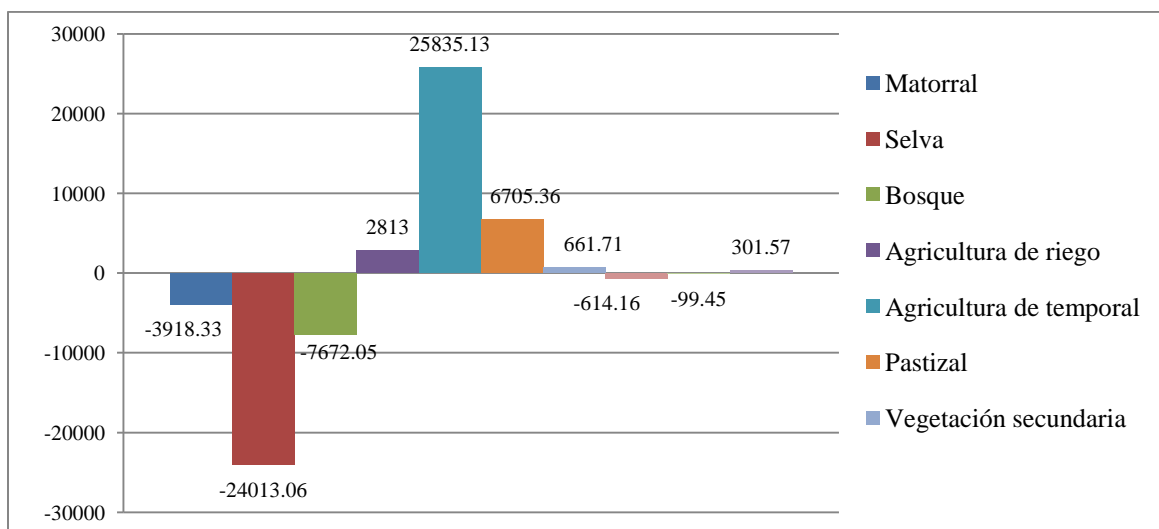


Figura 2. Comparación de superficie total de cambio en las coberturas (ha) en la Sierra Madre Oriental.

Las matrices de cambio para todo el período (Cuadro 2) y la matriz anualizada

(Cuadro 3) presentan las tasas de transición entre cada cobertura. Los valores corresponden al porcentaje de superficie que fue transformada, o al cambio en el uso de suelo en el intervalo de tiempo considerado. De acuerdo con esto, se encontró que de 1989 a 2005 las selvas bajas y medianas, los bosques de encino y el matorral submontano cambiaron a agricultura de temporal (6.49 %, 2.05 % y 3.1 % respectivamente) lo que representa una tasa de cambio anual de 0.42 %, 0.13 % y 0.20 %. La vegetación acuática y de galería cambio a agricultura de riego en un 2.4 %, en 0.7 % a agricultura de temporal y en 0.6 % a pastizales. El caso de los pastizales es relevante ya que indica que dada su aptitud, las tierras de cultivo son usadas como zonas de pastoreo.

Cuadro 2. Matriz de cambios en el uso de suelo de paso simple para el periodo total 1989 – 2005 (Mx=Matorral submontano, Sbm=Selva baja y mediana, Bs=Bosque de coníferas y encino, Agr=Agricultura de riego, Agt=Agricultura de temporal, Pz=Pastizal, Vsec=Vegetación secundaria, Vacu=Vegetación acuática y de galería), Agua=Cuerpos de agua y Urba=Zona urbana).

Matriz de paso simple										
De/A	Mx	Sbm	Bs	Agr	Agt	Pz	Vsec	Vacu	Agua	Zurb
Mx	0,000	0,057	0,009	0,031	3,109	0,893	0,106	--	0,001	0,039
Sbm	0,030	0,000	0,007	0,152	6,494	2,296	0,036	--	0,001	--
Bs	0,348	0,030	0,000	--	2,058	1,146	0,106	--	--	--
Agr	--	0,002	0,011	0,000	0,066	1,681	--	0,014	0,004	0,225
Agt	0,038	0,934	0,071	0,223	0,000	0,973	0,049	--	0,001	0,126
Pz	0,007	0,121	0,143	7,481	1,200	0,000	1,264	--	0,002	0,199
Vsec	--	--	--	--	0,464	3,208	0,000	--	--	--
Vacu	--	3,552	0,132	24,092	0,700	0,660	--	0,000	0,020	--
Agua	--	0,009	--	0,468	0,329	0,104	--	2,661	0,000	--
Zurb	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,000

Pesos de evidencia

Se obtuvieron los coeficientes para cada uno de los pesos de evidencia de las nueve variables explicativas consideradas para las 20 transiciones posibles entre los tipos de cobertura y uso de suelo. Se generaron un total de 360 funciones de pesos de evidencia con

influencia sobre los proceso de cambio. Con esta información se realizó la simulación para obtener el mapa de probabilidad de cambio (Godoy & Soares-Filho 2008). Cabe mencionar que no todos los pesos de evidencia resultaron tener una influencia significativa en el proceso de cambio y otros presentaron algún grado de correlación espacial. Debido a esto se revisaron cada uno de los pesos y se eliminaron aquellos con valores por encima de 0.45 para el Índice de Cramer y 0.35 para el Joint Information Uncertainty como límite de tolerancia (Almeida 2003). Las variables con pesos de evidencia que resultaron tener mayor influencia en las transiciones analizadas son, en primer término, la densidad poblacional, la marginación y la distancia a carreteras principales. Siguieron luego la distancia a poblaciones, la tenencia de la tierra, la pendiente, la distancia a carreteras secundarias y el tipo de suelo. En todos los casos se determinó el número de transiciones realizadas del total posible para cada rango y su peso de evidencia. Luego se contrastó con el peso de evidencia análogo negativo y se determinó su nivel de significancia estadística con un 95 % de probabilidad.

Cuadro 3. Matriz anualizada de cambios en el uso de suelo de paso múltiple entre los años 1989 y 2005 (Mx=Matorral submontano, Sbm=Selva baja y mediana, Bs=Bosque de coníferas y encino, Agr=Agricultura de riego, Agt=Agricultura de temporal, Pz=Pastizal, Vsec=Vegetación secundaria, Vacu=Vegetación acuática y de galería), Agua=Cuerpos de agua y Urba=Zona urbana).

Matriz de paso múltiple										
De/A	Mx	Sbm	Bs	Agr	Agt	Pz	Vsec	Vacu	Agua	Urba
Mx	0,000	0,003	0,001	--	0,200	0,059	0,007	--	--	0,002
Sbm	0,002	0,000	--	0,004	0,428	0,156	0,001	--	--	--
Bs	0,023	0,001	0,000	--	0,132	0,076	0,006	--	--	--
Agr	--	--	0,001	0,000	0,004	0,112	--	0,001	--	0,014
Agt	0,002	0,062	0,005	0,012	0,000	0,064	0,003	--	--	0,008
Pz	--	0,008	0,010	0,497	0,079	0,000	0,085	--	--	0,013
Vsec	--	--	--	--	0,029	0,215	0,000	--	--	--
Vacu	--	0,272	0,010	1,778	0,042	0,031	--	0,000	0,002	--
Agua	--	--	--	0,006	0,021	0,006	--	0,198	0,000	--
Urba	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,000

Estimación de áreas con probabilidad de cambio

El mapa de probabilidad de cambio obtenido muestra que existen, al menos, 620 sitios con un alto riesgo a la deforestación y cuya superficie es de 44 570 ha (Fig. 3).

Estos sitios se localizan principalmente en las inmediaciones de los municipios de Tamasopo, Cárdenas, Aquismón, El Naranjo, el oeste de Xilitla y en la porción central y hacia el sur de la Sierra. Entre los tipos de vegetación más propensos a deforestación, destacan 10 000 ha de bosque, principalmente de encino; 9 200 ha de matorral de submontano; 7 100 ha de selvas, incluyendo bajas caducifolias y subcaducifolias y 4 600 ha de selvas mediana y alta subperenifolia. Esto coincide en general con la tendencia encontrada en el análisis de cambio temporal, donde aparecen las selvas, los bosques y el matorral en orden decreciente como las clases más afectadas con el cambio.

Simulación de escenarios futuros

Basados en los resultados obtenidos en la calibración, se realizó la simulación de mapas de susceptibilidad al cambio en el futuro. Los escenarios indican que, si las tendencias actuales continúan, para el 2015 se perderán alrededor de 4 316 ha de matorrales, 5 191 ha de bosques y 15 375 ha de selvas (Fig. 4; Cuadro 4). Las mayores transformaciones se prevén para las áreas situadas al noroeste de los municipios de Aquismón y Xilitla, sureste de Rayón y sur de Tamasopo, debido a la expansión de las fronteras agrícolas y pecuarias. De continuar la presión sobre estas coberturas, para el año 2025 se habrán deforestado 9 233 ha de matorrales, 36 662 ha de selvas y 17 607 ha de bosques. De acuerdo con estas proyecciones, las selvas serán las más afectadas y podrían perder hasta un 14 % de su superficie actual. La vegetación acuática y de galería, sería el único tipo de vegetación que se mantendría sin cambios aparentes.

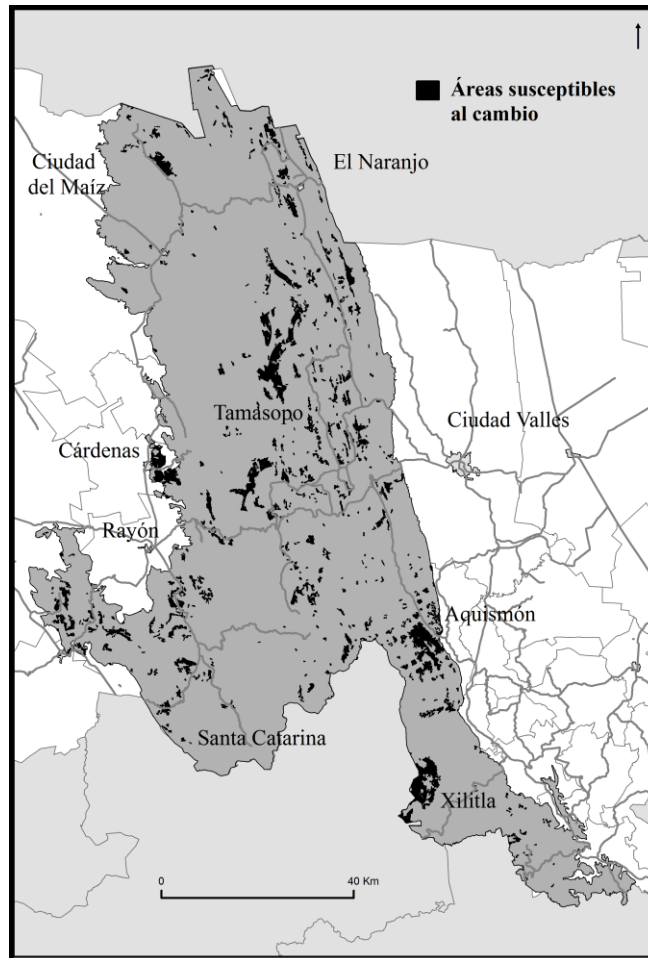


Figura 3. Áreas susceptibles de cambios potenciales en el uso de suelo y la cobertura vegetal en la región.

El escenario previsto al 2025 estima la aparición de nuevas áreas de cultivo y pastoreo, particularmente en la porción central de la región. De acuerdo con esta proyección su área se habrá incrementado en 38 512 ha y 21 387 ha, respectivamente, con respecto a 2005 (Fig. 4). Es importante señalar que en las dos últimas décadas se ha incrementado la reconversión de las áreas de cultivo de roza, tumba y quema a potreros, una vez que se agota la fertilidad natural del suelo, o el uso de fertilizantes químicos hace incosteable la producción. Por esta razón, las áreas que deberían estar en descanso o recuperación son usadas como áreas de apacentamiento en la ganadería extensiva de bovinos.

Cuadro 4. Superficies de cobertura vegetal y uso del suelo en la región, obtenidas de la simulación con DINAMICA (ha.).

Uso del suelo/año	2010	2015	2020	2025
Matorral	113366,07	111283,2	109261,53	107259,03
Selva	212057,1	204647,94	196974,81	189583,2
Bosque	183555,27	180899,01	178303,23	175747,23
Agricultura de riego	54271,26	54361,26	54520,83	54598,68
Agricultura de temporal	151209,99	160282,62	168941,16	177405,75
Pastizal	47214,09	52588,76	56034,26	59417,15
Vegetación acuática y de galería	1828,89	1828,89	1828,89	1829,34
Cuerpo de agua	2775,03	2592,36	2594,34	2593,35
Zona urbana	1725,57	1750,5	1775,66	1800,91
Total	770234,45	770234,45	770234,45	770234,45

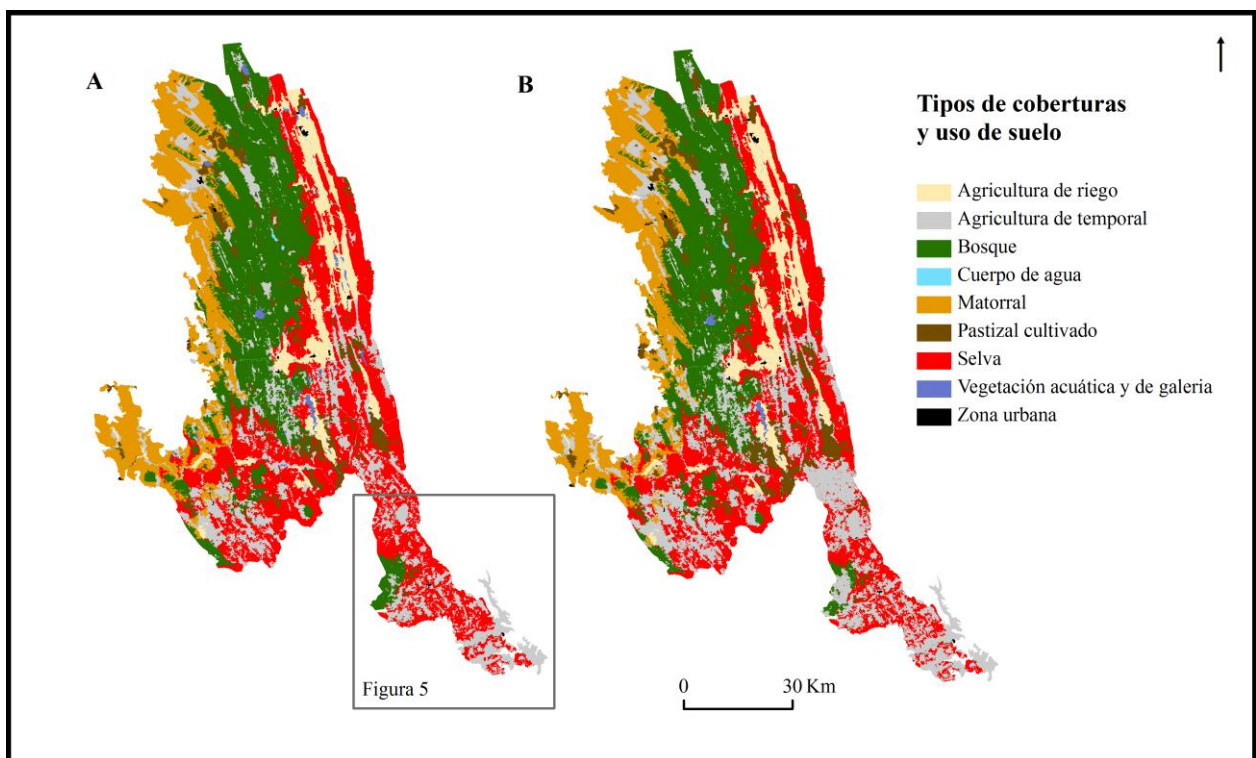


Figura 4. Superficies ocupadas por coberturas para el año 2005 y escenario de cambio para el 2025.

En la figura 5 podemos observar a detalle la magnitud de los cambios potenciales en la zona sur-este de la región. El cambio previsto en los bosques de coníferas en el municipio de Xilitla y en los remanentes de selva baja y mediana presentes en las inmediaciones de Aquismón es relevante. En ambos casos y dadas las variables que actúan en los procesos se considera son sitios de alta vulnerabilidad y propensión al cambio que requieren medidas preventivas inmediatas.

El procedimiento de validación dio como resultado un índice de similitud media de 63 % en la comparación entre los mapas de cobertura para el año de 2005 y el mapa simulado al 2005 y un índice del 59 % entre los mapa observados de 1989 y del 2005.

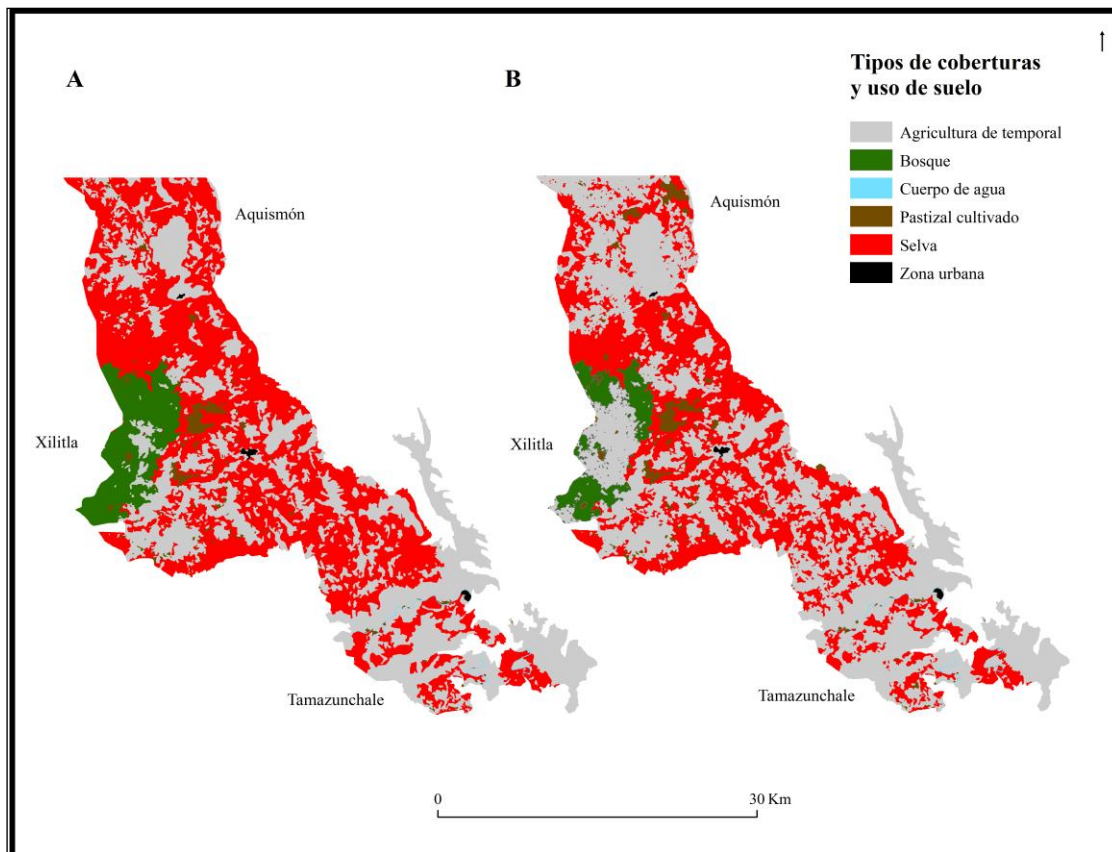


Figura 5. Detalle de cambios potenciales en la cobertura vegetal para los municipios al sur-este de la región.

Discusión

De acuerdo con algunos autores, las relaciones espaciales que existen entre las variables ambientales y socioeconómicas con el patrón de cambio en el uso de suelo dependen de la escala de observación (Hall *et al.* 1995, Veldkamp & Fresco 1997) En el caso de este estudio, a nivel regional los patrones son sumamente heterogéneos y se correlacionan con las características fisiográficas y ecológicas; sin embargo, a nivel local, en el contexto municipal, los factores socioeconómicos relacionados con el nivel de marginalidad y desarrollo social, producen un efecto diferenciados en la configuración espacial de los cambios y su tendencia futura.

Como en otros casos, los procesos de cambio en la región de estudio están relacionados con infinidad de variables sociales, económicas, políticas y ambientales (Pijanowski *et al.* 2002) y muchas de las variables cambian en el tiempo y no necesariamente en el espacio (Irwin & Geoghegan 2001). Por ello la aplicación de modelos de simulación espacial que incluyan los procesos sociales y económicos en interacción con los procesos biofísicos en tiempo y espacio, representan una alternativa con un alto potencial y amplio campo de desarrollo conceptual y metodológico (Mas *et al.* 2002). Entre los modelos más utilizados se encuentran los que se basan en la aplicación de “buffers” crecientes alrededor de caminos o zonas de influencia, los que usan regresiones logísticas espaciales o series de tiempo, los modelos de autómatas celulares, los basados en redes neuronales y otros más que incluyen análisis econométricos (e.g. Reis & Guzmán, 1994; Nepstad *et al.* 2000, Laurance *et al.* 2001, Soares-Filho *et al.* 2001, Mas *et al.* 2002). El modelo utilizado en este trabajo, basado en autómatas celulares permite resolver algunos de los problemas derivados de la escala considerando la influencia y el impacto de las condiciones circundantes a cada celda para la modelación de los escenarios (White & Engelen 1993, Balzter *et al.* 1998). Adicionalmente, el modelo es espacialmente explícito lo que facilita el despliegue del resultado en forma de un nuevo mapa. La información derivada puede ayudar a definir la vulnerabilidad a la que pueden estar sujetos los ecosistemas y servicios ambientales en general (Metzger *et al.* 2006), así como las capacidades de adaptación de la unidad regional estudiada.

La tala selectiva y la ganadería extensiva en agostadero que se practica en los bosques y selvas de la región, propician la fragmentación de estos ecosistemas, y afectan paulatinamente su estructura, densidad y composición original (Pompa 2008). Como ha sido documentado (e.g. Faaborg 2002, Farhig 2003), la fragmentación tiene importantes efectos sobre las poblaciones y comunidades de animales y plantas, debido entre otros factores a la disminución de los tamaños de parche, el incremento de efecto de borde y la conectividad entre parches. Aunque estas actividades no producen un daño evidente a primera vista, su efecto acumulativo en el mediano plazo impactará negativamente el funcionamiento de los ecosistemas y a su biodiversidad asociada. Al respecto, en los inventarios florísticos realizados en los relictos de selva baja caducifolia de la planicie costera, actualmente sólo el 5 % de las especies arbóreas coincide con las especies encontradas hace 50 años para este tipo de vegetación (Jasso 2005, Reyes *et al.* 2009). Desafortunadamente esto significa la pérdida de un número importante de especies vegetales endémicas propias de este tipo de vegetación en México. De acuerdo con Trejo y Dirzo (2000) al año se deforestan en promedio 17.9 km² de selvas bajas en el país y las alteraciones por sobrepastoreo provocan una pérdida de la identidad fisionómica y ecológica, transformándolas en vegetación secundaria. Esta situación podría también estar ocurriendo en otras comunidades vegetales de la zona.

En un estudio reciente sobre los patrones de deforestación en México se correlacionó el índice de marginación con la probabilidad del incremento en los procesos de deforestación (Muñoz-Piña *et al.* 2003). Esto es debido principalmente a que las comunidades pobres tienen la tendencia a desmontar y abrir áreas para agricultura pero no cuentan con la capacitación técnica ni los recursos económicos para mantener la fertilidad del suelo, lo cual empobrece las tierras y lleva al desmonte de nuevos terrenos. En algunas zonas del área de estudio se pudo constatar este fenómeno y en el modelo obtenido la variable de la marginación se presenta con valores de importancia altos con respecto a la probabilidad de cambio. Esta tendencia es similar para todas las regiones en el país y común a los países con economías emergentes (Perez-Verdin *et al.* 2009, Watson *et al.* 2001).

Por otro lado, el esquema de uso ejidal que prevalece en nuestro país y la región, ha propiciado impactos ambientales sobre la calidad de suelo y la disponibilidad de recursos

en algunas áreas. Esta forma de tenencia se ha relacionado con la deforestación, la fragmentación por el parcelamiento, el sobrepastoreo, los monocultivos y los incendios provocados por la práctica de roza, tumba y quema (Perez-Verdin *et al.* 2009, Barton Brady & Merino 2004), sin que exista actualmente una forma de manejo sustentable alternativo, con un marco legal que incluya esquemas de organización y corresponsabilidad de uso entre los ejidatarios, comuneros y pequeños propietarios.

Otros problemas asociados a la deforestación en la Sierra Madre Oriental son la disminución en el caudal de los ríos, así como los procesos de degradación del suelo con el consecuente incremento de los procesos de erosión y de deslizamiento en masa sobre las laderas de la Sierra. Esto tiene relación, por un lado con la conversión de la cobertura forestal y por otro con la intensificación del uso para pastoreo (Lambin 1997, Grau *et al.* 2003). Algunos estudios han encontrado que las zonas agrícolas y urbanas se expanden en áreas con pendientes poco pronunciadas y sin variaciones topográficas importantes en terrenos de piedemonte o planicies (e.g. Hall *et al.* 1995, Laurance 1999, Helmer 2003). Para la región estudiada esto aplica solo parcialmente ya que se pueden encontrar expansiones de áreas agrícolas en terrenos con pendientes de hasta el 100 %, principalmente con cultivos de caña y maíz y donde se ha desmontado vegetación de selvas bajas caducifolias y medianas subcaducifolias. Esto sin duda ha tenido impacto sobre la calidad y cantidad de suelo disponible para cultivos. Las intensas precipitaciones que se presentan sobre todo en la región de barlovento en la Huasteca Potosina, propician la remoción de suelo por la acción de las escorrentías al estar sin su cobertura vegetal original y ser laboreado.

Actualmente se están desarrollando esfuerzos para decretar la región de la Sierra Madre Oriental como un corredor biológico con categoría de Área Natural Protegida. Los resultados de este y otros estudios serán base importante para ello ya que se facilitara el análisis posterior sobre los procesos de fragmentación, conectividad, así como el impacto sobre los servicios ambientales, incluyendo los que se refieren a biodiversidad, servicios hidrológicos, forestales y de recreación. Particularmente, la provisión de muchos de los servicios ambientales tienen que ver con el uso de suelo (Metzger *et al.* 2006). Es importante determinar y conocer lo factores que catalizan una mayor probabilidad de cambio en las distintas regiones y que consideren las características socioeconómicas y

ambientales propias a una escala local. Esto ayudara a disminuir el grado de vulnerabilidad ante la falta de suministro de los servicios, como resultado de los cambios posibles anticipados por el modelo.

Conclusiones

Las coberturas naturales de la Sierra Madre Oriental son potencialmente vulnerables debido al incremento de actividades relacionadas con el desarrollo agropecuario y de infraestructura, así como a la falta de planes de desarrollo regional adecuados a las condiciones socioeconómicas prevalecientes. Las estimaciones de cambio resultado de este trabajo indican una clara tendencia de transformación de las selvas, bosques y matorrales en zonas agrícolas y de pastoreo de ganado. Esto tendrá, sin duda, un impacto significativo y, quizá, irreversible a nivel de ecosistemas.

Como en otras regiones en el neotrópico, la carencia de planes regionales de desarrollo, sumados al crecimiento de la población, las condiciones de pobreza y la apertura de nuevas vías de comunicaciones, actúan como los factores principales de cambio en el uso de suelo y la transformación de las coberturas naturales en la Sierra Madre Oriental. En este sentido, el diseño de programas y políticas de desarrollo municipal y gestión ambiental, deben considerar los elementos para mitigar los efectos derivados de estos fenómenos. Particularmente, el desarrollo de programas centrados en la disminución de los índices de marginación de la población y a la solución de los conflictos derivados de los esquemas de tenencia de la tierra, pueden ser una alternativa para alcanzar un equilibrio entre los aspectos de desarrollo social y económico con la conservación de los recursos naturales en general de la región.

En el presente estudio fue posible determinar las áreas vulnerables al cambio, lo cual permitirá focalizar los esfuerzos para la implementación de planes de conservación con una base sustentable en el futuro a corto y mediano plazo a nivel municipal, regional y estatal. Los retos son grandes y muy complejos. Entre otras cosas, un estudio más profundo sobre la historia ambiental de la región permitiría establecer nuevas variables de influencia sobre el cambio y la actuación de los pobladores locales en el proceso. Sin duda, considerar los usos y costumbres de las comunidades locales en el diseño de las políticas de conservación favorecerá la apropiación y éxito de las iniciativas en el futuro.

Agradecimientos

Agradecemos al Dr. Adolfo G. Navarro Sigüenza por los comentarios hechos al manuscrito y al personal de la Coordinación de Ciencias Sociales y Humanidades de la UASLP que participo en las actividades de campo y laboratorio de SIG del proyecto. La investigación fue posible gracias al apoyo financiero obtenido del Fondo Sectorial CONACYT/SEMARNAT-2006-C01-23754.

Literatura Citada

Almeida C. M. de, Monteiro A. M. V., G. Câmara, B. S. Soares-Filho, G. C. Cerqueira, W. L. Araújo & A. E. Pantuzzo, 2003. Simulating urban land use change through CA-Based modeling and logistic regression. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11. Pp. 1687-1694. Belo Horizonte, Br. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

Almeida C., J. M. Gleriani, E. F. Castejon, & B. S. Soares-Filho, 2008. Neural networks and cellular automata for modeling intra-urban land use dynamics. *International Journal of Geographical Information Science*, 22: 943 – 963.

Balster, H. B. & P. W. Köhler W. 1998. Cellular automata models for vegetation dynamics. *Ecological Modelling*. 107: 113-125

Barton Brady, D. & L. Merino. 2004. La experiencia de las comunidades forestales en México. Veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias. INE-SEMARNAT, México, D. F., 271 pp.

Berry, M. W., R. O. Flam, B. C. Hazen & R. L. MacIntyre. 1996. The Land Use Change and Analysis System (LUCAS) for Evaluating Landscape Management Decisions. *IEEE Computational Science & Engineering*. 3 (1): 24-35.

Bocco, G., M. Mendoza & O. Masera. 2001. La dinámica del cambio del uso de suelo en Michoacan. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación.

Investigaciones Geograficas. 44: 18-38.

Bonham Carter, G. 1994. Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS. New York: Pergamon. 398 pp.

CONAPO (Consejo Nacional de Población) 2010 <http://www.conapo.gob.mx/>. México: Secretaría de Gobernación. Consultado en Octubre del 2009.

Eastman, J. R., J. E. Mckendry & M. A. Fulk. 1994. Change and time series analysis. 2nd ed. United Nations Institute for Training and Research. Exploration in geographic system technology. Geneva, switzerland. 1: 21-24.

Faaborg, J. 2002. Saving Migrant Birds: Developing Strategies for the Future. Austin Tex. University of Texas Press.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics. 34: 487-515.

FAO, 1996. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Food and Agriculture Organization. Roma. Num. 112, 152 pp.

FAO, 2002. State of the World Forest 2001. Food and Agriculture Organization. 181 pp.

Forester, D. J. & G. E. Machlis. 1996. Modeling Human Factors That Affect the Loss of Biodiversity. Conservation Biology. 10(4): 1253-1263.

Geist, H. J. & E.F. Lambin. 2002. Proximate Causes and Undelying Driving Forces of Tropical Deforestation. BioScience. 52: 143-150.

Grau, H. R., T. A. Mitchell, J. K. Zimmerman, J. R. Thomlinson, E. Helmer, & Z. Xioming. 2003. The ecological consequencesof socioeconomic and land-use changes in

postagriculture Puerto Rico. *BioScience*. 53(12): 1159-1168.

Godoy, M. M. G. & B. S Soares-Filho, 2008. Modelling intra-urban dynamics in the Savassi neighbourhood, Belo Horizonte city, Brazil. In: Paegelow M. & Camacho Olmedo M. T. (eds.), *Modelling Environmental Dynamic, Parte 2*. p. 318-338. Environmental Science and Engineering. Springer.

Hagen, A. 2003. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *International Journal of Geographical Information Science*, 17: 235-249.

Hall, C. A. S., Tian, H., Qi, Y., Pontius, G. & J. Cornell. 1995. Modelling spatial and temporal patterns of tropical land use change. *Journal of Biogeography*. 22: 753-757.

Helmer, E. H. 2003. Forest conservation and land development in Puerto Rico. *Landscape Ecology*. 1: 29-40.

INEGI, 2003. Síntesis de Información Geográfica del Estado de San Luis Potosí. Desglose geográfico estatal. ISBN: 970-13-4321-2. CD.

Irwin, E. G. & J. Georghagan. 2001. Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85: 7-23.

Jasso, G. M. C. 2005. Permanencia de fragmentos arbóreos en el área del proyecto Pujal-Coy. Tesis de Licenciatura. UASLP. México.

Karafyllidis I. & A. Thanailakis, 1997. A model for predicting forest fire spreading using cellular automata. *Ecological Modelling*. 99: 87-89.

Lambin, E.F. 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* 21(3): 375-393.

Laurance E. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*. 91: 109-117.

Laurance W. F., M. A. Cochrane & S. Bergen. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291: 438-439.

Lillesand, T. M., R. W. Keiffer & J. W. Chipman. 2004, Remote sensing and image interpretation. 5th Ed. John Wiley & Sons Inc. New York, EEUU. pp. 491-624.

Loa, L. E., H. M.D. Sánchez, J. J. G. Torres, R. O. C., Rosas, & M.S. Sierra R. (coordinadores) 2009. Áreas prioritarias para el manejo y conservación en el estado de San Luis Potosí, México. Secretaría de Desarrollo Agropecuario y Recursos Hidraulicos. Mexico, 152 pp.

Luna, I., J. J. Morrone, & D. Espinosa. 2004. Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. Las Prensas de Ciencias. CONABIO, UNAM, México. 527 Pp.

Mas, J. F., H. Puig, J. L. Palacio Prieto & A. Sosa. 2002. Modelado del proceso de deforestación en una región del sureste de México. CD de las memorias del II seminario Latinoamericano de Geografía Física, Maracaibo, Venezuela, 24-27.

Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Días-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández & A. Pérez-Vega. 2004. Assesing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 5: 249-261

Mas, J. F. & Y. Quiroz, 2008. Modelización de los cambios de uso/cobertura de suelo con el software DINAMICA. Centro de Investigación en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. 124 pp.

Metzger, M. J., M. D. A. Rounsevell, L. Acosta-Michlik, R. Leemans & D. Schröter. 2006.

The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114: 69-85.

Meyer, W. B. & B. L. Turner II. 1994. *Changes in land use and land-cover: a global perspective*. Cambridge. Cambridge University Press.

Muñoz-Piña, C., G. Alarcón, J. C. Fernández & L. Jaramillo. 2003. *Píxel patterns of deforestation in Mexico*. INE-SEMARNAT (Working paper), México, D. F., 26 pp.

Navarro, S. A. G., H. A. Garza-Torres, S. López de Aquino, O. R. Rojas-Soto & L. A. Sanchez-González. 2004. *Patrones biogeográficos de la avifauna*. pp 439- 467. En: Luna, I., J.J. Morrone & D. Espinosa. (Eds.) *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental*. Las prensas de Ciencias. CONABIO, UNAM, México. 527 Pp.

Nepstad, D., J. P. Capobianco & A. C. Barros. 2000. *Avanca Brasil, the environmental costs for Amazonia*. <http://www.ipam.org.br/avanca/participen.htm>. Abril 2009.

Pebesma, E. J. & C. G. Wesseling, 1998. 'Gstat: a program for geostatistical modelling, prediction and simulation. *Computers & Geosciences*. 24 (1): 17-31.

Perez-Verdin, G., Y. S. Kim, D. Hospodarsky & A. Tecle. 2009. *Factors driving deforestation in common pool resources in northern Mexico*. *Journal of Environmental Management*. 90: 331-340.

Pijanowski, B. C., D. G. Brown, B. A. Shellito & G. A. Manik. 2002. *Using neural networks and GIS to forecast land use changes: a Land Transformation Model*. *Computers, Environment and Urban Systems*. 26: 553-576.

Pompa, M. 2008. *Análisis de la deforestación en ecosistemas montañosos del noroeste de México*. *Avances en Investigación Agropecuaria*. 12(2): 35-43.

Puig, H. 2000. Diversité spécifique et déforestation: l'exemple des forets tropicales humides du Mexico. Bois et Forets des Tropiques. 268(2): 41-55.

Reis, E. & R. Guzmán. 1994. An econometric model of Amazon deforestation. En: Brown, K. & d. Pearce (Eds) The causes of tropical deforestation, the economic and statistical analysis of factors givin rise to the loss of tropical forests. Pp. 172-191. University College London Press, London.

RAN. <http://www.ran.gob.mx/ran/index.php>. Registro Agrario Nacional, SRA. Secretaria de la Reforma Agraria. México. Consultado en Octubre del 2009.

Reyes-Hernández, H., L. Olvera-Vargas, F. Sahagún-Sánchez & J. f. Mass-Causel. 2009. Transformation of the forest cover and future scenarios in the Sierra Madre Oriental, physiographic region, San Luis Potosí, México. ISRSE 33. 33 International Symposium on Remote Sensing of Environment. Sustaining the Millennium Development Goals. <http://isrse-33.jrc.ec.europa.eu>

Sahagún-Sánchez, F.J., H. Reyes, F.J.L. Flores, & A.G. Navarro S. 2009. Dinámica espacio temporal de la transformación en la cobertura vegetal y su impacto sobre la distribución y conservación de la avifauna en la región de la Sierra Madre Oriental del estado de San Luis Potosí, México. Memorias del II Congreso de Manejo de Ecosistemas y Biodiversidad y VII Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo. CD. La Habana, Cuba.

Sirakoulis, G. C., I. Karafyllidis & A. Thanailakis, 2000. A cellular automata model for the effects of population movement and vaccination on epidemic propagation. Ecological Modelling. 133: 209-223.

Soares-Filho, B. S., R. M. Assuncao & A. Pantuzzo. 2001. Modeling the spatial transition probabilities of landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. BioScience, 51: 1039-1046.

Soares-Filho B.S., C. L. Pennachin & G. Cerqueira, 2002. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154: 217-235.

Soares-Filho B., A. Alencar, D. Nepstad, G. Cerqueira, M. Vera, S. Diaz Rivero, L. Solórzano & E. Voll, 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology*. 10: 745-764.

Soares-Filho B. S., D. Nepstad, L. Curran, E. Voll, G. Cerqueira, R. A. Garcia, C. Ramos, A. McDonald, P. Lefebvre & P. Schlesinger, 2006. Modeling conservation in the Amazon basin. *Nature*, London, 440: 520-523.

Soares-Filho, B. S., H. O. Rodriguez, & W. L. Costa. 2009. Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO. Centro de Sensoriamento Remoto. Universidade Federal de Minas Gerais. Brazil. 114 pp.

Trejo, I. & R. Dirzo, 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*. 94: 133-142.

Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz G., R. Mayorga S., P. C. Alcantara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra & J. L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica*, 62: 21-37.

Veldkamp, A. & L. O. Fresco. 1997. Reconstructing land use drivers and their spatial scale dependence for Costa Rica (1973-1984). *Agricultural Systems*. 55 (1): 1-17.

Villordo, G. J.A. 2009. Distribución y estado de conservación del jaguar (*Panthera onca*) en San Luis Potosí, México. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. México. 84 pp.

Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo & D. J. Dokken

(eds). 2001. Land use, Land use change, and Forestry. Cambridge (UK) Cambridge University Press

White, R. & G. Engelen, 2000. High resolution integrated modelling of the spacial dynamics of urban and regional systems. Computers, Environment, and Urban Systems, 24: 383-400.

Capítulo 3

Distribución geográfica de la avifauna en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México: un análisis regional de su estado de conservación.

Francisco Javier Sahagún Sánchez¹, Jaime Castro Navarro² & Humberto Reyes Hernández³

¹Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales, Coordinación de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Av. Industrias N° 101-A, Fracc. Talleres. C.P. 78494, San Luis Potosí; momotus@gmail.com

²Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera”, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. Universitaria, Apartado Postal 70-399, México D. F. 04510, México; jaime_118@yahoo.com.mx

³Coordinación de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Av. Industrias N° 101-A, Fracc. Talleres, C.P. 78494, San Luis Potosí; hreyes@uaslp.mx

Nota: Aceptado en el *International Journal of Tropical Biology and Conservation*.

Resumen

La región de la SMO en el estado de San Luis Potosí en México es considerada un sitio de relevancia para la conservación de la avifauna a nivel nacional. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue analizar la distribución geográfica de las aves en la zona para identificar las áreas con mayor concentración de la riqueza y evaluar su estado actual de conservación para fundamentar la necesidad de incrementar la superficie dedicada a las áreas naturales protegidas en el futuro. Se recolectó información proveniente de diversas bases de datos de colecciones y museos, además de realizar trabajo de campo en el periodo de enero del 2009 a Mayo del 2011. Se modelaron las distribuciones potenciales para 284 especies con el programa GARP y se elaboró un mapa de consenso para determinar la ubicación espacial de las áreas con condiciones ambientales para soportar el mayor número de especies. Finalmente, se evaluó la representatividad de las zonas dedicadas a la conservación para las aves. Se registraron 357 especies, de las cuales el 71.4 % son residentes permanentes, el 19 % son migratorias de invierno y el 3.9 % residentes de verano. Del total, 41 especies son endémicas y 48 se encuentran en alguna categoría de riesgo; la mayor concentración de especies se presentó en las coberturas de bosques de encino, bosques mesófilos y selvas medianas y bajas caducifolias, en un intervalo

altitudinal que va de los 100 m a los 1 500 m con una más alta cantidad de nichos en la parte centro y hacia el sur y este de la región. Sólo el 10 % de las zonas con alto potencial de número de especies está incluido como área de importancia para la conservación de las aves y el 3 % del total de áreas potenciales está bajo alguna categoría estatal de protección; sin embargo, ninguna de las áreas tiene un plan de manejo que esté siendo aplicado y monitoreado. La información generada es importante para el desarrollo de propuestas de conservación para las aves en la región.

Palabras clave: *distribución, avifauna, nichos, GARP, conservación, Sierra Madre Oriental, México.*

Abstract

Geographic distribution of birds in the Sierra Madre Oriental of San Luis Potosí, México: a regional analysis of conservation status.

The región of Sierra Madre Oriental in the mexican state of San Luis Potosí is a relevant place for the birds conservation at a country level. Therefore the main goal of this study was to analyze the geographic patterns of distribution and the current state of conservation of the birds, to support the needs to expand the conservation areas in the future. Data was collected from various databases of zoological museum and collections and field sampling methods conducted from January 2009 to May 2011. Potential distributions were modeled for 284 species using GARP software and then a map was developed to determine areas with favorable environmental characteristics for the distribution of species richness. Finally, the importance of conservation areas for the potential distribution of birds in the region was evaluated. A total of 359 species were recorded of which 71.4 % are permanent residents, 19 % are winter migrants and 4 % are summer residents. From this total, 41 species are endemics, 47 are species at risk, and 149 are neotropical migrants. The largest species richness correspond to oak forests, cloud forests, and tropical moist forests located at altitudes from 100 m to 1 500 m. Their potential distribution was concentrated towards the center and southeast of the study area. Only 10 % of areas with a high potential conservation was included in areas of priority for bird conservation (AICA) and just 3 % of all potential areas were under some

governmental category of protection. However, no conservation area has a management plan currently applied and monitored. The information generated is important for the development of management proposals for the conservation of birds in the region.

Key words: *distribution, birds, niches, GARP, conservation, Sierra Madre Oriental, México.*

Introducción

A nivel global los problemas relacionados con la pérdida de la biodiversidad han impulsado el desarrollo de diversas políticas públicas de conservación en muchos países, principalmente en los trópicos donde la intensidad de los cambios en el uso de suelo y la fragmentación es acelerada y ha causado una palpable disminución de la riqueza y densidades poblacionales de animales y plantas. Lo anterior, ha tenido efectos en términos de servicios ambientales y requiere de acciones inmediatas (Mas *et al.* 2002, Lampila *et al.* 2005, Reyes *et al.* 2008).

Este es un tema prioritario para México, ya que el país está considerado como uno de los más biodiversos a nivel global (Mittermeier 1988, Ramamoorthy *et al.* 1993, Toledo & Ordóñez 1998) pero también tiene una de las tasas más altas de deforestación (FAO 2002). En los años recientes se ha incrementado el interés por profundizar los estudios para reconocer con mayor detalle los recursos naturales y la biodiversidad asociada a los ecosistemas presentes, particularmente en las regiones que conforman sus sistemas montañosos. (Ortega-Huerta & Peterson 2004, Vargas 2006, BirdLife International 2008).

La región de la Sierra Madre Oriental (en adelante SMO) es considerada de gran valor e interés para la conservación ya que por encontrarse en una zona de transición entre las regiones Neártica y Neotropical ha generado un mosaico de ambientes en los que se desarrollan niveles altos de diversidad, riqueza y endemismo. En esta región se distribuyen cerca de 200 especies de reptiles y anfibios, 200 de mamíferos y más de 2 500 plantas vasculares (Luna *et al.* 2004). Asimismo, se ha documentado la presencia de más de 300 especies de aves de las cuales al menos 40 son endémicas (Navarro *et al.* 2004). Sin embargo, se estima que en los últimos 20 años se desmontaron en la región cerca de 35 000 ha de selvas tropicales y de bosques templados (Reyes *et al.* 2009), lo que representa una

tasa anual de deforestación del 2 %, que, sin duda, ha tenido consecuencias en la calidad y cantidad de hábitats presentes y pone en riesgo la permanencia de zonas que son consideradas importantes para la conservación de las aves y la biodiversidad en general.

Las aves, constituyen uno de los grupos más importantes dentro de la fauna mexicana y a pesar de que existen esfuerzos a nivel estatal y regional para conocer sus patrones de distribución y riqueza, la información generada hasta el momento se considera aún incompleta (Navarro *et al.* 2004, Vargas-Canales 2006, Palomera-García *et al.* 2007, Sánchez-González & García-Trejo 2010, Castro-Navarro 2011).

En el contexto de la heterogeneidad ambiental presente en las regiones tropicales, es necesario el entendimiento de los patrones generales a nivel de especies y comunidades. Sin embargo, la falta de recursos y la escasez de información hacen difícil evaluar a detalle los fenómenos ecológicos e históricos que determinan o afectan dicha distribución (Anderson *et al.* 2002). Ante este escenario, el uso de los modelos de distribución potencial de nicho constituyen una alternativa eficiente para generar mapas de los sitios con características ambientales similares a las requeridas por las especies (Anderson *et al.* 2002, Ortega-Huerta & Peterson 2008, Kumara *et al.* 2009)

La modelación de nichos ecológicos ha demostrado flexibilidad y conveniencia para maximizar los recursos disponibles en el estudio de la distribución de especies en áreas con extensiones grandes, como es el presente caso de estudio. Existen distintos programas de cómputo de modelación y cada uno utiliza algoritmos matemáticos robustos para realizar las proyecciones, algunos de los más usados son Bioclim (Nix 1986), GARP (Stockwell & Peters 1999, Peterson 2001) y MaxEnt (Phillips *et al.* 2006). En el presente estudio se eligió usar Desktop GARP (Scachetti-Pereira 2001) con base en los resultados obtenidos en investigaciones previas en sistemas montañosos (Ortega-Huerta & Peterson 2004, Vargas-Canales 2006). GARP ha sido utilizado con éxito para modelar áreas de distribución geográfica, escenarios ante el cambio climático, áreas de expansión de especies exóticas, estimaciones de daños por plagas a la agricultura, dispersión de enfermedades y diseño de estrategias de priorización para conservación biológica, entre otros (Peterson *et al.* 2002, Illoldi-Rangel *et al.* 2004, Elith *et al.* 2006, Ferrier & Guisan 2006).

Los objetivos de este estudio incluyeron la realización de un inventario y la compilación de la información existente sobre los registros de la avifauna para analizar los

patrones de su distribución geográfica y potencial en la porción de la SMO en el estado de San Luis Potosí. Se comparó la riqueza de las especies por tipo de vegetación y gradientes altitudinales, y se determinó su importancia en el contexto del interés de organismos nacionales e internacionales para la protección de aves en categoría de riesgo por extinción y comercialización, así como por su estatus migratorio. Por último, se generaron mapas de distribución potencial con el programa Desktop GARP para identificar a nivel regional los centros de concentración de la riqueza de especies y evaluar la representatividad de las áreas destinadas a la conservación. La información generada es de utilidad en términos de gestión y manejo futuro de los recursos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La porción de la SMO del estado de San Luis Potosí se extiende en dirección noroeste-sureste a través de la parte centro y sureste del estado, desde las coordenadas 99°29'47" W y hasta 98°49'15" W y desde 21°12'7" N hasta 22°48'40" N (Fig. 1). Incluye fracciones pertenecientes a las subregiones fisiográficas de las Sierras y Llanuras Occidentales, el Carso Huasteco, la Gran Sierra Plegada y las Sierras Transversales (INEGI 2003). Se presenta un gradiente altitudinal de los 100 y hasta los 2 700 msnm por lo que los climas varían desde los templados subhúmedos hasta los semicálidos y cálidos subhúmedos con precipitaciones promedio de entre 500 y 3 000 mm (INEGI 2003). Esta variedad climática ha propiciado la presencia de diversos tipos de vegetación, que incluyen bosques de encinos, bosques mesófilos de montaña, selvas bajas caducifolias y medianas subperennifolias, así como pastizales naturales e inducidos y matorrales submontanos. Se presentan también coberturas de vegetación que han sido transformadas en zonas dedicadas principalmente a la agricultura de riego o de temporal y en algunas áreas se presenta vegetación secundaria. Desde el punto de vista hidrológico, en la SMO se marcan dos zonas bien diferenciadas: hacia la zona suroriental en la región de barlovento, predominan los climas cálido y semicálido, tanto húmedos como subhúmedos, y las abundantes precipitaciones contribuyen al cauce de ríos importantes como el río Santa María, el río Moctezuma, el río Tampaón y algunos cuerpos de agua como El Salto, La Ciénega, el

Puente de Dios y el Ojo de Agua. Hacia el occidente, en la región de sotavento, predomina el clima seco y semiseco con corrientes de agua de carácter intermitente y de curso reducido (INEGI 2003).

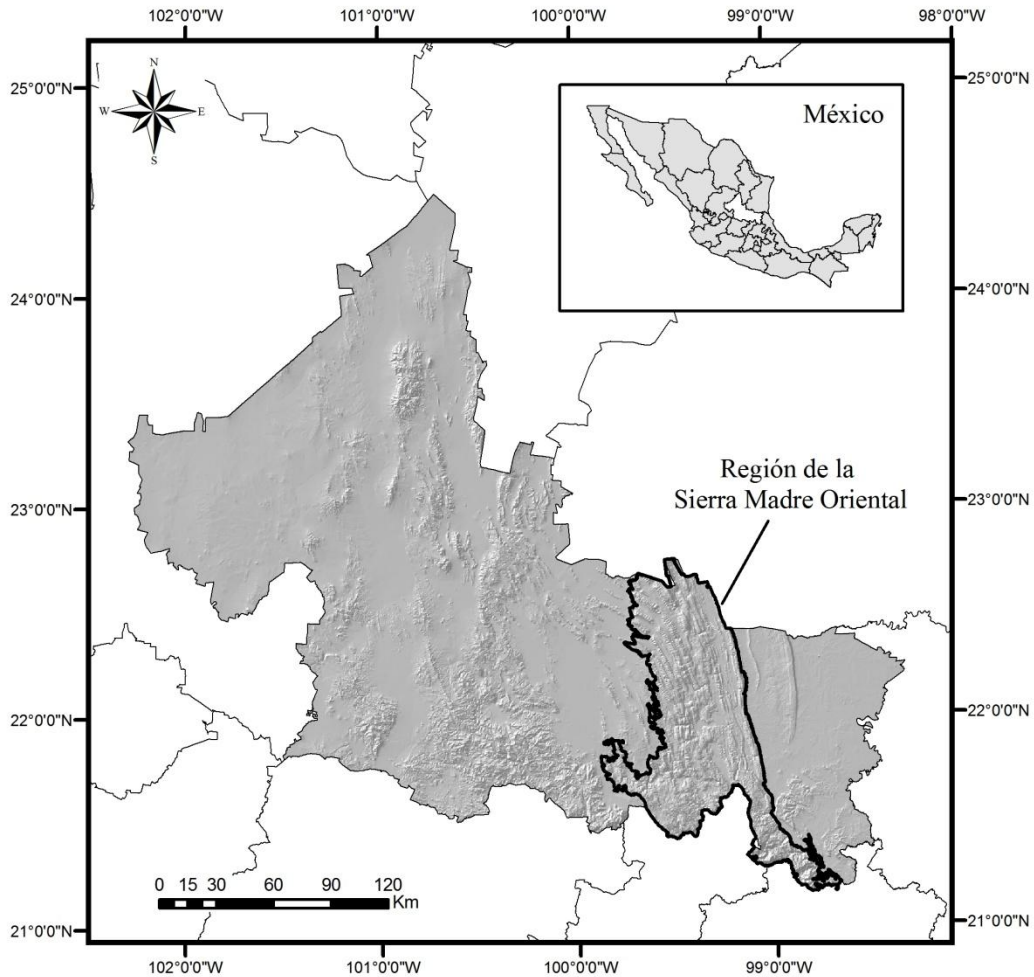


Figura 1. Área de estudio en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México.

En la región existen seis áreas naturales protegidas (ANP) de carácter estatal que incluyen, El Sótano de las Golondrinas y La Hoya de las Huahuas, con categoría de Monumentos Nacionales; Las Cuevas del Viento y la Fertilidad, catalogada como Sitio Sagrado Natural, la Sierra de En medio, la Sierra del Este y la Reserva Forestal Nacional de la Porción Boscosa del Estado de San Luis Potosí clasificadas como reservas estatales por su importancia para la conservación. Además se han delimitado dos sitios RAMSAR

(Convención de Humedales): los Arroyos y Manantiales de Tanchachín, localizado en el municipio de Aquismón y la Ciénega de Tamasopo, también conocida como Ciénega de Cabezas, en el municipio de Tamasopo. En su conjunto estos representan los únicos reservorios con categoría oficial, dedicados a la conservación en esta porción del estado. Existe también un Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA) denominada San Nicolás de los Montes, ubicada en la confluencia de los municipios de Tamasopo, Alaquines y Cd. del Maíz y reconocida por su alta riqueza avifaunística.

Obtención de datos y análisis de información

Se compiló la información avifaunística a partir de una extensa revisión bibliográfica y de registros en bases de datos de 29 museos y colecciones científicas, de los que los registros contenidos en la base de datos del Atlas de las Aves de México (Navarro *et al.* 2003) fueron fundamentales. Se realizó una verificación de todas las localidades con respecto a la cobertura de suelo actual y se depuró el número de registros de las especies de acuerdo con su sensibilidad a las modificaciones en las coberturas y el uso de suelo, basados en Stotz *et al.* (1996). De esta forma, los registros de especies con sensibilidad alta a las modificaciones, ubicados actualmente en tipos de cobertura antrópicas, fueron excluidas del análisis. Se realizaron ocho salidas de trabajo de campo entre enero del 2009 y mayo del 2011, en sitios de muestreo seleccionados de forma aleatoria en los tipos de cobertura vegetal presentes y en relación a la dinámica de cambio que se determinó en un análisis de modelación espacial previo (Sahagún-Sánchez *et al.* 2011). Para el levantamiento de la información avifaunística en campo se combinó el uso de 10 redes de niebla de 12.0 x 2.5 m y censos de búsqueda intensiva a través de recorridos en transectos de conteo sin estimar distancia (Ralph *et al.* 1996) para lo que se utilizaron binoculares 10 x 50. Las actividades de recolección de datos en redes y censos se realizaron entre las 6:30 h y hasta las 11:30 h (5 horas) (Hutto *et al.* 1986) y se ajustó de acuerdo con el cambio por horario de verano, iniciando a las 5:30 h y terminando a las 10:30 h. Toda la información obtenida se capturó en una base de datos en formato Access de Microsoft Office para las consultas posteriores. Para la identificación de las especies en campo se utilizaron las guías de Peterson & Chalif (1989), Howell & Webb (1995), National Geographic Society (1996) y Van Perlo (2006).

Para el estatus de residencia de las aves utilizó la clasificación propuesta por Howell & Webb (1995) de acuerdo con las siguientes categorías: Residentes permanentes (RB), Residentes de verano (SR), Migratorias residentes de invierno (WV), Transitorias (T) y Otras (O) para especies que presentan poblaciones con combinaciones de las anteriores. Adicionalmente, se determinó el estatus de las especies con respecto al Acta de Conservación de Aves Migratorias Neotropicales (NMBCA) (NMBCA 2011). La categoría de endemismo se estableció de conformidad con los criterios de González-García & Gómez de Silva (2003) y se clasificó a las especies como endémicas a México, cuasiendémicas o, semiendémicas a México, así como endémicas a la SMO. Asimismo, se les asignó una categoría de riesgo con base en la Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-059-2010 (DOF 2010), que incluyen “especies sujetas a protección especial” (Pr), “amenazadas” (A) y las que están “probablemente extintas en el medio natural” (P). Además, se analizó el estatus de las especies con respecto a las Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (UICN 2011) y de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES) (CITES 2011). Finalmente, se elaboró una lista actualizada de las especies (Anexo 1), basada en la taxonomía propuesta por la American Ornithologists Union (AOU 1998) y los suplementos actualizados al 2011 (<http://www.aou.org/checklist/north/print.php>).

Se analizó la distribución de las especies por intervalos altitudinales y se aplicó una regresión lineal simple (Zar 1999) para determinar si existía relación entre el número de especies y el gradiente altitudinal. Se estimó la semejanza en la composición de las especies registradas en los distintos tipos de vegetación y uso de suelo con el Índice de Sorensen (IS) en el programa EstimateS Ver. 8.2 (Colwell 2011). Este índice se basa en la probabilidad de que dos individuos elegidos al azar de dos muestras diferentes, sean especies compartidas por las dos muestras; el índice en principio es cualitativo y permite determinar la semejanza entre dos muestras al considerar la composición y riqueza de especies de ambas muestras. Cuanto más cercano a 1 sea el valor del índice, mayor semejanza. Para su cálculo se relaciona el número de especies compartidas con la media aritmética de las especies de los sitios comparados. La fórmula aplicada es $IS = 2S/A1+B1$, donde S es el número total de especies compartidas, A1 es el número de especies en la cobertura A y B1 es el número de especies en la cobertura B (Chao *et al.* 2005). Por último, para probar si existe una

diferencia significativa entre el número de especies por tipo de vegetación se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía y posteriormente una prueba de Tukey (Zar 1999) en el paquete estadístico Statgraphics 16 (Statgraphics 2012).

Distribución potencial de nichos y análisis espacial en áreas de conservación

La modelación de las distribuciones potenciales de nichos, se desarrolló con el programa GARP (Algoritmos Genéticos para generación de Reglas de Predicción) (Scachetti-Pereira 2001). Este permite predecir la distribución potencial de entidades biológicas a partir de datos geográficos y ambientales en una plataforma de Sistemas de Información Geográfica (SIG) en formato de celdas. El programa es un sistema experto que usa algoritmos genéticos para crear un grupo de soluciones potenciales para el conjunto de datos, a partir de modelos de regresiones logísticas, reglas categóricas, reglas de ámbito o reglas bioclimáticas, y luego, iterativamente, modifica y prueba el conjunto de soluciones hasta que encuentra una solución óptima que es aplicada a los datos de entrenamiento (Ortega-Huerta & Peterson 2004). El resultado final es la producción de mapas de distribución potencial del nicho ecológico de las especies (Solano & Feria 2007). Como insumos para el modelo se utilizaron las 19 capas bioclimáticas del WorldClim con tamaño de pixel ~ 1 km (Hijmans *et al.* 2005), el modelo de elevación digital de la zona con resolución de 90 x 90 m por celda (SRTM 2011), a partir del cual se derivó información sobre la pendiente y las topoformas. Asimismo, se incluyó información sobre las coberturas vegetales y de uso de suelo, obtenida de la interpretación y clasificación supervisada de una imagen Landsat TM del 2005 con resolución de 30 m (Reyes *et al.* 2009). Las capas fueron desplegadas en el SIG ArcMap 9.3 (ESRI 2008), y fueron remuestreadas con un tamaño de pixel de 30 x 30 m con proyección WGS_1984_UTM_14N y Datum D_WGS_1984. Los sitios con registros fueron separados en datos de entrenamiento, (75 %) a partir de los cuales se generaron los modelos y en datos de validación (25 %) usados para la evaluación y prueba interna de precisión en la predicción (Anderson *et al.* 2003).

Se consideraron las distribuciones potenciales de nicho para 284 especies del total registradas, debido a que contaban con más de cinco puntos de muestreo independientes y a que los modelos resultaron estadísticamente significativos al ser evaluados (χ^2 , $p < 0.05$). Esta prueba permite determinar si los puntos de validación caen en las regiones de

presencia predicha con más frecuencia de lo esperado al azar, dada la proporción de píxeles predichos en el mapa por el modelo (Anderson *et al.* 2003). Se corrieron 100 réplicas para cada especie y se eligieron los diez mejores modelos (best subsets). Se estableció como parámetro para la elección de los modelos que no tuvieran errores de omisión (0 %) y se ubicaran en un umbral del 50 % en la distribución de los errores de comisión (Anderson *et al.* 2003, Solano & Feria 2007). Los mejores modelos se sumaron con un umbral de coincidencia de los píxeles con presencia del 75 % o más a través de la herramienta “raster calculator” del módulo de análisis espacial en el SIG, para obtener un mapa de consenso final para cada especie (Illoldi-Rangel *et al.* 2004, Ríos-Muñoz & Navarro-Sigüenza 2009). Finalmente se elaboraron mapas de distribución general de la riqueza mediante la suma de los mapas de todas las especies modeladas.

Para evaluar las extensiones de superficie con alta riqueza de especies, donde tiene un efecto positivo la existencia de áreas dedicadas a la conservación, se realizó una sobreposición de las capas con los polígonos de las ANP’s, los sitios RAMSAR y el AICA presentes, sobre el mapa de la riqueza total y se extrajo la información a través de operaciones de recorte en el SIG ArcMap 9.3 (ESRI 2008), la información tabular obtenida se utilizó para calcular las superficies de nichos potenciales, así como el estimado de especies con distribución potencial para cada uno de los polígonos resultantes.

Resultados

Patrones generales de distribución de la avifauna

Se recolectaron 5 002 registros de distribución puntual de 357 especies de aves para la porción de la SMO estudiada. Se encontró que la riqueza avifaunística está compuesta por 20 órdenes y 53 familias. Los órdenes mejor representados fueron el de los Passeriformes con 25 familias y 219 spp., lo que equivale al 61 % de la avifauna total, seguido del orden de los Apodiformes con dos familias y con 22 spp., correspondiente al 6 % de la riqueza total y los Accipitriformes también con dos familias y 17 spp. (5 % de la riqueza registrada). Dentro del orden de los Passeriformes, las familias con mayor número de especies fueron Parulidae con 38 spp. seguida de Tyrannidae con 36 spp. y Emberizidae con 24 spp. Con respecto a su estacionalidad se encontró que el 71.42 % de las especies son

residentes permanentes (RB) (255 spp.), el 19 % (68 spp.) son aves migratorias de invierno (WV), el 5.32 % (19 spp.) son transitorias (T); 3.92 % (14 spp.) son residentes de verano (SR) y el 0.2 % restante (1 spp.) corresponde a una especie introducida (Anexo 1).

Del total de especies, 41 presentaron estatus de endemismo, 12 de las cuales son endémicas estrictas a México, 16 son semiendémicas, 11 cuasiendémicas y sólo dos, *Dendrortyx barbatus* y *Glaucidium sanchezi*, son endémicas a la SMO (González-García & Gómez de Silva 2003). De acuerdo con las categoría de riesgo señaladas en la NOM-ECOL-O59-2010 (DOF 2010) se determinó que el 7 % de las especies (25 spp.) están sujetas a protección especial, el 4 % se consideran amenazadas (15 spp.) y el 2 % se encuentra en peligro de extinción (8 spp.); en esta categoría se incluye a las especies, *Amazona oratrix*, *Amazona viridigenalis*, *Ara militaris*, *Cairina moschata*, *Dendrortyx barbatus*, *Geothlypis flavovellata*, *Glaucidium sanchezi* y *Spizaetus ornatus*. Según UICN (UICN 2011) sólo dos especies se encuentran en situación de peligro de extinción y cuatro son vulnerables. Con respecto a la CITES (CITES 2011) se registraron 49 spp. que requieren algún tipo de regulación comercial o protección y cuatro que se encuentran consideradas en peligro de extinción. De acuerdo al NMBCA (NMBCA 2011), se determinó que 149 spp. están enlistadas como migrantes neotropicales y 22 spp. son objeto de preocupación para su conservación (Anexo 1).

Cuadro 1. Riqueza de aves por intervalos altitudinales. NMBCA indica las especies con programas de conservación activos actualmente.

Intervalo	Riqueza	Migrantes		Categoría			
		neotropicales	NMBCA	Endemismo	de riesgo	IUCN	Cites
0 a 500	274	110	13	27	36	8	46
500 a 1 000	253	103	13	29	26	9	38
1 000 a 1 500	235	85	10	30	26	5	34
1 500 a 2 000	118	42	2	16	10	3	10

El análisis de regresión entre cotas altitudinales y la riqueza reflejó una disminución en el número de especies conforme se incrementa la elevación ($R^2 = 0.807$). El mayor número de especies (274 spp.) se registró en la cota altitudinal de entre los 0 m y los 500 m,

de las cuales 110 spp. son consideradas migrantes neotropicales. En este intervalo se registró el número más alto de especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo por la NOM-ECOL-059-2010 con 36 spp. y de listadas en CITES (46 spp.) (Cuadro 1). Asimismo, entre los 500 m y 1 000 m se determinaron valores altos de riqueza (253 spp.), donde resaltan las especies endémicas (29 spp.) y las especies migratorias con prioridad para su conservación (13 spp.) (Cuadro 1).

Riqueza y semejanza de la composición de especies entre tipos de vegetación y usos de suelo

El ANOVA aplicado mostró que si existe un efecto del tipo de vegetación sobre el número de especies ($F=2.21$, $P=0.0171$) ($P \leq 0.05$). La prueba de comparaciones múltiples (Tukey) reveló una diferencia estadísticamente significativa ($P \leq 0.05$) entre las coberturas vegetales de agricultura de riego y bosque de encino (-9.9375); agricultura de riego y bosque mesófilo de montaña (-10.4375); bosque de encino y selva mediana subperennifolia (-9.2777); bosque de encino y vegetación secundaria (10.6) y entre bosque mesófilo y selva mediana suprerennifolia (-9.2777). Se observó un mayor número de especies en coberturas de bosques de encino (213 spp.), selvas bajas caducifolias (172 spp.) y selvas medianas subperennifolias (169 spp.); a estas coberturas les siguen en riqueza el bosque mesófilo de montaña (153 spp.) y el matorral submontano (123 spp.). Las zonas de coberturas modificadas tales como la agricultura de temporal (121 spp.) y los pastizales inducidos (62 spp.) presentan también números altos de riqueza (Cuadro 2). Aunque un número importante de las especies migratorias se concentró en áreas de agricultura de riego y de temporal, muchas otras utilizan los recursos de los bosques y selvas tropicales así como de los humedales presentes (Cuadro 2). De acuerdo con su categoría estacional, se encontró que en el bosque de encino, el bosque mesófilo y la selva baja caducifolia concentran aproximadamente el 70 % de las especies residentes.

Los bosques de encino y el bosque mesófilo de montaña fueron las coberturas con más representatividad de especies endémicas (25 spp. y 19 spp. respectivamente) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Distribución de la riqueza de aves por tipo de vegetación y usos de suelo. AR (Agricultura de riego), AT (Agricultura de temporal), AU (Área urbana), BE (Bosque de encino), BMM (Bosque mesófilo de montaña), MS (Matorral Submontano), PC (Pastizal cultivado), PI (Pastizal inducido), SBC (Selva baja caducifolia), SMS (Selva mediana subperennifolia) y VS (Vegetación secundaria).

	AR	AT	AU	BE	BMM	MS	PC	PI	SBC	SMS	VS
Riqueza	47	121	32	213	153	123	27	62	172	169	27
% del total	13.1	33.8	8.9	59.6	42.8	34.4	7.5	17.3	48.1	47.3	7.5
Estacionalidad											
Residente permanente (RB)	28	76	21	147	108	87	19	47	117	125	22
Migratorio de invierno (WV)	12	34	7	53	40	32	8	14	45	33	5
Residente de verano (SR)	2	5	2	7	2	2	0	1	4	4	0
Transitorias (T)	0	6	2	7	3	2	0	0	6	7	0
NMBCA											
Migrantes Neotropicales	22	55	17	85	52	48	11	23	74	56	7
Bajo preocupación de conservación	2	1	0	9	7	4	0	1	7	7	0
Endemismo											
Endémico (E)	0	2	0	7	8	4	0	4	3	6	1
Endémico a la SMO (ES)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0
Semiendémico (S)	5	4	0	10	3	8	0	0	4	5	1
Cuasiendémico (Q)	1	4	1	8	7	4	1	2	7	5	2
Total	6	10	1	25	19	16	1	6	14	18	4
Categoría de riesgo											
Amenazada (A)	0	1	0	4	9	1	2	1	5	3	0
En peligro de extinción (P)	0	0	0	5	4	1	0	1	3	2	0
Sometida a protección especial (PR)	1	4	0	10	9	8	1	3	9	10	1
Total	1	5	0	19	22	10	3	5	17	15	1
IUCN											
En peligro (EN)	0	0	0	2	1	1	0	0	2	0	0
Vulnerable (VU)	0	0	0	2	3	0	0	1	0	1	0
En bajo peligro (NT)	1	1	0	1	3	2	1	0	3	3	0
Total	1	1	0	5	7	3	1	1	5	4	0
CITES											
Apéndice I	0	0	0	3	2	1	0	1	3	0	0
Apéndice II	4	13	2	28	13	15	2	4	24	23	2
Apéndice III	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	4	14	2	31	15	16	2	5	27	23	2

En el bosque mesófilo también se detectó la mayor cantidad de especies en alguna categoría de riesgo en la NOM-ECOL-059-2010 y en la lista Roja de la UICN (22 spp. y 7 spp. respectivamente), a pesar de que la extensión de esta cobertura se ha reducido drásticamente en los últimos años. En cuanto a la presencia de especies listadas en el apéndice I y II del CITES, se identificó un alto número de especies consideradas en el en las coberturas de bosque de encino (31 spp.), selva baja caducifolia (27 spp.) y selva mediana subperennifolia (23 spp.) (Cuadro 2). Para las especies catalogadas como migrantes neotropicales y aquellas que son objeto de preocupación para su conservación por la NMBCA, los tipos de vegetación más importantes fueron los bosques de encino, el bosque mesófilo de montaña y las selvas tropicales (Cuadro 2).

Al comparar la composición de las especies entre los tipos de cobertura vegetal y usos de suelo, los valores de semejanza más altos se presentaron entre la agricultura de riego y el bosque mesófilo de montaña con un índice de 0.76, y entre el matorral submontano y la vegetación secundaria (índice de 0.70). Se encontró también una semejanza alta entre las coberturas de selva mediana subperennifolia y bosque mesófilo de montaña con un índice de 0.61 (Cuadro 3). Por otro lado, el bosque de encino presentó índices de semejanza bajos con respecto a las demás coberturas con valores de entre 0.19 y 0.30, lo que indica una configuración del ensamble de especies muy específica. La menor semejanza se obtuvo entre la agricultura de riego y los pastizales inducidos (0.14), cobertura esta última que presentó los valores más bajos de semejanza con el resto.

Modelación de nichos ecológicos

Los modelos de distribución generados mostraron una mayor concentración de nichos potenciales para las especies en el intervalo altitudinal de entre los 500 m y 1 500 m en la parte central de la región y con orientación hacia el sur y este (Fig. 2). Lo anterior coincide con la distribución de las selvas tropicales, los bosques de encinos y mesófilos de montaña, pero también con las zonas donde se desarrollan con más intensidad las actividades de agricultura de temporal y de riego lo que representa una amenaza mayor para las iniciativas de conservación de la avifauna en la zona.

Cuadro 3. Matriz de similitud de la composición de especies entre coberturas de vegetación.

Ar (Agricultura de riego), At (Agricultura de temporal), Au (Área urbana), Be (Bosque de encino), Bmm (Bosque mesófilo de montaña), Ms (Matorral Submontano), Pc (Pastizal cultivado), Pi (Pastizal inducido), Sbc (Selva baja caducifolia), Sms (Selva mediana subperennifolia) y Vs (Vegetación secundaria).

	At	Au	Be	Bmm	Ms	Pc	Pi	Sbc	Sms	Vs
Ar	0.24	0.52	0.17	0.76	0.61	0.52	0.14	0.30	0.66	0.66
At		0.33	0.23	0.26	0.23	0.35	0.19	0.28	0.23	0.26
Au			0.35	0.56	0.49	0.47	0.19	0.39	0.54	0.53
Be				0.23	0.22	0.30	0.20	0.19	0.24	0.19
Bmm					0.61	0.57	0.17	0.43	0.61	0.65
Ms						0.49	0.18	0.34	0.51	0.70
Pc							0.19	0.39	0.52	0.51
Pi								0.20	0.22	0.17
Sbc									0.37	0.36
Sms										0.50

Los municipios donde se presentaron las condiciones ambientales óptimas para una presencia potencialmente alta de especies (150spp. promedio) fueron los de Tamasopo, Ciudad del Maíz, Alaquines, El Naranjo, Santa Catarina y Aquismón. En general, se calculan al menos 284 700 ha donde potencialmente podrían registrarse entre 51 y 125 especies. Con menos extensión (34 350 ha) se presentaron áreas con nichos que albergarían entre 126 y 150 especies y sólo 5 398 ha donde podrían distribuirse hasta 175 especies, principalmente en relictos de selva mediana, selva baja caducifolia y algunos sitios con bosque de encino (Cuadro 4). Se identificó una disminución de nichos potenciales para números elevados de especies hacia la región occidental, donde predominan los matorrales submontanos.

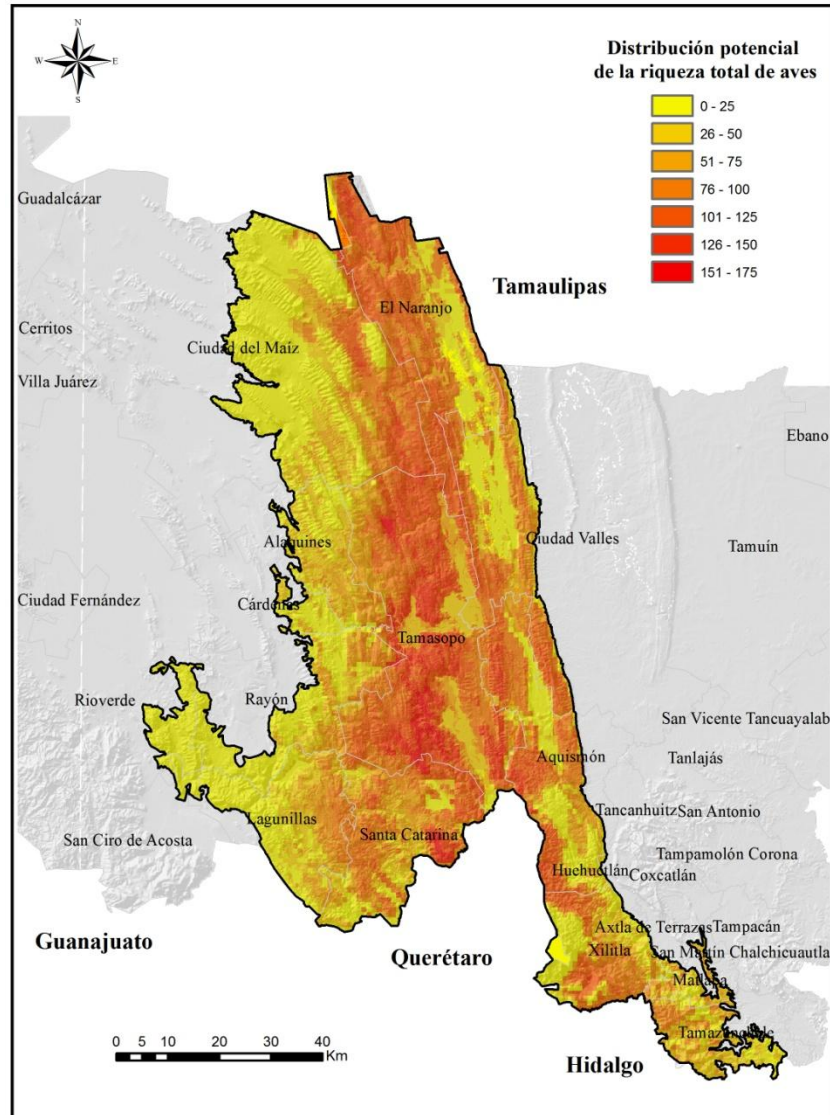


Figura 2. Distribución potencial de la riqueza total de aves. Las categorías describen el número de especies con nichos potenciales.

Por tipos de vegetación las áreas más representativas se presentaron en los bosques de encino y las selvas tropicales, con un aproximado de 107 914 ha, donde se determinaron nichos potenciales para 100 y 150 especies; aunque, por otro lado, se calculó que la agricultura de temporal provee de 46 352 ha de superficie con potencial de nicho para el mismo número de especies. Altitudinalmente el intervalo con mayor superficie para esta riqueza de especies fue el de entre los 1 000 m y los 1 500 m con un área de 93 667 ha.

Distribución de especies de aves migratorias neotropicales

El 41.5 % de las especies registradas han sido catalogadas como migrantes neotropicales por la NMBCA. De estas especies, 22 son prioritarias para su conservación (Anexo 1) y actualmente existe interés y programas de conservación transnacionales para tal efecto (NMBCA 2011). En el contexto de su distribución potencial, la figura 3 muestra las zonas donde se presentaron los nichos potencialmente ocupados por las especies migratorias bajo preocupación por la NMBCA.

Se pudo apreciar un marcado patrón en la concentración de nichos en áreas con selvas tropicales y bosque de encino, principalmente en los municipios de el Naranjo, Tamasopo y Santa Catarina (Fig. 3), distribuidos por abajo de los 1 500 m y cerca de cuerpos de agua, en zonas de borde con tipos de cobertura transformados como la agricultura de riego y de temporal, éstas últimas resultaron importantes como nicho para especies migratorias en general.

Distribución de nichos potenciales en áreas prioritarias para la conservación

Las zonas denominadas como Áreas Naturales Protegidas (ANP) (2.94 %) y los sitios RAMSAR (Convención de Humedales, 0.83 %), representaron apenas el 3.77 % de la superficie total de la región (Cuadro 4) (Fig. 4). En las ANP's se registraron coberturas vegetales de bosques y selvas tropicales, así como agricultura de temporal principalmente, y ocupan una superficie de 22 545 ha para nichos potenciales de hasta 125 especies. Muchos de las zonas con riqueza potencial alta no resultaron considerados al interior de las ANP's, a pesar de ser sitios con potencial para implementación de áreas de conservación (ver polígonos A y B en Fig. 4). La Reserva Forestal Nacional de la Porción Boscosa del Estado de San Luis Potosí es la ANP que resultó proporciona la mayor superficie de protección con 20 148 ha, de las cuales 7 673 ha son aptas para 76 a 125 especies. Por otro lado, los humedales (Sitios RAMSAR) mostraron un aporte importante de nichos por su ubicación espacial y su extensión, además de ser relevantes por el interés que se tiene para su conservación. Las zonas que representaron nichos potenciales para hasta 100 especies alcanzaron las 6 362 ha con un mayor aporte de la Ciénega de Tamasopo, donde

predominan las coberturas de agricultura de riego y bosques de galería, además de que están en contacto con zonas dominadas por selvas bajas caducifolias.

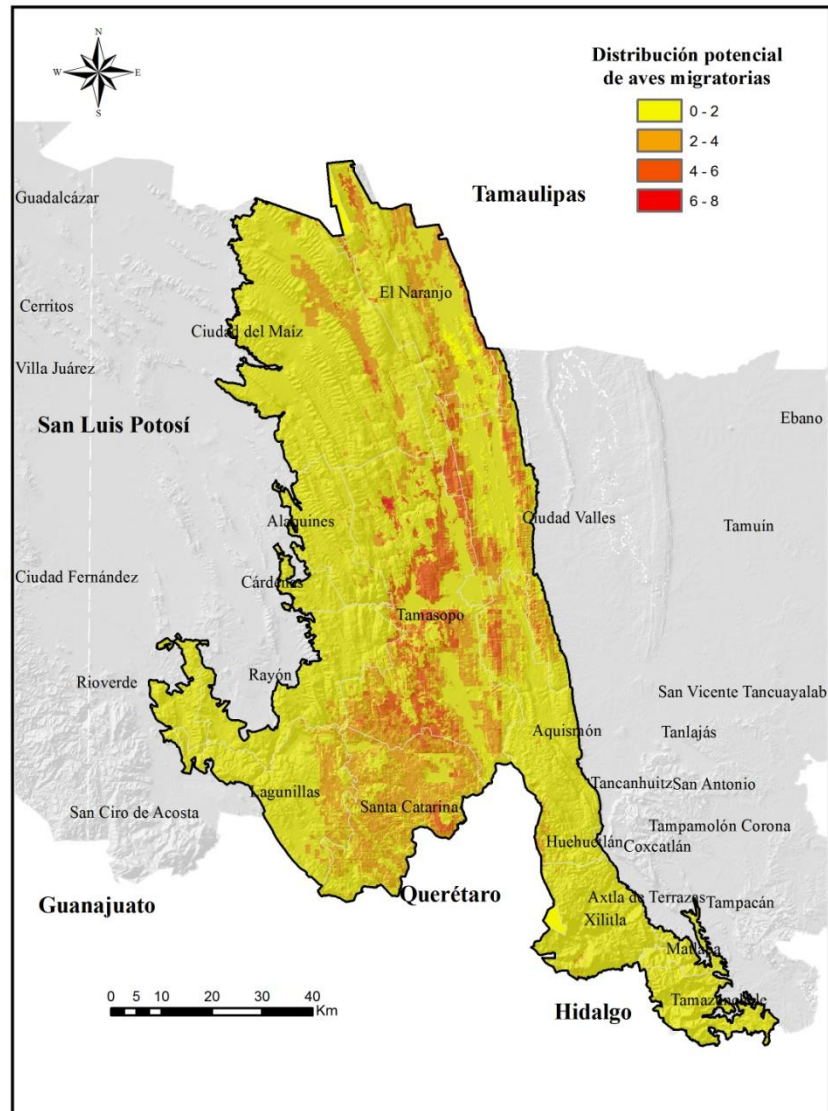


Figura 3. Distribución potencial de aves migratorias neotropicales de interés para su conservación por la NMBCA. Las categorías describen el número de especies con nichos potenciales.

Cuadro 4. Áreas estimada (ha) de distribución potencial de la riqueza de especies en Áreas Naturales Protegidas (ANP), Sitios RAMSAR (Humedales) y Áreas de Importancia para la conservación de las Aves (AICA). Se incluyen porcentajes para cada categoría y totales por áreas dedicadas a la conservación (AC).

Categoría	Superficie de Nichos potenciales	ANPs	%	Sitios RAMSAR	%	AICA	%	Superficie cubierta por AC	% total por AC
0 - 25	234 166.05	9 763.65	4.17	1 350.99	0.58	13 031.73	5.57	24 146.37	10.31
26 - 50	122 448.33	2 037.96	1.66	3 150.00	2.57	17 280.27	14.11	22 468.23	18.35
51 - 75	99 071.10	2 703.69	2.73	1 230.21	1.24	13 388.85	13.51	17 322.75	17.49
76 - 100	147 202.83	4 012.02	2.73	612.90	0.42	11 988.54	8.14	16 613.46	11.29
101 - 125	127 599.84	4 028.31	3.16	15.03	0.01	13 801.86	10.82	17 845.20	13.99
126 - 150	34 347.96	70.74	0.21	3.06	0.01	3 266.28	9.51	3 340.08	9.72
151 - 175	5 398.02	0.00	0.00	0.00	0.00	554.31	10.27	554.31	10.27
Sup. Total	770 234.13	22 616.37	2.94	6 362.19	0.83	73 311.84	9.52	102 294.16	13.28

El área de importancia para la conservación de las aves (AICA) de San Nicolás de los Montes (Fig. 4), con una superficie de 73 312 ha, presentó la mayor extensión con nichos de distribución potencial y corresponde al 9.52 % de la región estudiada. Las coberturas preponderantes fueron los bosques de encino y algunos relictos de bosque mesófilo de montaña en laderas e incluyeron 17 068 ha de zonas con nichos potenciales para más de 100 y hasta 150 especies. A diferencia de las ANP's, el AICA albergó 554 ha donde potencialmente podrían distribuirse hasta 175 especies (Cuadro 4); sin embargo, esta región no tiene un estatus oficial como área de conservación a nivel estatal o federal.

Discusión

La riqueza de especies de la SMO de San Luis Potosí corresponde al 68.5 % de las que se estima se encuentra en todo el estado (538 spp.). Este número representa el 33 % de la avifauna total registrada para México (1 096 spp.) y 3.9 % de las especies en el mundo (Llorente & Ocegueda 2008). Esta riqueza es mayor incluso que la de algunos estados de México, como Aguascalientes (263 spp.) o Guanajuato (350 spp.) y es similar a la registrada para Yucatán, Zacatecas, Tlaxcala, Morelos y Coahuila, con 365 especies en promedio (Berlanga *et al.* 2008). Sin duda, el alto número de especies en relación con la

superficie considerada para el estudio confirma la importancia que tiene como punto para la conservación de la biodiversidad en el contexto regional y nacional. No obstante, los procesos de cambio en el uso de suelo, con la consecuente transformación y desaparición de hábitats (Sahagún-Sánchez *et al.* 2011), la fragmentación de los ecosistemas (Castro-Navarro 2011), así como la explotación no regulada con fines comerciales y la cacería ilegal, amenazan la permanencia de muchas de las especies en la región. Al respecto, al menos 14 especies de aves son aprovechadas con fines ornamentales (INE 1997) aunque en el estado se comercializan sin control rapaces y muchas otras especies canoras.

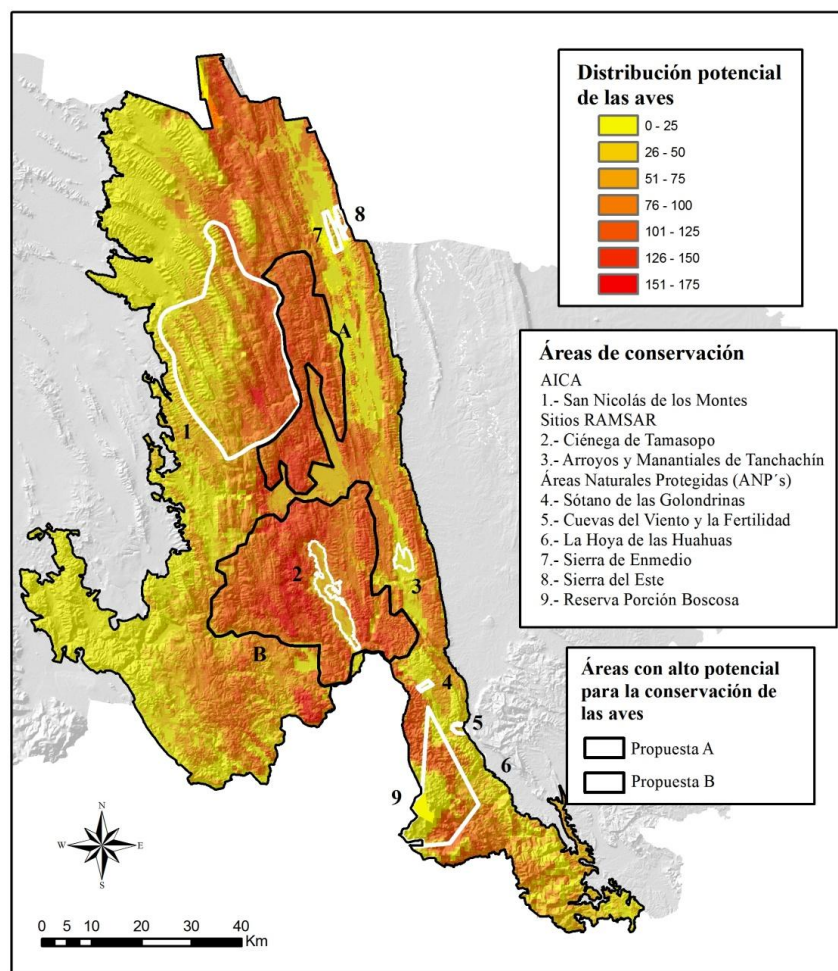


Figura 4. Representatividad de áreas dedicadas a la conservación con respecto a la distribución potencial de las aves. Se incluyen dos polígonos de áreas con potencial para la conservación.

Por otro lado, el hecho de que más del 70 % de las especies sean residentes indica el elevado número de componentes neotropicales presentes; un patrón consistente con lo registrado a nivel nacional, especialmente en regiones tropicales (Escalante *et al.* 1993). En el área de estudio y como ha sido descrito para algunas otras regiones del país (Palomera-García *et al.* 1994) el número de las especies migratorias disminuye hacia el sur. La región es, sin duda, un corredor de migración importante (Villa-Bonilla *et al.* 2008), dado el alto número de especies presentes consideradas como migratorias neotropicales. Hacer énfasis en la presencia de las especies migratorias es pertinente dado que muchas de las poblaciones están amenazadas a nivel continental por los cambios en el uso de suelo. Conocer su distribución y el estado de los hábitats en las distintas regiones que ocupan, facilitará la implementación de acciones comunes de conservación a corto y mediano plazo. A pesar de que la SMO no está considerada como uno de los centros de evolución principales para los táxones en el país (García-Trejo & Navarro-Sigüenza 2004), la porción estudiada concentra el 11.4 % de las especies endémicas para México, incluyendo especies como *Aratinga holochlora*, *Atlapetes pileatus*, *Atthis heloisa*, *Catharus occidentalis*, *Rodothraupis celaeno*; y a diferencia de otras regiones, incluye también dos especies que son endémicas exclusivas (*Dendrortyx barbatus* y *Glaucidium sanchezi*). Por otra parte, más del 24 % de las especies listadas en la NOM-ECOL-O59-2010, el UICN y CITES, están representadas en la región, lo que alerta sobre la necesidad de trabajar en la identificación de los sitios con hábitats relevantes para el mantenimiento de estas poblaciones y sobre el monitoreo de las prácticas actuales para su aprovechamiento.

Las coberturas vegetales con la riqueza de especies más alta, se ubican principalmente en la región de barlovento de la sierra, en dirección a la Planicie del Golfo en un gradiente altitudinal que inicia por sobre los 1 500 m. Esto coincide con las hipótesis generales de que al ámbito altitudinal, una precipitación y humedad mayor, así como un relieve más abrupto son determinantes para una mayor riqueza avifaunística (Ruggiero & Hawkins 2008) y coincide con lo consignado en estudios similares (Vargas-Canales 2006, Castro-Navarro 2011). En el caso del bosque de encino, que tiene la riqueza de especies más alta, el análisis de semejanza demostró que las especies que conforman la comunidad, son en su mayoría, diferentes a las existentes en las otras coberturas, y predominan las especies residentes y propias de climas templados; ésta marcada separación, ha sido

encontrada en otros estudios en la SMO (Sahagún-Sánchez 2003). Asimismo, presentó junto con el bosque mesófilo, la mayor cantidad de especies endémicas, lo cual coincide con los patrones registrados en otras regiones del país (Villa-Bonilla *et al.* 2008). El bosque mesófilo es considerado uno de los ecosistemas más biodiversos, además de que provee importantes servicios ambientales (Williams *et al.* 2002). Se estima que a nivel nacional el 70 % de las especies endémicas de aves se distribuyen en él (Flores-Villela & Gerez 1988) y en el caso de este estudio incluye también la mayor cantidad de especies en categoría de riesgo; sin embargo, en la región se ha documentado la pérdida del 47 % de la superficie en los últimos 34 años, lo que sin duda, ha tenido un fuerte impacto sobre las especies y sus poblaciones originales.

En las selvas tropicales, bajas caducifolias y medianas subperennifolias, el alto número de especies es un patrón recurrente (Ramírez-Albores 2010) y está determinado en la SMO por su extensión y su complejidad estructural, lo que provee mayor disponibilidad de recursos. Las coberturas modificadas por las actividades humanas muestran también una riqueza de especies elevada; no obstante, muchas de las especies son de hábitos generalistas lo que facilita su adecuación a los cambios inducidos, en detrimento de las poblaciones de especies selectivas (Stotz *et al.* 1996). En la región de la huasteca existen cultivos de café aledaños a coberturas de selvas y bosques mesófilos, donde se han registrado números altos de especies, lo que les confiere un valor especial como áreas de distribución potencial (Petit & Petit 2003). También, los humedales de la región tienen una función importante para muchas de las especies migratorias y residentes, esto, debido a su orientación norte sur, y quizá, a que se encuentran en tierras bajas con predominio de áreas de contacto con selvas tropicales donde se concentra mucha de la riqueza de especies. Además de proveer recursos vinculados a la presencia de agua, sirven como reguladores de los microclimas, esenciales para muchas especies residentes, y como zona de descanso y forrajeo para migratorias de hábitos acuáticos; por lo que su pérdida significaría una amenaza para un número importante de especies.

A nivel estatal, la superficie dedicada a la conservación representa el 8 %. En la región ésta superficie apenas alcanza el 3 %; sin embargo, los planes de manejo para las ANP's establecidas aún se encuentran en proceso de elaboración o son inexistentes. Las marcadas diferencias en superficie y configuración de las áreas naturales protegidas o

propuestas por su importancia para la conservación, determinan que las zonas con alta concentración de nichos estén sólo parcialmente representadas. En este sentido, promover un decreto oficial para que la AICA de San Nicolás de los Montes se convierta en un ANP, significaría incrementar al 13.28 % la superficie bajo algún régimen de conservación, acercándose a cumplir con la cuota sugerida a nivel internacional de contar con al menos el 17 % de la superficie terrestre considerada como área protegida (CBD 2011).

Resulta muy significativo que en la región se presenten extensiones importantes de cuatro coberturas vegetales fundamentales para la conservación de especies migratorias, de interés para distintos países, debido a que son consideradas especies claves e indicadoras del estado de salud de los ecosistemas (Berlanga *et al.* 2010). Estas coberturas (bosque de encino, bosque mesófilo de montaña, selva baja caducifolia y selva mediana subperennifolia), constituyen un activo natural importante para el mantenimiento de poblaciones de muchas especies, y además son fuente de servicios ambientales para las comunidades y habitantes de las zonas aledañas. Sin embargo, se ha determinado que existe un importante hueco en la representación de estas coberturas vegetales en las ANP de la zona establecidas actualmente, por lo que se deben acelerar los procesos de gestión para lograr su protección (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos 2012). Por su orientación, la SMO funciona como corredor para muchas de las especies, por lo que la implementación de una iniciativa que permita ampliar la cobertura de las áreas dedicadas a la conservación a nivel regional facilitaría la conectividad con las áreas naturales protegidas ya existentes en la zona y las que se encuentran en los estados adyacentes como son la Reserva de la Biosfera de Sierra Gorda en Querétaro y la Reserva del Cielo en Tamaulipas.

La distribución potencial de nichos ecológicos modelada, provee de información relevante para identificar los centros de riqueza a nivel regional y permite valorar la superficie que debería ser sometida a programas de manejo sustentable, de forma que se garantice la conservación de los hábitat relevantes para el mayor número de especies (Illoldi *et al.* 2008). A pesar de que los modelos sólo representan hipótesis de la distribución de las especies, su uso es plenamente justificado cuando existen restricciones de tiempo y recursos (Solano & Feria 2007, Ríos-Muñoz & Navarro-Sigüenza 2009). Además, el análisis espacial de los nichos y su correspondencia con las áreas dedicadas a la conservación, constituye una herramienta valiosa para el diseño y el establecimiento de

políticas ad hoc (Ortega-Huerta & Peterson 2004).

En general, el estudio de la biodiversidad a escala regional, permite abordar la problemática a partir de áreas naturales, de forma que las iniciativas de conservación derivadas tienen mayor congruencia en el contexto del paisaje, los ecosistemas y las ANP's presentes (Ruíz-Jiménez *et al.* 2004). Cuando se utiliza el formato y la resolución espacial adecuada, es posible moverse a niveles municipales o locales a través de un análisis multi-escalar para la implementación de acciones de conservación, con implicaciones importantes en términos de gestión ambiental. Además, las regiones coinciden muchas veces con territorios donde se puede identificar claramente la identidad socio-cultural de los habitantes, lo que resulta fundamental para desarrollar los procesos participativos y de apropiación de las iniciativas requeridas para lograr una planeación sistemática para la conservación (Margules & Pressey 2000).

Agradecimientos

A Adolfo G. Navarro Sigüenza del Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la Facultad de Ciencias de la UNAM, por facilitar los datos de la base del Atlas de las Aves de México y a los Museos y Colecciones Zoológicas nacionales e internacionales de las que provienen muchos de los registros. A Fco. Martín Huerta Martínez, Gerardo Sánchez y dos revisores anónimos por sus comentarios y sugerencias para mejorar el documento. Al CONACYT por la beca otorgada para la realización de los estudios de doctorado, convenio 80889.

Literatura citada

Anderson, R. P., M. Gómez-Laverde & A. T. Peterson. 2002. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecol. Biogeogr.* 11: 131-141.

Anderson, R. P., D. Lew & A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: Criteria for selecting optimal models. *Ecol. Model.* 162: 211-232.

AOU. American Ornithologist's Union. 1998. Check-list of North American Birds. Committee on Classification and Nomenclature. E.U.A. (También disponible en línea: <http://www.aou.org/checklist/north/print.php>)

Berlanga, H., V. Rodríguez-Contreras, A. Oliveras de Ita, M. Escobar, L. Rodríguez, J. Vieyra & V. Vargas. 2008. Red de Conocimientos sobre las Aves de México (AVESMX). CONABIO. (Consultado: 6 junio 2011, <http://avesmx.conabio.gob.mx/>)

Berlanga, H., J. A. Kennedy, T. D. Rich, M. C. Arizmendi, C. J. Beardmore, P. J. Blancher, G. S. Butcher, A. R. Couturier, A. A. Dayer, D. W. Demarest, W. E. Easton, M. Gustafson, E. Iñigo-Elias, E. A. Krebs, A. O. Panjabi, V. Rodríguez-Contreras, K. V. Rosenberg, J. M. Ruth, E. Santana-Castellón, R. Ma. Vidal & T. Will. 2010. Conservando a nuestras aves compartidas: La visión trinacional de Compañeros en Vuelo para la conservación de las aves terrestres. Cornell Lab of Ornithology: Ithaca, Nueva York, EEUU.

BirdLife International, 2008. State of the world's birds. Indicators for our changing world. (También disponible en línea: <http://www.birdlife.org/worldwide/index.html>)

Castro-Navarro, J. 2011. Proceso de fragmentación del hábitat en la Sierra Madre Oriental Potosina y su impacto en la distribución de la avifauna. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F., México.

Chao, A., R. L. Chazdon, Colwell, R. K. & Tsung-Jen. 2005. Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. p. 85 – 96. *In* Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.) Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. Monografías Tercer Milenio. CONABIO, CONACYT, SEA. Vol. 4. México, D.F., México.

Chapa-Vargas, L. & K. Monzalvo-Santos. 2012. Natural protected areas of San Luis Potosí, México: ecological representativeness, risks, and conservation implications across scales. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* Online first, DOI:10.1080/13658816.2011.643801.

CITES, 2011. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). Appendices I, II y III. (También disponible en línea: <http://www.cites.org/esp/app/appendices.shtml>)

CBD, 2011. Convention on Biological Diversity. Aichi Biodiversity Targets. (Consultado: 5 noviembre 2011, <http://www.cbd.int/sp/targets/>)

Colwell, R. K. 2011. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from Samples. Versión 8.2. (Consultado: 16 agosto 2011, <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>)

DOF (Diario Oficial de la Federación) 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. (También disponible en línea: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5173091&fecha=30/12/2010)

Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz & N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.

Escalante, P., A. G. Navarro S. & A. T. Peterson. 1993. A geographical, ecological and historical analysis of landbird diversity in Mexico. p. 281-308. *In* R. Ramammorthy, R. Bye, A. Lot & J. Fa (eds.). *Biological Diversity in Mexico*. Oxford University Press, Nueva York, Nueva York, EEUU.

ESRI, 2008. ArcMap 9.3. License Type ArcInfo. Geographic Information System.

(También disponible en línea: <http://www.esri.com>)

FAO, 2002. *State of the World Forest 2001*. Food and Agriculture Organization. Roma. Italia.

Flores, O. V. & P. Gerez. 1994. *Biodiversidad y Conservación en México: vertebrados, vegetación y uso de suelo*. UNAM. CONABIO. México, D.F., México.

Ferrier, S. & A. Guisan. 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *J. Appl. Ecol.* 43: 393-404.

García-Trejo, E. A. & A. G. Navarro-Sigüenza. 2004. Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zool. Mex.* 20: 167-185.

González-García, F & H. Gómez de Silva. 2003. Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. p. 150-194. *In* Gómez de Silva, H. & A. Oliveras de Ita (eds.). *Conservación de aves: experiencias en México*. National Fish and Wildlife Foundation-CIPAMEX-CONABIO. México, D.F., México.

Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25: 1965-1978.

Howell, S. N. G. & S. Webb. 1995. *A field guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press, Nueva York, Nueva York, EEUU.

Hutto, R. L., S. M. Pletschet & P. Hendricks. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk* 3: 593-602.

Iloldi-Rangel, P., V. Sánchez-Cordero & A. T. Peterson. 2004. Predicting distributions of

Mexican mammals using Ecological Niche Modeling. *J. Mammal.* 85: 658-662.

Iloldi-Rangel P., F. Trevor, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero & S. Sarkar. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Divers Distrib.* 14: 493-508.

INE (Instituto Nacional de Ecología). 1997. Guía de aves canoras y de ornato. INE, CONABIO, SEMARNAP. México, D.F., México.

INEGI, 2003. Síntesis de Información Geográfica del Estado de San Luis Potosí. Desglose geográfico estatal. ISBN: 970-13-4321-2. CD. México, D.F., México.

Kumara, H. N., M. Irfan-Ullah & S. Kumar, 2009. Mapping potential distribution of slender loris subspecies in peninsular India. *Endang. Species Res.* 7: 29-38.

Lampila, P., M. Mönkkönen & A. Desrochers. 2005. Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conser. Biol.* 1537-1546.

Llorente-Bousquets, J. & S. Ocegueda. 2008. [Estado del conocimiento de la biota](#), en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, D.F., México.

Luna, I., J.J. Morrone & D. Espinosa. 2004. Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. Las Prensas de Ciencias. CONABIO, UNAM, México, D.F., México.

Margules, C. R. & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature.* 405: 242-253

Mas, J. F., H. Puig, J. L. Palacio-Prieto & A. Sosa. 2002. Modelado del proceso de deforestación en una región del sureste de México. CD de las memorias del II seminario Latinoamericano de Geografía Física. Maracaibo, Zulia, Venezuela.

Mittermeier, R. A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: case studies from Brazil and Madagascar and the importance of megadiversity countries. p. 145-154. *In* E. O. Wilson (ed.) Biodiversity. National Academy Press, Washington, D.C., EEUU.

National Geographic Society, 1996. Field Guide to the Birds of North America. Second Edition. Washington, D. C., EEUU.

Navarro, A. G., A. T. Peterson & A. Gordillo-Martínez. 2003. Museums working together: The atlas of the birds of Mexico. p. 207-225. *In* Collar, N., C. Fisher & C. Feare (eds.) Why museums matter: avian archives in an age of extinction. Bulletin British Ornithologists' Club Supplement 123A. Londres, Inglaterra.

Navarro, S. A. G., H. A. Garza-Torres, S. López de Aquino, O. R. Rojas-Soto & L. A. Sánchez-González. 2004. Patrones biogeográficos de la avifauna. p 439- 467. *In* Luna, I., J.J. Morrone & D. Espinosa. (eds.) Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. Las prensas de Ciencias. CONABIO, UNAM, México, D.F., México.

Nix, H.A. 1986. A biogeographic analysis of Australian Elapid Snakes. Atlas of Elapid Snakes of Australia. p. 4-15. *In* R. Longmore (ed.) Australian Flora and Fauna Series Number 7. Australian Government Publishing Service: Canberra, Territorio de la Capital Australiana, Australia.

NMBCA, 2011. Acta de Conservación de Aves Migratorias Neotropicales. U.S. Fish and Wildlife Service. (Consultado 8 agosto 2011, <http://www.fws.gov/birdhabitat/Grants/NMBCA/BirdList.shtm>)

Ortega-Huerta, M. A. & A. T. Peterson. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-Eastern México. *Divers. Distrib.* 10: 39-54.

Ortega-Huerta, M. A. & A. T. Peterson. 2008. Modelling ecological niches and predicting

geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Rev. Mex. Biodivers.* 79: 205-216.

Palomera-García, C., E. Santana & R. Amparan-Salcido. 1994. Patrones de distribución de la avifauna en tres estados del occidente de México. *Anales Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. México, Ser. Zool.* 65: 137-175.

Palomera-García, C., E. Santana, S. Contreras-Martínez & R. Amparan. 2007. Jalisco p. 1-48. *In* Ortiz-Pulido R., A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto & T. A. Peterson (eds.). *Avifaunas estatales de México, CIPAMEX*. Pachuca, Hidalgo, México.

Peterson, R. T. & E. L. Chalif. 1989. *Aves de México. Guía de Campo*. Editorial Diana, México, D.F., México.

Peterson, A. T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* 103: 599-605.

Peterson, A. T., M. A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sanchez-Cordero, J. Soberon, R. H. Buddemeier, & D. R. B. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626-629.

Petit, L. J. & D. R. Petit. 2003. Evaluating the importance of human – modified lands for neotropical bird conservation. *Conserv. Biol.* 17: 687-694.

Phillips, R., P. Anderson & R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190: 231-259.

Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. De Sante, & B. Mila. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General Technical Report PSW-GTR-159. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, Nueva York, EEUU.

Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot & J. Fa. 1993. Biological diversity of Mexico: Origins and distribution. Oxford University Press, Nueva York, Nueva York, EEUU.

Ramírez-Albores, J. E., 2010. Diversidad de Aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la Depresión Central de Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop.* 58: 511-528

Reyes H. H., M. Aguilar, J. R. Aguirre & J. Fortanelli. 2008. Spatial Configuration of Land-use/Land-cover in the Pujal-Coy Project Area, Huasteca Potosina Region, Mexico. *Ambio* 5: 381-389.

Reyes-Hernandez, H., L. Olvera-Vargas, F. Sahagún-Sánchez & J. F. Mas-Causel. 2009. Transformation of the forest cover and future scenarios in the Sierra Madre Oriental, physiographic region, San Luis Potosí, México. *ISRSE* 33. 33 International Symposium on Remote Sensing of Environment. Sustaining the Millennium Development Goals. (También disponible en línea: <http://isrse-33.jrc.ec.europa.eu>)

Ríos-Muñoz, C. A. & A. G. Navarro-Sigüenza. 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitol. Neotrop.* 20: 491-509.

Ruggiero, A. & B. A. Hawkins. 2008. Why do mountains support so many species of birds? *Ecography* 31: 306-315.

Ruíz-Jiménez, C., A. O. Alcántara & I. Luna. 2004. Límites. p. 7 - 24. *In* Luna, I., J. J. Morrone & D. Espinosa (eds.) Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. Las Prensas de Ciencias. CONABIO, UNAM, México, D.F., México.

Sahagún-Sánchez, F. J. 2003. Análisis de los patrones de distribución espacial de la avifauna del estado de Querétaro. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F., México.

Sahagún-Sánchez, F. J., H. Reyes, J.L. Flores & L. Chapa. 2011. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. *J. Lat. Am. Geogr.* 10: 65-86.

Sánchez-González, L. A. & E. A. García-Trejo. 2010. San Luis Potosí. *In* Ortiz-Pulido R., A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto & A. T. Peterson (eds.). *Avifaunas estatales de México*, CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México.

Scachetti-Pereira, R. 2001. Desktop GARP. (Consultado: 24 mayo 2011, <http://www.nhm.ku.edu/desktopgarp/index.html>)

Solano, E. & T. P. Ferial. 2007. Ecological niche modeling and geographic distribution of the genus *Polianthes* L. (Agavaceae) in México: using niche modeling to improve assessments of risk status. *Biodivers. Conserv.* 16: 1885-1900

Statgraphics 2012. Statgraphics Centurion XVI. Software de herramientas estadísticas. StatPoint Technologies, Inc. 1982-2011. (Consultado: 5 junio 2012, <http://www.statgraphics.net/>)

Stockwell, D. R. B. & D. P. Peters. 1999. The GARP modelling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. *Int. J. Geogr. Inform. Syst.* 13:143-158.

Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III & D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical birds. Ecology and conservation*. University of Chicago Press. Chicago, Illinois, EEUU.

SRTM 2011. Shuttle Radar Topography Mission. The Mission to Map the World. (Consultado: 13 de agosto del 2011, <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/index.html>)

Toledo, V. M. & M. J. Ordóñez. 1998. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. p. 739- 755. *In* Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot & J.

Fa. (eds.) Diversidad biológica de México: orígenes y distribución. Instituto de Biología, UNAM. México, D.F., México.

UICN, Union Internacional para la Conservación de la Naturaleza. 2011. Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (También disponible en línea: <http://www.iucnredlist.org/>)

Van Perlo, B. 2006. Birds of Mexico and Central America. Princeton University Press. Princeton, Nueva Jersey, EEUU.

Vargas-Canales, V. M. 2006. Modelaje de los patrones de riqueza y endemismo de la avifauna del estado de San Luis Potosí, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F., México.

Villa-Bonilla, B., O. Rojas-Soto, A. G. Colodner-Chamudis & C. Tejeda-Cruz. 2008. Inventarios municipales de avifauna y su aplicación a la conservación: El caso de Zacapoaxtla, Puebla, México. *Ornitol. Neotrop.* 19: 531-551.

Williams, L. G., R. H. Manson & E. Isunza V. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso de suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera Bosques* 8: 73-89.

Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, Nueva Jersey, EEUU.

ANEXO 1

Lista sistemática de la avifauna de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México.

ANNEX 1

Systematic list of bird species in Sierra Madre Oriental of San Luis Potosí, México.

Claves

EST = Estacionalidad: RB: Residentes permanentes; SR: visitantes de verano; WV: visitantes de invierno; T: transitoria y A: accidental.

NMBCA = Enlistado en el Acta de Conservación de Aves Migratorias Neotropicales

END = Endemismo: E: endémico a México; Q: cuasi endémico a México; S: semiendémico a México y ES: endémico a la Sierra Madre Oriental.

Categorías de Riesgo

NOM = Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-059-2010: E: probablemente extinta en el medio silvestre; P: en peligro de extinción; A: amenazada; Pr: sujeta a protección especial.

IUCN = Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza: EX: extinta, EW: extinta en la naturaleza; CR: en alto peligro de extinción; EN: en peligro; VU: vulnerable; NT: en bajo peligro; LC: mínima preocupación; DD: datos deficientes.

CITES = Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres: Apéndice I: especies en peligro de extinción; Apéndice II: especies amenazadas; Apéndice III: especies sujetas a protección y comercio reglamentado.

Garp: Superficie de distribución potencial de las especies modeladas en hectáreas.

Tipos de Cobertura vegetal y uso de suelo

AR: Agricultura de riego; AT: Agricultura de Temporal; AU: Área urbana; BE: Bosque de encino; BMM: Bosque mesófilo de montaña; MS: Matorral submontano; PC: Pastizal cultivado; PI: Pastizal inducido; SBC: Selva baja caducifolia; SMS: Selva mediana subperennifolia; VS: Vegetación Secundaria.

Orden	Familia	Especie	EST	NMBCA	END	Categoría de riesgo			Garp Área_hc	Tipo de cobertura vegetal o uso de suelo											
						NOM	IUCN	CITES		AR	AT	AU	BE	BMM	MS	PC	PI	SBC	SMS	VS	
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	RB			PR	LC		39940.38	*	*	*				*	*	*			
Anseriformes	Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	RB	Si			LC		61469.73	*							*				
		<i>Dendrocygna bicolor</i>	RB	Si				LC	III	0	*										
		<i>Cairina moschata</i>	RB				P	LC		75999.51	*		*							*	
		<i>Aix sponsa</i>	WV	Si				LC		7291.8	*			*							
		<i>Anas americana</i>	WV	Si				LC		0											*
		<i>Anas discors</i>	WV	Si				LC		0											*
		<i>Anas crecca</i>	WV	Si				LC		3328.56		*	*								
		<i>Ortalis vetula</i>	RB						LC		36162.45	*		*			*	*	*	*	*
Galliformes	Cracidae	<i>Penelope purpurascens</i>	RB				LC	A	17024.76	*		*				*	*	*	*		
		<i>Crax rubra</i>	RB				NT	A	1523.79							*		*			
		<i>Dendrortyx barbatus</i>	RB		ES		P	VU		36937.35	*			*						*	
	Odontophoridae	<i>Callipepla squamata</i>	RB					LC		0										*	
		<i>Colinus virginianus</i>	RB					NT		36796.41	*	*		*	*	*			*	*	
		<i>Dactylortyx thoracicus</i>	RB					LC	PR	83502.18		*		*	*					*	
		<i>Cyrtonyx montezumae</i>	RB					LC	PR	0											*
		<i>Meleagris gallopavo</i>	RB					LC		3972.24		*								*	
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Tachybaptus dominicus</i>	RB				LC	PR	3050.64										*		
		<i>Podilymbus podiceps</i>	RB	Si				LC		0									*		
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	RB	Si			LC		9425.25		*	*		*				*	*		
	Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i>	RB	Si			LC		0									*	*		
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Tigrisoma mexicanum</i>	RB			PR	LC		0											*	
		<i>Ardea herodias</i>	WV	Si				LC		50649.12					*				*	*	
		<i>Ardea alba</i>	WV	Si				LC		0									*	*	
		<i>Egretta thula</i>	WV	Si				LC		0									*	*	
		<i>Egretta caerulea</i>	WV	Si				LC		4970.52						*			*	*	
		<i>Egretta tricolor</i>	WV	Si				LC		0									*	*	
		<i>Bubulcus ibis</i>	RB	Si				LC		27167.94				*					*	*	
		<i>Butorides virescens</i>	RB- WV	Si				LC		61206.57				*					*	*	
		<i>Plegadis chihi</i>	WV	Si				LC		0									*	*	
		Accipitriformes	Threskiornithidae	<i>Coragyps atratus</i>	RB	Si			LC		25286.58		*	*		*		*	*	*	*
<i>Cathartes aura</i>	RB			Si				LC		24847.83	*		*		*		*	*	*	*	
Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>		RB					LC		0					*				*	*	
	<i>Ictinia plumbea</i>		SR				PR	LC	II	194.49		*							*	*	
	<i>Circus cyaneus</i>		WV	Si				LC		0					*				*	*	
	<i>Accipiter striatus</i>		RB- WV	Si			PR	LC	II	27311.22		*		*				*	*	*	
	<i>Accipiter cooperii</i>		WV	Si			PR	LC	II	7540.47				*	*				*	*	
	<i>Accipiter bicolor</i>		RB				A	LC	II	70071.21		*		*				*	*	*	
	<i>Buteogallus anthracinus</i>		RB	Si			PR	LC	II	14314.05				*					*	*	
	<i>Parabuteo unicinctus</i>		RB				PR	LC	II	0		*							*	*	
	<i>Buteo nitidus</i>		RB					LC	II	72371.16				*	*	*			*	*	

		<i>Buteo magnirostris</i>	RB			LC	II	30809.34	*	*	*		*	*	*
		<i>Buteo platypterus</i>	T	Si		PR	LC	0				*			
		<i>Buteo brachyurus</i>	RB			LC	II	25221.51			*	*		*	
		<i>Buteo albicaudatus</i>	RB			PR	LC	3723.48		*	*				
		<i>Buteo jamaicensis</i>	RB- WV	Si		LC	II	11920.68		*	*	*		*	
		<i>Spizaetus ornatus</i>	RB			P	LC	2171.97		*	*				
Falconiformes	Falconidae	<i>Micrastur ruficollis</i>	RB			PR	LC	0							*
		<i>Micrastur semitorquatus</i>	RB			PR	LC	0							*
		<i>Caracara cheriway</i>	RB				LC	10551.96				*			*
		<i>Herpetotheres cachimans</i>	RB				LC	34887.69			*		*		*
		<i>Falco sparverius</i>	RB- WV	Si			LC	12935.97			*	*		*	*
		<i>Falco femoralis</i>	RB			A	LC	0					*		
		<i>Falco rufigularis</i>	RB				LC	85926.33		*	*				*
		<i>Falco peregrinus</i>	RB- WV	Si		PR	LC	0							*
Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica americana</i>	RB	Si			LC	1634.76			*				*
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	WV	Si			LC	51288.39		*	*	*		*	*
		<i>Tringa solitaria</i>	WV	Si			LC	0		*					
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas flavirostris</i>	RB	Si			LC	21051			*			*	*
		<i>Zenaida asiatica</i>	RB	Si			LC	34327.62	*		*	*	*	*	*
		<i>Columbina inca</i>	RB				LC	11409.48	*		*			*	*
		<i>Columbina passerina</i>	RB				LC	47243.25		*	*	*	*	*	*
		<i>Columbina talpacoti</i>	RB				LC	84468.6		*	*	*	*	*	*
		<i>Claravis pretiosa</i>	RB				LC	10769.31		*	*	*	*	*	*
		<i>Leptotila verreauxi</i>	RB				LC	41335.02	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Leptotila plumbeiceps</i>	RB				LC	12904.74		*					*
		<i>Geotrygon albifacies</i>	RB			A	LC	0			*				
		<i>Geotrygon montana</i>	RB				LC	45586.98			*			*	*
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Aratinga holochlora</i>	RB		E	A	LC	28122.66	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Aratinga nana</i>	RB			PR	LC	7421.4				*		*	
		<i>Ara militaris</i>	RB			P	VU	20672.19	*		*	*		*	
		<i>Pionus senilis</i>	RB			A	LC	64286.64			*			*	
		<i>Amazona viridigenalis</i>	RB		S	P	EN	48208.05	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Amazona autumnalis</i>	RB				LC	30865.95	*		*		*	*	*
		<i>Amazona oratrix</i>	RB		Q	P	EN	13281.21	*		*		*	*	*
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	RB				LC	39826.62	*		*	*	*	*	*
		<i>Coccyzus americanus</i>	SR-T	Si			LC	13420.53	*		*	*	*	*	*
		<i>Coccyzus minor</i>	RB	Si			LC	0						*	
		<i>Coccyzus erythrophthalmus</i>	T	Si			LC	962.01	*					*	
		<i>Geococcyx californianus</i>	RB				LC	0						*	
		<i>Crotophaga sulcirostris</i>	RB				LC	36181.53	*		*	*	*	*	*
Strigiformes	Strigidae	<i>Megascops asio</i>	RB			PR	LC	3390.93	*			*		*	*
		<i>Megascops trichopsis</i>	RB				LC	0			*				
		<i>Megascops guatemalae</i>	RB				LC	4546.44	*		*				

		<i>Bubo virginianus</i>	RB			LC	II	8821.71	*		*	*		
		<i>Glaucidium gnoma</i>	RB			LC	II	0						*
		<i>Glaucidium sanchezi</i>	RB		ES	P	LC	II	5481.81	*				*
		<i>Glaucidium brasilianum</i>	RB			LC	II	34109.19	*	*	*		*	*
		<i>Micrathene whitmeyi</i>	T	Si	S	LC		182.25	*			*		
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Ciccaba virgata</i>	RB			LC	II	27246.87	*	*	*	*		*
		<i>Chordeiles minor</i>	T	Si		LC		308.79		*				
		<i>Nyctidromus albicollis</i>	RB			LC		19027.35	*	*			*	*
		<i>Caprimulgus salvini</i>	RB		Q	LC		44560.8	*	*			*	*
		<i>Caprimulgus vociferus</i>	WV	Si		LC		6536.52		*	*			
Apodiformes	Nyctibiidae	<i>Nyctibius jamaicensis</i>	RB			LC		37668.51		*				*
	Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i>	RB			LC		67382.28		*	*		*	*
		<i>Chaetura pelagica</i>	T	Si		LC		25100.64	*	*		*		
		<i>Chaetura vauxi</i>	RB-T	Si		LC		738.99	*		*			
		<i>Aeronautes saxatalis</i>	RB	Si		LC		0					*	
	Trochilidae	<i>Campylopterus curvipennis</i>	RB			LC	II	44219.97	*	*	*	*	*	*
		<i>Colibri thalassinus</i>	RB			LC	II	39829.41	*		*			*
		<i>Anthracothorax prevostii</i>	RB			LC	II	962.01	*				*	
		<i>Chlorostilbon canivetii</i>	RB			LC	II	19047.6	*			*	*	*
		<i>Cyananthus latirostris</i>	RB	Si	S	LC	II	19050.12	*	*	*	*	*	*
		<i>Hylocharis leucotis</i>	RB			LC	II	18459.63	*				*	*
		<i>Amazilia candida</i>	RB			LC	II	50145.3	*		*		*	*
		<i>Amazilia cyanocephala</i>	RB			LC	II	29544.03	*	*	*	*	*	*
		<i>Amazilia beryllina</i>	RB			LC		481.5		*				
		<i>Amazilia yucatanensis</i>	RB	Si	Q	LC	II	38992.95	*	*	*	*	*	*
		<i>Lampornis amethystinus</i>	RB			LC	II	64357.47	*	*				*
		<i>Lampornis clemenciae</i>	RB	Si	S	LC	II	18012.87	*	*				
		<i>Eugenes fulgens</i>	RB-T	Si		LC	II	8460.36	*	*	*			*
		<i>Calothorax lucifer</i>	SR		S	LC	II	37534.23	*	*				
		<i>Archilochus colubris</i>	T	Si		LC	II	75262.5	*	*			*	
		<i>Archilochus alexandri</i>	T	Si	S	LC	II	67655.25	*	*			*	*
		<i>Atthis heloisa</i>	RB		E	LC	II	3058.02	*				*	
		<i>Selasphorus platycercus</i>	RB-SR	Si	S	LC	II	0					*	
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon caligatus</i>	RB			LC		49089.78	*	*		*		*
		<i>Trogon elegans</i>	RB	Si		LC		35276.31	*	*	*	*	*	*
		<i>Trogon mexicanus</i>	RB			LC		34264.26	*	*	*		*	*
		<i>Trogon collaris</i>	RB		PR	LC		21100.14	*	*		*		*
Coraciiformes	Momotidae	<i>Momotus momota</i>	RB			LC		20508.84	*	*	*	*	*	*
	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	RB			LC		24205.95				*	*	*
		<i>Chloroceryle amazona</i>	RB			LC		19021.86					*	
		<i>Chloroceryle americana</i>	RB			LC		21634.74	*	*	*	*	*	*
		<i>Chloroceryle aenea</i>	RB			LC		0	*					
Piciformes	Ramphastidae	<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	RB		PR	LC		71269.38	*	*	*			*
		<i>Ramphastos sulfuratus</i>	RB		A	LC	II	0						*

Passeriformes	Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	RB		LC	30873.42	*	*	*	*		*	*	
		<i>Melanerpes aurifrons</i>	RB		LC	44198.55	*	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Sphyrapicus varius</i>	WV	Si		LC	71013.15		*		*		*	
		<i>Picoides scalaris</i>	RB			LC	37722.06	*	*	*		*	*	*
		<i>Picoides villosus</i>	RB			LC	0		*					
		<i>Veniliornis fumigatus</i>	RB			LC	28020.78	*	*	*	*	*		*
		<i>Colaptes rubiginosus</i>	RB			LC	38420.55	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Colaptes auratus</i>	RB			LC	12798.45		*	*				
		<i>Dryocopus lineatus</i>	RB			LC	57901.05	*	*			*	*	
		<i>Campephilus guatemalensis</i>	RB		PR	LC	23379.12	*	*	*		*		*
	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i>	RB			LC	39290.94	*	*	*	*	*	*	*
		Furnariidae	<i>Automolus rubiginosus</i>	RB		A	LC	0			*			
	<i>Sittasomus griseicapillus</i>		RB			LC	40293.45	*	*	*	*	*	*	*
	Tyrannidae	<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>	RB			LC	606.06		*					
		<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	RB			LC	45770.22	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Xiphorhynchus erythrogygius</i>	RB		A	LC	85485.69	*		*	*			
		<i>Lepidocolaptes affinis</i>	RB			LC	40406.4	*		*	*	*	*	*
		<i>Camptostoma imberbe</i>	RB	Si		LC	24428.25		*	*			*	
		<i>Myiopagis viridicata</i>	RB			LC	62602.92	*	*					*
		<i>Mionectes oleagineus</i>	RB			LC	14743.26				*			*
		<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	RB			LC	11218.05	*			*			
		<i>Contopus cooperi</i>	T	Si		NT	2018.52				*			*
		<i>Contopus pertinax</i>	RB	Si		LC	33699.51	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Contopus sordidulus</i>	SR-T	Si		LC	10459.62	*	*	*	*			*
		<i>Empidonax flaviventris</i>	WV	Si		LC	7128.99	*	*					
		<i>Empidonax minimus</i>	WV-T	Si		LC	29425.14	*	*	*	*	*		*
		<i>Empidonax hammondii</i>	WV-T	Si		LC	0	*						
		<i>Empidonax wrightii</i>	WV	Si	S	LC	0	*						
		<i>Empidonax oberholseri</i>	WV	Si	S	LC	0			*				
		<i>Empidonax occidentalis</i>	RB	Si	S	LC	11818.62	*			*	*	*	*
		<i>Sayornis nigricans</i>	RB			LC	22249.17	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Sayornis phoebe</i>	WV	Si		LC	35860.68	*	*	*		*	*	*
		<i>Sayornis saya</i>	RB- WV	Si		LC	644.31			*			*	
<i>Pyrocephalus rubinus</i>		RB- WV	Si		LC	17552.7	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Myiarchus tuberculifer</i>		RB	Si		LC	43880.49	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Myiarchus cinerascens</i>		SR- WV	Si		LC	10070.55		*	*		*		*	
<i>Myiarchus nuttingi</i>		RB			LC	5730.03	*			*				
<i>Myiarchus crinitus</i>		T	Si		LC	14350.95	*		*			*	*	
<i>Myiarchus tyrannulus</i>		RB-SR	Si		LC	0			*					
<i>Pitangus sulphuratus</i>		RB			LC	41881.41	*		*		*	*	*	
<i>Megarynchus pitangua</i>	RB			LC	35857.08	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Myiozetetes similis</i>	RB			LC	41673.87	*	*	*	*	*	*	*		

	<i>Myiodynastes maculatus</i>	SR		LC	9062.82	*	*	*		*	*
	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	SR	Si	LC	39811.05	*	*	*	*	*	*
	<i>Legatus leucophaeus</i>	SR		LC	15432.75	*			*		*
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	RB	Si	LC	10507.14	*	*		*	*	
	<i>Tyrannus couchii</i>	RB	Si	LC	45487.8	*	*	*			*
	<i>Tyrannus vociferans</i>	RB-SR	Si	S	LC	10589.76	*		*		
	<i>Tyrannus tyrannus</i>	T	Si	LC	0						*
	<i>Tityra semifasciata</i>	RB		LC	30703.5	*		*	*	*	*
	<i>Tityra inquisitor</i>	RB		LC	0	*					
	<i>Pachyramphus major</i>	RB		LC	33174.54	*		*	*	*	*
	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	RB		LC	26493.75	*	*	*		*	*
Laniidae	<i>Lanius ludovicianus</i>	RB- WV		LC	0	*					
Vireonidae	<i>Vireo griseus</i>	RB	Si	LC	48278.88	*		*	*	*	*
	<i>Vireo bellii</i>	T	Si	NT	4285.98	*	*				
	<i>Vireo flavifrons</i>	WV	Si	LC	0					*	
	<i>Vireo solitarius</i>	WV	Si	LC	36980.01	*		*		*	*
	<i>Vireo huttoni</i>	RB		LC	20265.75	*	*	*		*	*
	<i>Vireo gilvus</i>	WV-T	Si	LC	8124.12	*		*	*		*
	<i>Vireo leucophrys</i>	RB		LC	0						*
	<i>Vireo olivaceus</i>	T	Si	LC	14139.81	*	*	*			*
	<i>Vireo flavoviridis</i>	SR	Si	LC	23943.87	*	*	*			*
	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	RB		LC	22808.61	*	*	*	*	*	*
Corvidae	<i>Cyanolyca cucullata</i>	RB		A	LC	0			*		
	<i>Psilorhinus morio</i>	RB		LC	43876.98	*		*		*	*
	<i>Cyanocorax yncas</i>	RB		LC	49461.84	*		*	*	*	*
	<i>Cyanocitta stelleri</i>	RB		LC	0	*					
	<i>Aphelocoma ultramarina</i>	RB		E	LC	27182.61	*	*	*	*	*
	<i>Corvus imparatus</i>	RB		Q	LC	10237.77	*				*
	<i>Corvus corax</i>	RB		LC	14077.8			*		*	*
Hirudinidae	<i>Progne chalybea</i>	SR		LC	0			*			
	<i>Tachycineta albilinea</i>	RB		LC	0						*
	<i>Tachycineta thalassina</i>	SR	Si	LC	0			*			
	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	RB-T	Si	LC	28170.09	*		*	*		*
	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	SR-T	Si	LC	9024.66	*		*			*
Paridae	<i>Baeolophus wollweberi</i>	RB		LC	66093.39	*		*		*	
	<i>Baeolophus atricristatus</i>	RB		LC	32378.76	*		*		*	
Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i>	RB		LC	0	*					
Sittidae	<i>Sitta carolinensis</i>	RB		LC	0						*
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus gularis</i>	RB		E	LC	67794.75	*		*	*	*
	<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	RB		LC	23893.29	*				*	*
	<i>Salpinctes obsoletus</i>	RB		LC	282.96					*	*
	<i>Catherpes mexicanus</i>	RB		LC	13117.86			*		*	
	<i>Thryothorus maculipectus</i>	RB		LC	53730.72	*	*	*	*	*	*
	<i>Thryothorus ludovicianus</i>	RB		LC	31895.64	*			*		*

	<i>Thryomanes bewickii</i>	RB		LC	87307.74	*	*	*	*				
	<i>Troglodytes aedon</i>	WV	Si	LC	32349.24	*	*	*	*			*	*
	<i>Cistothorus platensis</i>	WV	Si	LC	0		*						
	<i>Henicorhina leucosticta</i>	RB		LC	55918.44		*		*				*
	<i>Henicorhina leucophrys</i>	RB		LC	10304.28		*	*	*				*
Poliophtilidae	<i>Poliophtila caerulea</i>	RB- WV	Si	LC	47675.79	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Poliophtila melanura</i>	RB		LC	5055.57	*	*						
Regulidae	<i>Regulus calendula</i>	WV	Si	LC	36242.1	*	*	*	*	*		*	*
Turdidae	<i>Sialia sialis</i>	RB	Si	LC	19071.9	*	*	*					*
	<i>Sialia mexicana</i>	RB	Si	LC	7499.97			*				*	
	<i>Myadestes occidentalis</i>	RB		PR LC	31727.07		*	*	*	*	*	*	*
	<i>Myadestes unicolor</i>	RB		A LC	529.29				*			*	
	<i>Catharus aurantiirostris</i>	RB		LC	78036.48		*	*	*			*	*
	<i>Catharus occidentalis</i>	RB		E LC	56618.82		*	*			*	*	
	<i>Catharus frantzii</i>	RB		A LC	10495.26		*		*				
	<i>Catharus mexicanus</i>	RB		PR LC	17625.87		*	*	*	*		*	
	<i>Catharus ustulatus</i>	WV-T	Si	LC	34769.7		*	*	*	*	*	*	*
	<i>Catharus guttatus</i>	WV	Si	LC	33357.33	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Hylocichla mustelina</i>	WV-T	Si	LC	2989.17				*			*	
	<i>Turdus infuscatus</i>	RB		A LC	8019		*		*				
	<i>Turdus grayi</i>	RB		LC	49621.05	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Turdus assimilis</i>	RB		LC	36093.06		*	*	*	*	*	*	*
	<i>Turdus migratorius</i>	RB- WV	Si	LC	0		*						
	<i>Ridgwayia pinicola</i>	RB		E PR LC	0					*			
Mimidae	<i>Dumetella carolinensis</i>	WV	Si	LC	32880.69		*	*	*	*	*	*	*
	<i>Mimus polyglottos</i>	RB		LC	20169.09	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Toxostoma longirostre</i>	RB		Q LC	24676.47		*	*	*	*		*	
	<i>Toxostoma curvirostre</i>	RB		LC	14130.18	*	*	*	*	*		*	
	<i>Melanotis caerulescens</i>	RB		E LC	36482.4		*	*	*		*	*	*
Motacillidae	<i>Anthus rubescens</i>	WV	Si	LC	2299.68	*	*						
	<i>Anthus spragueii</i>	WV	Si	VU	362.88				*				
Bombycillidae	<i>Bombycilla cedrorum</i>	WV	Si	LC	72784.26				*	*	*	*	*
Ptilonotidae	<i>Ptilonotus cinereus</i>	RB		Q LC	7462.35		*		*				
Parulidae	<i>Seiurus aurocapilla</i>	WV	Si	LC	12918.78		*	*			*		
	<i>Helmitheros vermivorum</i>	T	Si	LC	0								*
	<i>Parkesia motacilla</i>	WV		LC	28706.58		*	*	*			*	*
	<i>Parkesia noveboracensis</i>	WV-T		LC	308.79				*				
	<i>Vermivora chrysoptera</i>	T	Si	NT	0								*
	<i>Vermivora cyanoptera</i>	WV		LC	0								*
	<i>Mniotilta varia</i>	WV	Si	LC	23544.54		*		*	*	*	*	*
	<i>Oreothlypis superciliosa</i>	RB		LC	31260.24	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Oreothlypis celata</i>	WV		LC	25943.94	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	WV-T		LC	31134.06	*	*	*	*	*	*	*	*

	<i>Geothlypis poliocephala</i>	RB			LC	12899.79	*	*	*		*	*
	<i>Geothlypis tolmiei</i>	WV-T	Si		A LC	0	*					
	<i>Geothlypis philadelphia</i>	T	Si		LC	0		*				
	<i>Geothlypis flavovelata</i>	RB		E	P VU	0			*			
	<i>Geothlypis trichas</i>	RB	Si		LC	12572.55	*	*	*			*
	<i>Geothlypis nelsoni</i>	RB		E	LC	4035.69	*	*	*			*
	<i>Setophaga pitiayumi</i>	RB			LC	28632.42	*	*	*	*		*
	<i>Setophaga castanea</i>	T	Si		LC	0						*
	<i>Setophaga fusca</i>	T	Si		LC	0						*
	<i>Setophaga petechia</i>	WV-T	Si		LC	0		*				
	<i>Setophaga coronata</i>	WV	Si		LC	14671.35	*		*	*	*	*
	<i>Setophaga dominica</i>	WV	Si		LC	0	*					
	<i>Setophaga nigrescens</i>	WV	Si	S	LC	9143.64	*			*		
	<i>Setophaga townsendi</i>	WV-T	Si		LC	10859.94	*		*	*		*
	<i>Setophaga occidentalis</i>	WV-T	Si		LC	5484.6			*		*	
	<i>Setophaga virens</i>	WV	Si		LC	36125.1	*	*	*		*	*
	<i>Setophaga ruticilla</i>	T	Si		LC	0	*					
	<i>Basileuterus lachrymosus</i>	RB			LC	38022.66	*	*	*	*	*	*
	<i>Basileuterus rufifrons</i>	RB		Q	LC	46478.34	*	*	*	*	*	*
	<i>Basileuterus belli</i>	RB			LC	24681.96	*	*	*			*
	<i>Basileuterus culicivorus</i>	RB			LC	40560.93	*	*	*	*	*	*
	<i>Cardellina citrina</i>	WV-T	Si		LC	0					*	
	<i>Cardellina canadensis</i>	T	Si		LC	2108.16			*	*		
	<i>Cardellina pusilla</i>	WV	Si		LC	34942.32	*	*	*	*	*	*
	<i>Cardellina rubrifrons</i>	RB	Si		LC	0			*			
	<i>Myioborus pictus</i>	RB-SR	Si		LC	5293.62	*	*				
	<i>Myioborus miniatus</i>	RB			LC	0						*
	<i>Icteria virens</i>	WV-T	Si		LC	26191.98		*	*	*	*	*
Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	RB			LC	0						*
	<i>Thraupis abbas</i>	RB			LC	31229.19	*	*	*	*	*	*
	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	SR			LC	7374.15	*	*				
Incertae sedis	<i>Saltator coerulescens</i>	RB			LC	17127.36	*	*	*		*	
	<i>Saltator atriceps</i>	RB			LC	35017.38	*	*	*	*	*	*
Emberizidae	<i>Volatinia jacarina</i>	RB			LC	10970.82	*		*		*	*
	<i>Sporophila torqueola</i>	RB			LC	37177.11	*	*	*	*	*	*
	<i>Tiaris olivaceus</i>	RB			LC	29453.4	*	*	*		*	*
	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	RB		Q	LC	41433.57	*	*	*	*	*	*
	<i>Arremon brunneinucha</i>	RB			LC	69565.41	*	*	*		*	*
	<i>Atlapetes albinucha</i>	RB		E	LC	994.14			*			
	<i>Atlapetes pileatus</i>	RB		E	LC	15843.51	*	*	*			*
	<i>Pipilo maculatus</i>	RB	Si		LC	49909.68	*	*	*			*
	<i>Aimophila rufescens</i>	RB			LC	45420.03	*	*	*			*
	<i>Aimophila ruficeps</i>	RB	Si		LC	12618.9	*			*		
	<i>Melospiza fusca</i>	RB			LC	18183.33	*	*	*	*	*	*

	<i>Peucaea botterii</i>	RB		LC	2390.58	*				*			
	<i>Peucaea cassinii</i>	RB- WV		LC	0	*							
	<i>Spizella passerina</i>	RB- WV	Si	LC	20009.61	*	*	*	*	*	*	*	
	<i>Spizella pallida</i>	WV	Si	S	LC	9411.75	*	*	*	*			
	<i>Spizella breweri</i>	WV	Si	LC	0		*						
	<i>Pooecetes gramineus</i>	WV	Si	LC	19431.18	*		*				*	
	<i>Chondestes grammacus</i>	RB- WV	Si	LC	61263.45			*	*	*	*		
	<i>Amphispiza bilineata</i>	RB		LC	387.45		*					*	
	<i>Passerculus sandwichensis</i>	WV	Si	LC	0		*						
	<i>Ammodramus savannarum</i>	WV	Si	LC	9450.27	*	*	*				*	
	<i>Melospiza lincolni</i>	WV	Si	LC	26802.72	*	*		*			*	*
	<i>Zonotrichia leucophrys</i>	WV	Si	LC	305.46			*					
	<i>Junco phaeonotus</i>	RB		Q	LC	1963.98	*						*
	<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	RB		LC	25228.08				*			*	
Cardenalidae	<i>Piranga flava</i>	RB	Si	LC	36173.43	*	*	*	*			*	
	<i>Piranga rubra</i>	WV-T	Si	LC	46833.12		*	*	*	*		*	
	<i>Piranga ludoviciana</i>	WV-T	Si	LC	20196		*	*	*	*		*	
	<i>Piranga bidentata</i>	RB		LC	31196.07		*	*	*		*	*	
	<i>Piranga leucoptera</i>	RB		LC	34956.9		*	*	*		*	*	
	<i>Habia rubica</i>	RB		LC	9290.43		*	*	*		*	*	*
	<i>Habia fuscicauda</i>	RB		LC	33163.74		*	*	*	*	*	*	*
	<i>Rhodothraupis celaeno</i>	RB		E	LC	45311.76	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Cardinalis cardinalis</i>	RB		LC	34782.39	*	*		*		*	*	
	<i>Cardinalis sinuatus</i>	RB		LC	0						*	*	
	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	WV	Si	LC	9087.03		*		*		*	*	*
	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	RB	Si	S	LC	31463.37	*	*	*	*		*	*
	<i>Cyanocopsa parcellina</i>	RB		LC	32809.32		*	*	*	*	*	*	*
	<i>Passerina caerulea</i>	RB-SR	Si	LC	36883.62	*	*	*	*		*	*	*
	<i>Passerina cyanea</i>	WV	Si	LC	11189.16		*	*	*		*	*	*
	<i>Passerina versicolor</i>	RB-SR	Si	S	LC	31095.63	*		*	*	*	*	*
	<i>Passerina ciris</i>	WV-T	Si	PR	NT	18987.93			*	*		*	*
Icteridae	<i>Agelaius phoeniceus</i>	RB	Si	LC	0							*	*
	<i>Sturnella magna</i>	RB	Si	LC	46563.21							*	*
	<i>Dives dives</i>	RB		LC	39822.48	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Euphagus cyanocephalus</i>	WV	Si	LC	0							*	*
	<i>Quiscalus mexicanus</i>	RB		LC	22213.62		*	*	*		*	*	*
	<i>Molothrus aeneus</i>	RB	Si	LC	41186.25	*	*	*	*		*	*	*
	<i>Molothrus ater</i>	RB	Si	LC	0	*							
	<i>Icterus wagleri</i>	RB		LC	821.52	*			*				
	<i>Icterus spurius</i>	SR-T	Si	LC	4674.51		*	*					
	<i>Icterus cucullatus</i>	RB	Si	LC	33411.24	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Icterus gularis</i>	RB		LC	36116.37		*	*	*	*	*	*	*
	<i>Icterus graduacauda</i>	RB	Si	Q	LC	44547.39	*	*	*	*	*	*	*

Fringillidae	<i>Icterus galbula</i>	WV-T	Si		LC	19139.31	*		*	*		*	*
	<i>Icterus parisorum</i>	RB	Si	S	LC	12769.2	*						*
	<i>Amblycercus holosericeus</i>	RB			LC	11906.01	*	*		*	*		*
	<i>Psarocolius montezuma</i>	RB			PR	11509.02			*		*		
	<i>Euphonia affinis</i>	RB			LC	27931.41	*		*			*	*
	<i>Euphonia hirundinacea</i>	RB			LC	51317.46	*		*	*		*	*
	<i>Euphonia elegantissima</i>	RB			LC	66999.6	*		*	*			*
	<i>Carpodacus mexicanus</i>	RB			LC	524.34					*		
	<i>Spinus pinus</i>	WV			LC	8586.63	*						
	<i>Spinus notatus</i>	RB			LC	13211.37		*		*	*		*
	<i>Spinus psaltria</i>	RB- WV			LC	36213.48	*	*		*	*	*	*
	<i>Spinus tristis</i>	WV			LC	19300.05	*						*
	<i>Coccothraustes abeillei</i>	RB		Q	LC	49376.52	*		*	*			

Capítulo 4

Evaluación del impacto de los procesos de cambio en el uso de suelo sobre las áreas de distribución potencial de la avifauna: El caso de la Sierra Madre Oriental en San Luis Potosí.

Resumen

Se analizó el impacto que tienen los procesos de cambio en la cobertura y el uso de suelo en la región de la Sierra Madre Oriental sobre la distribución potencial de las aves. Se determinó que entre 1989 y 2005 se perdieron 36 200 ha de selvas, bosques y matorrales y se simuló un escenario de cambio futuro al 2025, usando un conjunto de variables socioeconómicas y biofísicas, para determinar los conductores principales de los cambios. Por otro lado, se modeló la distribución potencial de 149 especies consideradas sensibles a las modificaciones en el uso de suelo y las coberturas con el sistema de inteligencia artificial GARP. La información generada permitió evaluar de forma cuantitativa el impacto que los procesos tienen sobre las áreas de distribución potencial de las especies. Los resultados indican que de mantenerse las tendencias actuales, 63 500 ha se verán modificadas al 2025 y esto tendrá un efecto directo en la reducción de una superficie de las distribución histórica y potencial de las aves. Las áreas destinadas a la conservación juegan un papel importante en la protección de la cubierta vegetal ante las tendencias de cambio en la zona y consecuentemente son instrumentos eficientes, pero ahora insuficientes, para la conservación de la biodiversidad en la región.

Palabras clave: *impacto, cambio uso de suelo, distribución potencial, aves, conservación, Sierra Madre Oriental.*

Abstract

We analyzed the impact of processes of land use cover change on the ranges of potential distribution of birds in the region of the Sierra Madre Oriental. The changes for the period between 1989 and 2005 were evaluated and we determined that loss of 36 200 ha of forests, woods and scrublands. We develop a scenario of future change to 2025, using a set of socioeconomic and biophysical variables, and identified the main

drivers of change. In addition, we modeled the potential distribution of 149 species considered sensitive to changes in land use and cover change with an artificial intelligence system GARP. The information generated allowed us to evaluate quantitatively the impact of processes have on the potential ranges of species. The results indicate that 63 500 ha will be modified to 2025 and this will have a direct effect in reducing areas of historical and potential distribution of birds. The dedicated conservation areas play an important role in protecting vegetative cover to changing trends in the area and consequently are efficient tools for the conservation of biodiversity in the region.

Key words: impact, land use cover change, potential distribution, birds, conservation, Sierra Madre Oriental.

Introducción

El estudio de las causas de modificación en los ecosistemas y la pérdida de la biodiversidad es un tema de interés focal a nivel global, y ha sido establecido como una de las Metas de Desarrollo del Milenio en el Convenio y los Planes Estratégicos sobre la Diversidad Biológica (CBD 2012). Específicamente se busca profundizar en la comprensión de las causas directas y subyacentes que promueven el cambio, para reducir la tasa actual de pérdida de biodiversidad, haciendo énfasis en la evaluación de las tendencias actuales y futuras con respecto a la integridad de los ecosistemas y los servicios ambientales que proveen (Geist & Lambin 2002, Metzger *et al.* 2006, Turner II *et al.* 2007). Al mismo tiempo, se pretende garantizar que los beneficios obtenidos del uso y aprovechamiento de la biodiversidad se distribuyan de una manera justa y equitativa. Para lograr estos objetivos, es fundamental el desarrollo de estudios detallados sobre el estado que guarda la biodiversidad, así como la identificación de áreas vulnerables que puedan significar un riesgo u oportunidad para su conservación (Brooks *et al.* 2002, Ortega-Huerta & Peterson 2004, Illoldi *et al.* 2008, Loiselle *et al.* 2010). Dada la complejidad de la problemática y la cantidad de variables que influyen en los procesos de transformación de los ecosistemas, es crucial profundizar en el conocimiento y análisis de los fenómenos involucrados en las distintas regiones enmarcadas por límites naturales y geopolíticos (Sahagún-Sánchez 2003).

Los efectos que tienen el cambio en el uso de suelo y la deforestación sobre la

biodiversidad, particularmente para grupos de vertebrados terrestres, han sido documentados ampliamente (Brooks *et al.* 2002, Rodríguez-Estrella 2007, Sánchez-Cordero *et al.* 2009). Estos procesos incrementan la vulnerabilidad y disminuyen la capacidad de adaptación de las especies, por lo que la evaluación del impacto a mediano y largo plazo es inaplazable. Dada la urgencia de iniciar acciones, se requiere localizar los ecosistemas y las especies que se encuentran más amenazadas o que son más sensibles y por lo tanto, sean más vulnerables (Stotz 1996).

En México se registra un ritmo acelerado de transformación y cambio en el uso de suelo debido, entre otros factores, al crecimiento demográfico y la demanda de espacios para desarrollos urbanísticos, la extensión de las fronteras agrícola y ganadera, así como la apertura de nuevas vías de comunicación e infraestructura hidráulica (Velázquez *et al.* 2004, Mas *et al.* 2004, Reyes *et al.* 2009). También está involucrada la falta de aplicación rigurosa de las distintas normas que regulan el uso de los recursos y el territorio (p. ej. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente-LEEGEPA, Ley General de Vida Silvestre-LGVS, etc. - SEMARNAT 2012). Lo anterior ha generado un estado de vulnerabilidad para muchos de los hábitats prioritarios y para la conservación de las especies que conforman la biodiversidad distribuida en el territorio nacional.

México es reconocido como un país megadiverso. Dentro de esta diversidad, la avifauna mexicana representa alrededor del 10 % de las especies descritas a nivel global con 1 107 especies (Navarro & Gordillo 2006). El estado de San Luis Potosí destaca por contener cerca de 540 especies de aves (García *et al.* en prensa). En esta entidad se cuenta con una gran variedad de ecosistemas lo que, sin duda, ha favorecido la presencia del elevado número de aves indicado. Particularmente en la región de la Sierra Madre Oriental hay remanentes de bosques templados y selvas tropicales con extensiones considerables y un grado de conectividad alto, que proveen de recursos y además funcionan como corredores que facilitan el intercambio y movimiento entre poblaciones (Sahagún-Sánchez *et al.* 2011, Castro-Navarro 2011). Sin embargo, los procesos de modificación en los ecosistemas y la pérdida de hábitat, así como la sobreexplotación de algunas especies y el comercio ilegal, han generado condiciones adversas para la conservación de la biodiversidad, motivando la realización de estudios y planes de conservación de acuerdo con la situación regional particular.

Las aves son consideradas eficientes bioindicadores de los cambios en los ecosistemas (Stotz 1996, Palacio-Nuñez *et al.* 2007, Berlanga *et al.* 2010) y recientemente su importancia ha sido revaluada por la variedad de servicios ambientales que prestan a los ecosistemas (Whelan *et al.* 2008). Sin embargo, la disminución en el tamaño de las poblaciones y sus áreas de distribución continúan de manera acelerada (Loiselle *et al.* 2010) relacionado con los cambios en el uso de suelo y la deforestación. Estudios recientes indican que en la región de la Sierra Madre Oriental, los procesos de cambio y modificación de coberturas ha propiciado la pérdida de más de 36 000ha de superficie cubierta por bosques y selvas (Sahagún-Sánchez *et al.* 2011) y debido a que la avifauna es afectada por la alteración antropogénica de los ecosistemas (Palacio-Nuñez *et al.* 2007), estudiar los patrones de distribución geográfica de comunidades de aves y su relación con los cambios en la cobertura de vegetación y uso de suelo es prioritario. Lo anterior puede ayudar a identificar estrategias y medidas de adaptación enfocadas a su conservación exitosa (Gillespie & Walter 2001).

Para lograr estimar el efecto de los modificaciones en el uso de suelo sobre la biodiversidad, se requiere analizar los factores directos y subyacentes que promueven estos procesos y que constituyen las principales amenazas a corto y mediano plazo (Lambin *et al.* 2003, Sánchez-Cordero *et al.* 2009). La cantidad de hábitat perdido es en general una medida eficaz de predicción, sobre el número de especies que pueden estar o verse amenazadas en el futuro (Loiselle *et al.* 2010). En diversos estudios, la determinación del grado de vulnerabilidad de las especies se ha relacionado con su área de distribución, su especificidad de hábitat y el tamaño de las poblaciones (Kattan 1992, Acreche *et al.* 1998). Para las especies con rangos de distribución geográfica restringidos, como es el caso de muchas especies endémicas y algunas en categoría de riesgo, la pérdida de hábitat es el factor más importante para la declinación de las poblaciones y la vulnerabilidad frente a la extinción. (Davies *et al.* 2009).

Basados en esta problemática, se desarrolló el presente estudio para estimar de forma cuantitativa el impacto que los procesos de cambio en el uso de suelo tienen sobre las áreas de distribución potencial de las aves, usadas como indicadores sustitutos de biodiversidad, y proporcionar datos puntuales sobre las regiones más vulnerables. Se utilizó la información derivada de un modelo espacialmente explícito para predecir las áreas

susceptibles de cambios futuros en la cobertura o uso de suelo y se combinó con la modelización de escenarios de distribución potencial para estimar los posibles impactos derivados del cambio. Por último, se analizó el papel de las áreas naturales protegidas existentes en la región y se discute su relevancia para la conservación de las aves. El trabajo se desarrolló con información generada en la región fisiográfica de la Sierra Madre Oriental en el estado de San Luis Potosí en México y tiene como fin último, generar un protocolo de evaluación que apoye los esfuerzos de planeación sistemática para la conservación en de la biodiversidad en la región.

Modelos espacialmente explícitos como herramientas para priorización de sitios.

El creciente acceso a bases de datos manipuladas a través de sistemas de información geográfica, han traído consigo el desarrollo de programas que permiten la representación y simulación de procesos dinámicos que son relevantes para explicar los patrones observados en distintas escalas temporales y espaciales (Zavala *et al.* 2006). A través de estos modelos denominados espacialmente explícitos, es posible generar proyecciones a futuro sobre los fenómenos relacionados con los cambios en la cobertura y uso de suelo, la vulnerabilidad, la resiliencia y la potencialidad de los ecosistemas y sus recursos (Turner II *et al.* 2007).

Estos programas son herramientas heurísticas útiles para evaluar los resultados obtenidos a partir de la información ambiental y socioeconómica de una región dada (Soares-Filho *et al.* 2002). Existen diversas alternativas de modelación de escenarios dependiendo del objeto de estudio y el tipo de análisis que desea realizarse (p. ej. basados en regresiones lineales, autómatas celulares, algoritmos econométricos y redes neuronales, entre otros) (Lambin 1997, Pijanowski *et al.* 2002, Mas *et al.* 2002). La mayoría de estos programas permiten analizar las tendencias y trayectorias de las coberturas actuales o pasadas y simular escenarios de cambio en el futuro.

De la misma forma, existe una creciente utilización de aplicaciones diseñadas para modelar y proyectar las áreas de distribución potencial de los nichos ecológicos de las especies, de entre las cuales GARP y MaxEnt son los algoritmos más utilizados. (Peterson 2001, Anderson 2002, 2003, Ortega-Huerta & Peterson 2008, Illoldi *et al.* 2008). El análisis de los requerimientos de hábitat de las especies es en general un buen punto de partida para

relacionar los cambios en el uso de suelo con la biodiversidad. No obstante, se debe considerar que al modelar la distribución potencial de las especies, los escenarios generados constituyen sólo hipótesis de la distribución potencial de las especies (Turner *et al.* 2001, Ríos-Muñoz & Navarro 2008).

En la actualidad, los modelos espaciales son herramientas indispensables para manejar y analizar, de forma integral, la información sobre la dinámica de los subsistemas humano y biofísico, y al mismo tiempo satisfacer la necesidad de obtener resultados geográficamente explícitos (Turner II *et al.* 2007)

Área de estudio

El área de estudio en la Sierra Madre Oriental (SMO) se ubica en la región centro sureste del estado de San Luis Potosí entre las coordenadas 22° 40' N y 99 40' W hasta 21° 08' N y 98 50' W con una superficie de 7702 km² (Fig. 1). Dada su ubicación geográfica, su orografía y la presencia de casi todos los tipos climáticos descritos para el país, la región presenta un mosaico de ambientes con las más diversas condiciones (Luna *et al.* 2004). La SMO es, fundamentalmente, un conjunto de sierras menores de estratos sedimentarios plegados. Estos estratos son de antiguas rocas sedimentarias marinas antiguas (del Cretácico y del Jurásico Superior), entre las que predominan las calizas, las areniscas y las lutitas. Las altitudes en la región presentan un gradiente que va de los 100 msnm, particularmente en la vertiente ascendente del Golfo, hasta los 3 000 msnm en muchas de sus cumbres más elevadas. Dado el predominio de rocas calizas en la provincia, se ha generado un paisaje con manifestaciones Kársticas, esto es, de geoformas resultantes de la disolución de la roca por el agua, particularmente en la porción media y el sur de la misma. La infiltración intensa de agua al subsuelo ha formado extensos sistemas cavernarios e infinidad de manantiales, especialmente al pie de la sierra.

La combinación de todas las características anteriores ha dado como resultado la presencia de distintas coberturas vegetales, distribuidas en un gradiente desde las regiones secas con matorrales xerófilos y escasas precipitaciones, pasando por las zonas cálidas-húmedas con alta precipitación y cubiertas por selvas tropicales, hasta los bosques mesófilos de montaña y las zonas templadas con cobertura de bosques de coníferas y encinos. (INEGI 2003).

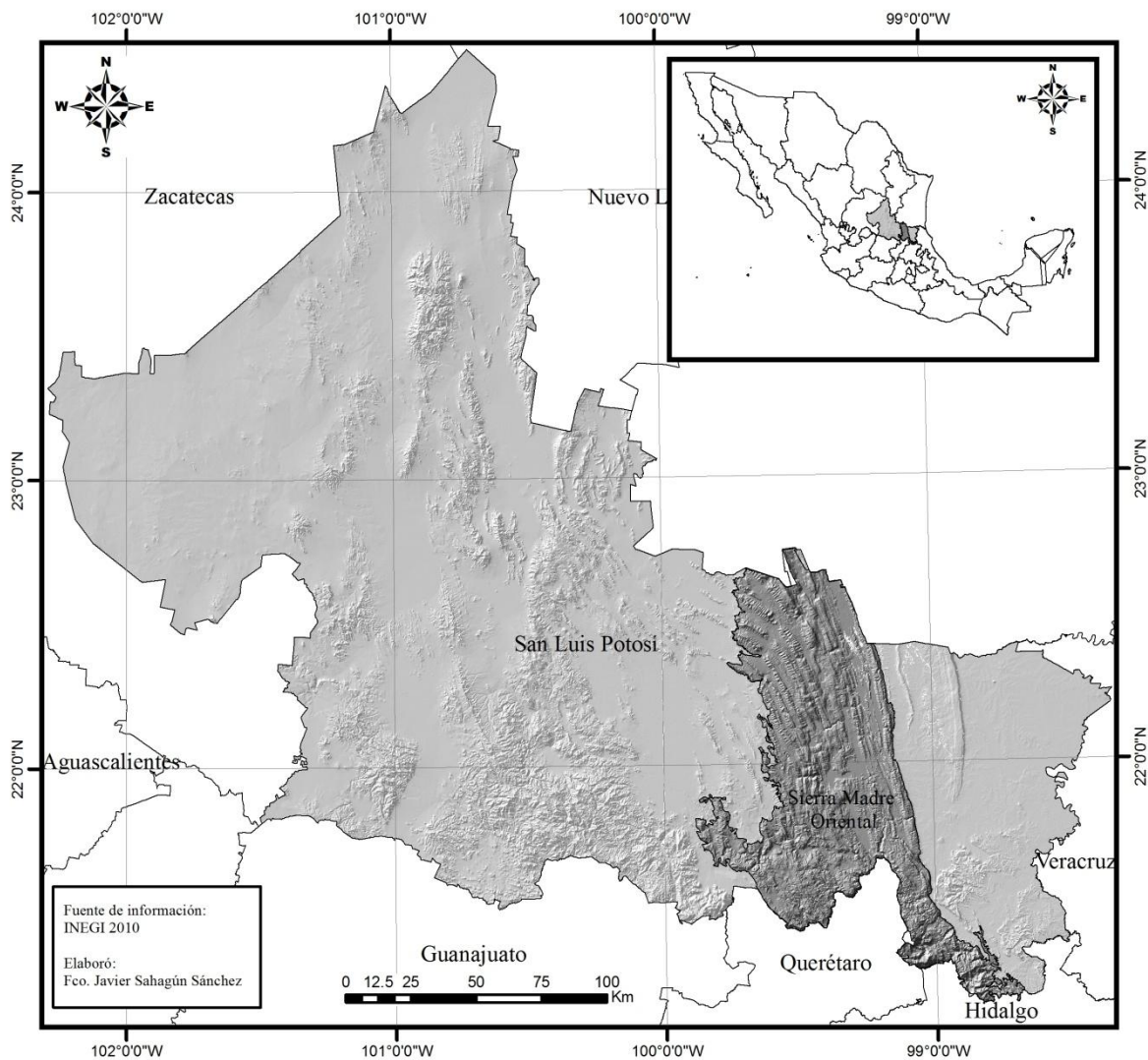


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Áreas dedicadas a la conservación

El estado de San Luis Potosí cuenta con 20 áreas naturales protegidas (ANP) de carácter estatal y federal. En total suman una área de 495 388 ha bajo alguna categoría de protección, lo que corresponde al 8.1 % la superficie del estado. No obstante que se cuenta con un porcentaje de superficie significativo como ANP, dista aún del 17 % que se propone como adecuado para lograr los objetivos de la conservación de la biodiversidad (Illoldi *et al.* 2008, CBD 2011). De las ANP existentes, seis se ubican en la región de la SMO y se

incluyen, al norte en el municipio de El Naranjo, la Sierra de En medio y la Sierra del Este; y en el extremo sur, en el municipio de Aquismón, El Sótano de las Golondrinas y La Hoya de las Huahuas; en el municipio de Huehuetlán, Las Cuevas del Viento y la Fertilidad y entre los municipios de Aquismón y Xilitla, la Reserva Forestal Nacional de la Porción Boscosa. La superficie total de estas áreas de conservación representa el 3 % de la región de estudio y apenas el 0.4 % de las ANP para el estado.

Métodos

Generación de escenarios de cambios futuros y delimitación de áreas susceptibles al cambio en el uso de suelo

Se interpretaron tres imágenes de satélite Landsat TM (Thematic mapper) de enero 1989, abril del 2000 y febrero del 2005 con una resolución de 30 m, mismas que se clasificaron a través de la delimitación de campos de entrenamiento y la posterior clasificación supervisada utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud (Lillesand *et al.*, 2004), a partir de lo cual se generaron tres mapas (1989, 2000 y 2005) como línea base de la cobertura vegetal. El sistema de coordenadas utilizado fue WGS 1984 en proyección UTM (Zona 14 N) con elipsoide Clark 1866 (Sahagún-Sánchez *et al.* 2011). Con esta información se estimaron los cambios en las coberturas en el período de 1989 al 2005 y fue posible realizar la simulación de los cambios en el futuro. La ubicación de los sitios con cambio en el uso de suelo y los escenarios de cambio a futuro en las coberturas, fueron modelados con el programa y DINAMICA EGO (Soares-Filho *et al.* 2002) con base en una simulación de autómatas celulares y la asignación de pesos de evidencia para un conjunto de variables socioeconómicas de influencia relevante, que fueron consideradas.

Las variables espaciales con las que se desarrolló el modelo de simulación incluyeron las capas de cobertura vegetal generadas para las tres fechas mencionadas, la altitud, pendiente, el tipo de suelo y la hidrología superficial. La información de tipo socioeconómico usada fue la distancia a carreteras principales y secundarias, la distancia a poblaciones, la densidad poblacional, la tenencia de la tierra y el índice de marginación de la población. Con esta información se proyectó un mapa de susceptibilidad al cambio de uso de suelo al 2025 (Fig. 3) y se ubicaron geográficamente de los sitios más vulnerables a

los factores de cambio para la región, con base en las tendencias observadas. El método permite evaluar el efecto de cada una de las variables exógenas y las respuestas del modelo a su inclusión o al cambio en su peso de evidencia (Sahagún-Sánchez *et al.* 2011). Más detalles sobre la obtención y generación de capas de información para el análisis se encuentran en Sahagún-Sánchez y colaboradores (2011).

Las coberturas vegetales actuales fueron clasificadas con base en tres categorías que incluyen los bosques de coníferas y encinos como *Bosques*, las selvas bajas caducifolias y selvas medianas subperennifolias como *Selvas* y los matorrales submontanos como *Matorrales*. Para facilitar el análisis, se disgregó la información de cambio y se generaron capas por tipo de cobertura para estimar la superficie susceptible de ser modificada y la ubicación espacial en el polígono del área de estudio. El cálculo de las superficies de cambio entre las coberturas en los escenarios futuros proyectados, se realizó con el módulo “*Land Change Modeler for Ecological Sustainability*” del SIG Idrisi Selva. Esta es una aplicación vertical desarrollada por Clark labs, para la evaluación de los problemas originados por los cambios en el uso de suelo y otras temas vinculados con la conservación de la biodiversidad (Eastman 2012). Con este módulo se automatiza el proceso de álgebra de mapas y se optimiza la obtención de una evaluación cuantitativa y la representación espacial de la dinámica de los cambios, en términos de las pérdidas o ganancias en el tiempo, y entre las coberturas y usos de suelo. Esta herramienta permitió generar los mapas de cambios en los períodos de 1989 al 2005 y del 2005 al 2025 y las tablas correspondientes.

Modelos de distribución potencial de las especies

Se modeló la distribución potencial de 149 especies de aves, como sustitutos de biodiversidad con base en el conocimiento de expertos y con información de diversas publicaciones (Petit & Petit 2003). De estas especies, 132 se catalogan con un grado de sensibilidad medio y alto a las modificaciones y cambios en el uso de suelo de acuerdo con la escala propuesta por Stotz *et al.* (1996). Las restantes 17 se consideran de sensibilidad baja, pero importantes por ser endémicas o estar en alguna categoría de riesgo. Esta categorización representa una medida cualitativa acerca de la vulnerabilidad de las especies a las modificaciones de origen antrópico (Petit & Petit 2003). En este universo se incluyen

36 especies endémicas, basados en los criterios de González-García & Gómez de Silva (2003); 33 especies en categoría de riesgo consideradas en la Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-059-2010 (DOF, 2010); y cinco especies incluidas en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2011). Adicionalmente, se incluyó la información acerca de la estacionalidad de las especies bajo las siguientes categorías: Residentes permanentes (RB), Residentes de verano (SR), Migratorias residentes de invierno (WV) y Transitorias (T) (Howell & Webb 1995).

Los registros utilizados para la modelación fueron obtenidos de la base de datos del Atlas de las Aves de México (Navarro *et al.* 2003) que incluye datos de distribución histórica alojados en 29 colecciones y museos en distintas instituciones, además de los derivados de una extensa revisión bibliográfica extensa y trabajo de campo (Sahagún-Sánchez *et al.* en revisión). Se utilizó el algoritmo GARP (Algoritmos Genéticos para Generación de Reglas de Predicción, Scachetti-Pereira, 2001), considerando las características de los datos y el área de estudio, así como los resultados obtenidos en otros estudios desarrollados en regiones donde se presenta vegetación tropical (Elith *et al.* 2006, Illoldi *et al.* 2008). Todas las especies modeladas contaron con al menos cinco registros de distribución histórica, independientes entre sí, de forma que los modelos tuvieran validez estadística. El programa desarrolla un proceso iterativo de selección, evaluación y prueba de un conjunto de reglas de decisión que son aceptadas o rechazadas para generar una representación de los sitios que cumplen los requerimientos de las especies modeladas (Anderson *et al.* 2002, Ortega-Huerta & Peterson 2004)

Las variables ambientales utilizadas incluyeron un conjunto de 19 variables bioclimáticas (Hijmans *et al.* 2005), así como las capas con información de pendiente, topofomas y cobertura de vegetación y uso de suelo (Reyes *et al.* 2009). Se generaron 100 modelos para cada especie y se utilizó el 25 % de los registros como datos para prueba interna y el 75% restante como datos de entrenamiento para la generación de reglas de decisión. Para seleccionar los 10 mejores modelos (*best subset*) se acotó que no presentaran errores de omisión (0 %) y se encontraran distribuidos en la mediana (50 %) de los errores de comisión (Illordi *et al.* 2008, Kumara *et al.* 2009). El modelo final fue proyectado en el espacio geográfico generando un mapa de distribución de los sitios con características ambientales ideales para la distribución de las especies (Anderson *et al.* 2002). Por último,

se realizó una suma de los mapas generados como mejores modelos considerando un mínimo de coincidencia del 75 % de los píxeles con distribución predicha para obtener un mapa de consenso para cada una de las especies y por último un mapa acumulado de la suma de todas las especies (Anderson *et al.* 2003, Ortega-Huerta & Peterson 2004, Solano & Feria 2007, Ríos-Muñoz & Navarro-Sigüenza 2009).

Evaluación de impacto por cambio en el uso de suelo sobre los patrones de distribución

Para evaluar el impacto potencial de los cambios en el uso de suelo futuro sobre la diversidad de aves, se combinaron los escenarios de cambio al 2025 y los modelos de consenso de la distribución potencial de las aves, a través de un proceso de sobreposición y tabulación cruzada en el SIG ArcMap 9.3. El procedimiento para lograr una estimación comparativa fue el siguiente:

- 1.- Determinación de áreas de distribución potencial y concentración de especies sensibles, endémicas y en categoría de riesgo.
- 2.- Evaluación del impacto en áreas de distribución potencial por cambio en los usos de suelo en el futuro.
- 3.- Identificación de zonas con alta vulnerabilidad para la avifauna por efectos de cambio potencial en las coberturas.
- 4.- Valoración de la relevancia de las ANP en el contexto del cambio real y potencial.

Se consideraron las trayectorias de cambio en los tres grupos principales de asociaciones vegetales, definidas previamente, conformadas por Bosques, Selvas y Matorrales, asumiendo que los hábitats que se transformaron en coberturas relacionadas con actividades antrópicas no son susceptibles en general de uso por especies selectivas o de distribución restringida, por lo que se excluyó del análisis de impacto (Illordi *et al.* 2008). La cuantificación de las áreas de cambio en las coberturas vegetales permitió medir la reducción total y en porcentaje de las superficies en la distribución potencial de las especies, además de que, por ser un modelo espacialmente explícito, fue posible ubicar en el espacio geográfico las áreas que presentan mayor vulnerabilidad por pérdida y modificación en las coberturas vegetales (Menon *et al.* 2001).

Por último, se estimó la superficie que potencialmente podría modificarse, pero que por encontrarse en algún área natural protegida, tiene una mayor posibilidad de no sufrir cambios y favorecer, por tanto, la persistencia de áreas de distribución potencial de las especies analizadas y de otros componentes y servicios ambientales de la biodiversidad en la zona. Todas las estimaciones se hicieron mediante álgebra de mapas y operaciones de sobreposición espacial en los SIG Idrisi Selva (Eastman 2011) y ArcMap 9.3 (ESRI 2008)

Resultados

Áreas con probabilidad de cambio y escenarios al 2025.

Los procesos de cambio en el uso de suelo han significado la pérdida de más de 36 200 ha de superficie de selvas, bosques y matorrales, en el período comprendido entre 1989 y 2005 (Fig. 2). En general existe una tendencia a la transformación de las coberturas naturales a usos de suelo relacionados con actividades antrópicas, como la agricultura (de temporal y riego) y los pastizales inducidos, y en algunos casos, se presentan procesos de sucesión en áreas que han sido abandonadas. Los resultados de la modelación con DINAMICA indican que las causas antrópicas principales de los procesos de transformación de la cubierta vegetal en la región se relacionan, en primer término con la densidad poblacional, la distancia a carreteras principales y el grado de marginación de la población. Otros factores relevantes son la distancia a poblaciones, la pendiente y la tenencia de la tierra (Sahagún-Sánchez *et al.* 2011).

La superficie con susceptibilidad al cambio en el escenario al 2025 representa una transformación global de 63 502 ha. Esto ocurrirá a costa de reducciones considerables en las superficies de selvas (36 662 ha), bosques (17 607 ha) y matorrales (9 233 ha) (Fig. 3), con algunas consecuencias previsibles para la integridad de los ecosistemas en la región. De forma similar a las tendencias para el periodo de 1989 – 2005, en el 2025 las superficies tienden a ser remplazadas por usos de suelo relacionados con actividades agropecuarias (Cuadro 1), que se practican de forma extensiva en muchas zonas del área de estudio.

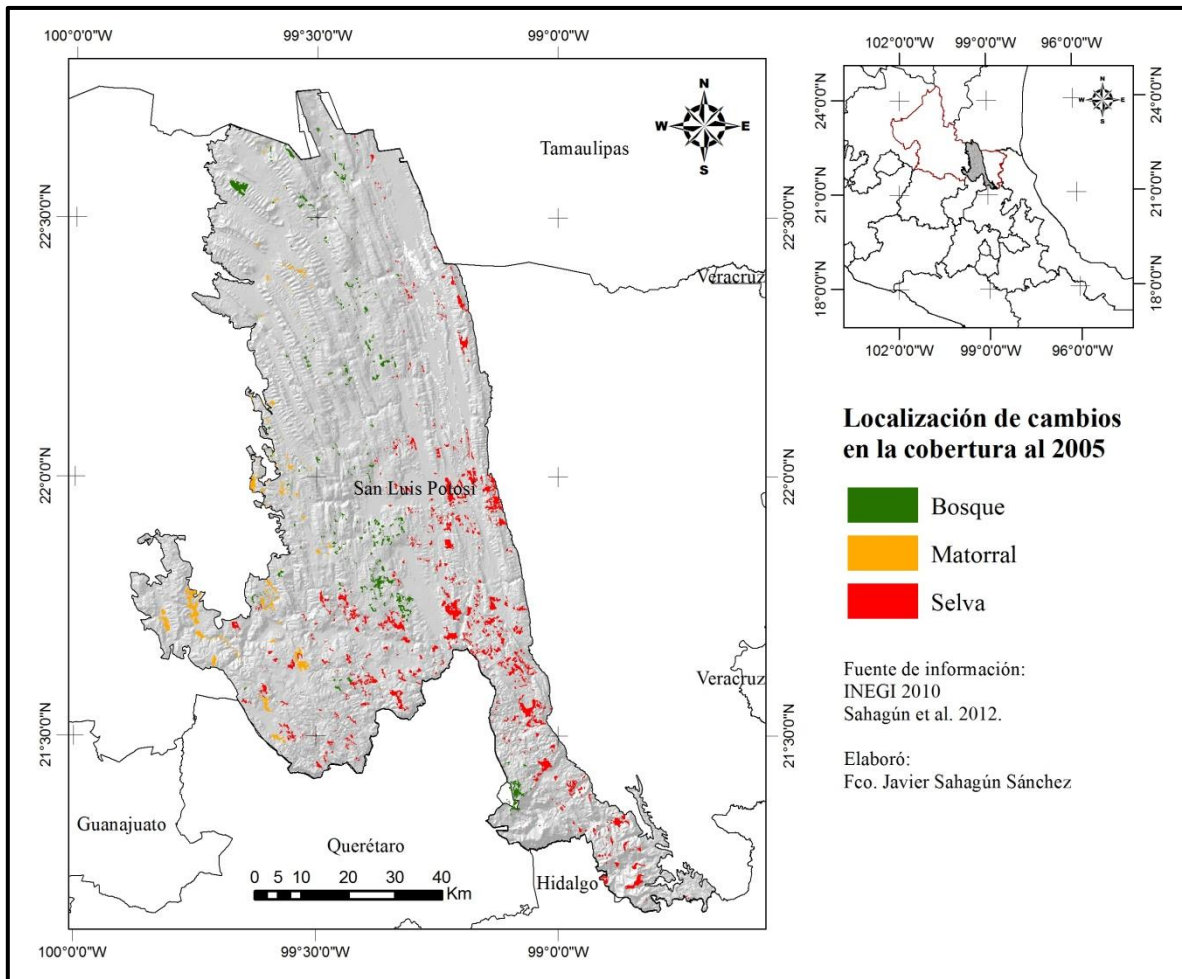


Figura 2. Ubicación espacial de cambios en las coberturas vegetales en el período comprendido entre 1989 y 2005.

Cuadro 1. Superficie de coberturas naturales transformadas en usos de suelo agropecuarios en el período 1989 – 2005, comparadas con el escenario de cambio al 2025.

Cobertura actual	Agricultura de temporal		Pastizal	
	1989-2005	2005-2025	1989-2005	2005-2025
Selva	15614.10	23874.84	5524.38	11515.30
Bosque	3976.02	7487.55	2205.00	7012.17
Matorral	3724.47	6573.06	1072.44	2141.55

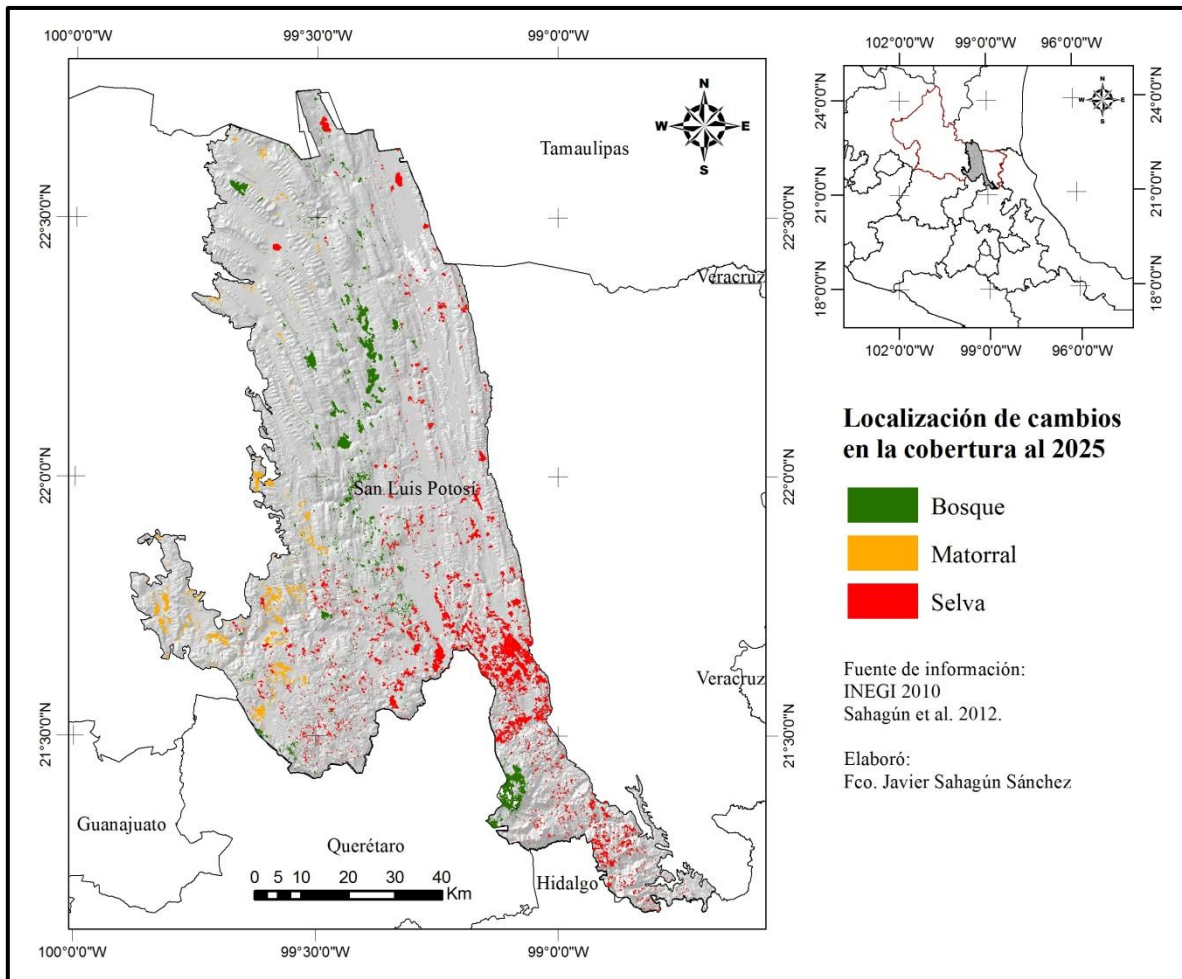


Figura 3. Ubicación espacial de cambios esperados en las coberturas vegetales en el periodo comprendido entre 2005 y 2025.

La expansión de la agricultura de temporal será de 38 512 ha y la remoción de vegetación original para el uso de tierras como pastizales tendrá un incremento de 21 387 ha. Estas trayectorias de cambio son las dos principales amenazas directas en el proceso de transformación en la zona a mediano plazo. Se estima que las tierras usadas en la agricultura de riego con 1 202 ha de crecimiento proyectado y las zonas urbanas con 465 ha de expansión, provocarán impactos adicionales, en el último caso por la demanda de apertura de nuevas tierras para fraccionamientos y vías de acceso y comunicación.

Escenarios de distribución potencial de las aves

Se obtuvieron modelos de distribución potencial para siete especies con una sensibilidad alta a las modificaciones por cambio en el uso de suelo y la pérdida de los hábitats (Stotz *et al.* 1996), 125 spp. con una sensibilidad media y 17 con baja sensibilidad (Fig. 4). De las 149 spp. modeladas, siete están en peligro de extinción, nueve amenazadas y 17 sujetas a protección especial según la NOM-ECOL-059-2010 (DOF 2010). Para la IUCN (2010) dos son las que se encuentran en peligro de extinción y tres tienen un estatus de vulnerables, cinco se encuentran en bajo peligro y las demás se catalogan en mínima preocupación. Con respecto al endemismo, 10 especies son exclusivas para México, dos son endémicas a la Sierra Madre Oriental, 17 se consideran cuasiendémicas y 13 semiendémicas. Las especies *Dendrortyx barbatus* y *Glaucidium sanchezi* son importantes porque además de ser endémicas exclusivas a la región, están catalogadas en peligro de extinción. Asimismo, las especies del orden psitaciformes, como *Amazona oratrix*, cuasiendémica en peligro de extinción; *Amazona viridigenalis* semiendémica en peligro de extinción y *Aratinga holochlora*, endémica y amenazada, son de particular interés por su inclusión en ambos estatus. Por su categoría estacional, 77 % de las especies modeladas son residentes permanentes, 16 % son migratorias de invierno, de las restantes, cuatro son residentes de verano y seis son transitorias.

El mapa de consenso obtenido a partir de los modelos de distribución potencial, indica una concentración clara de los sitios con condiciones ambientales propicias para el mayor número de especies en la región central del área, en las inmediaciones del municipio de Tamasopo y hacia el sur en el municipio de Santa Catarina, ambos casos son sitios donde predominan formaciones montañosas (Fig. 4). De forma decreciente, los municipios de Aquismón, Cd del Maíz y El Naranjo muestran áreas que pueden considerarse relevantes por la cantidad de áreas potenciales presentes (Cuadro 2).

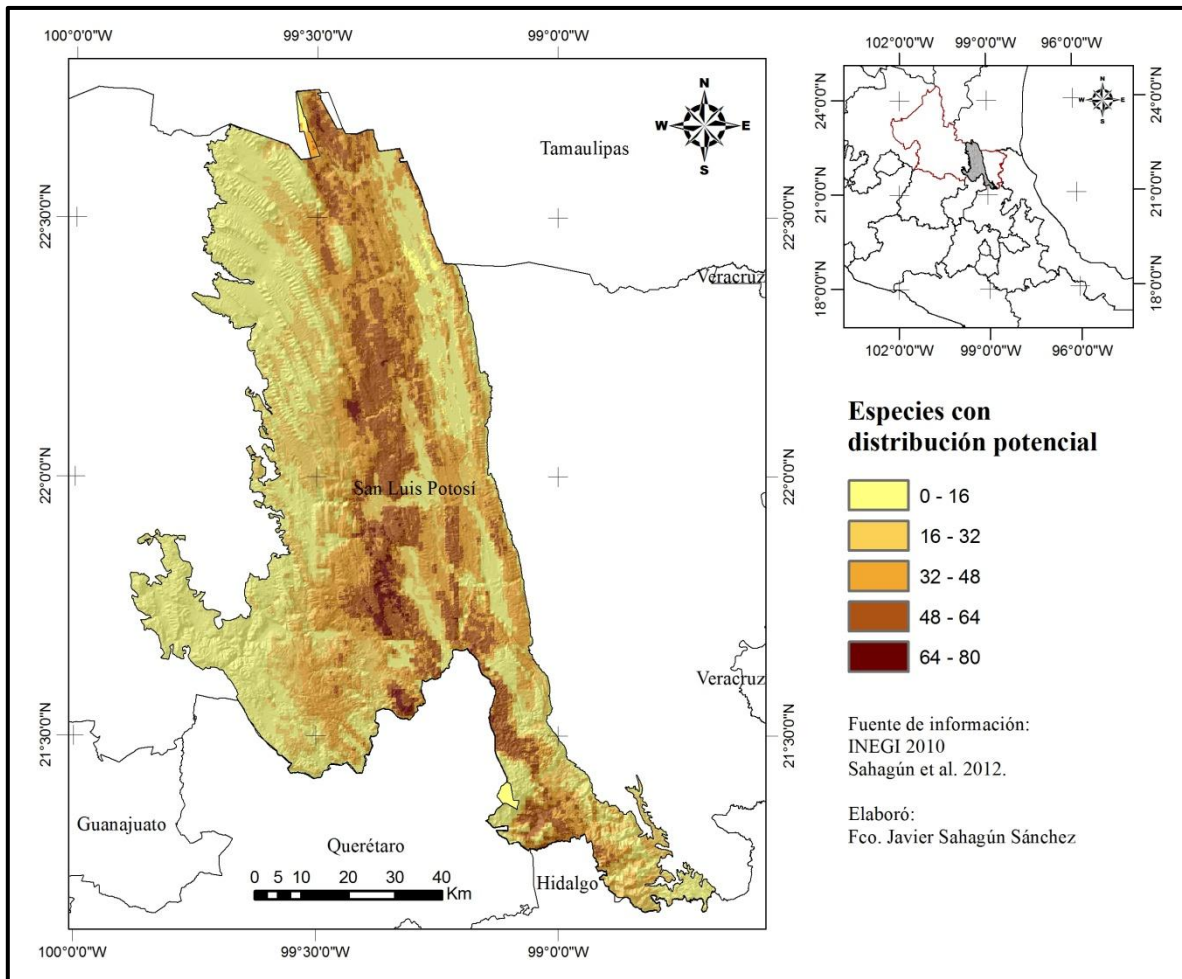


Figura 4. Mapa de consenso de la distribución potencial de las especies sensibles modeladas en la SMO.

Impacto sobre áreas de distribución potencial

La cuantificación del efecto de los escenarios de cambio futuro modelados sobre la distribución de las especies al 2025 refleja que las áreas más afectadas son aquellas donde se distribuyen potencialmente entre 48 y 64 especies de aves con una pérdida potencial del 11.59 % de la superficie. Estos sitios coinciden con las regiones donde se concentran también la mayor cantidad de especies endémicas y en categoría de riesgo. En los otros segmentos, el porcentaje de cambio en proporción va del 5 al 9 %, lo que significa pérdidas de más de 10 000 ha en la mayoría de los casos.

Cuadro 2. Porcentajes de concentración de áreas de distribución potencial por municipio en la región, con respecto de la superficie total.

Número de especies	Superficie de distribuciones potenciales ha.	Aquismón	Cd. Del Maíz	El Naranjo	Tamasopo	Sta. Catarina
0 - 16	313697.43	6.20 %	27.77 %	6.54 %	4.31 %	5.39 %
16 - 32	158056.29	7.49 %	14.63 %	5.71 %	14.99 %	12.52 %
32 - 48	195628.05	11.37 %	10.56 %	19.24 %	24.24 %	9.72 %
48 - 64	96192.90	11.66 %	10.55 %	14.43 %	44.46 %	6.95 %
64 - 80	6659.46	1.81 %	1.74 %	4.82 %	69.72 %	20.66 %

Las selvas son las que tendrán un impacto potencial mayor al cambio de uso de suelo (36 662 ha), en consecuencia su pérdida representa la modificación en los patrones de distribución actual de muchas especies y en muchos de los casos la desaparición de las poblaciones en el ámbito local en los municipios más afectados. Por otro lado, las tendencias de modificación de los bosques en la región no solo tienen consecuencias para la distribución de los ensambles de especies (Fig. 5) sino también en la conectividad de lo que constituye un corredor biológico natural.

Algunas de las especies endémicas y en categoría de riesgo, que histórica y potencialmente se distribuyen en las selvas de la región, sufrirían una afectación considerable por efecto del cambio futuro estimado (Cuadro 3). El caso de *Aratinga holochlora* con una pérdida de superficie de distribución hipotética de 87 %, resulta significativo pues se relaciona directamente con la pérdida de las selvas en la zona.

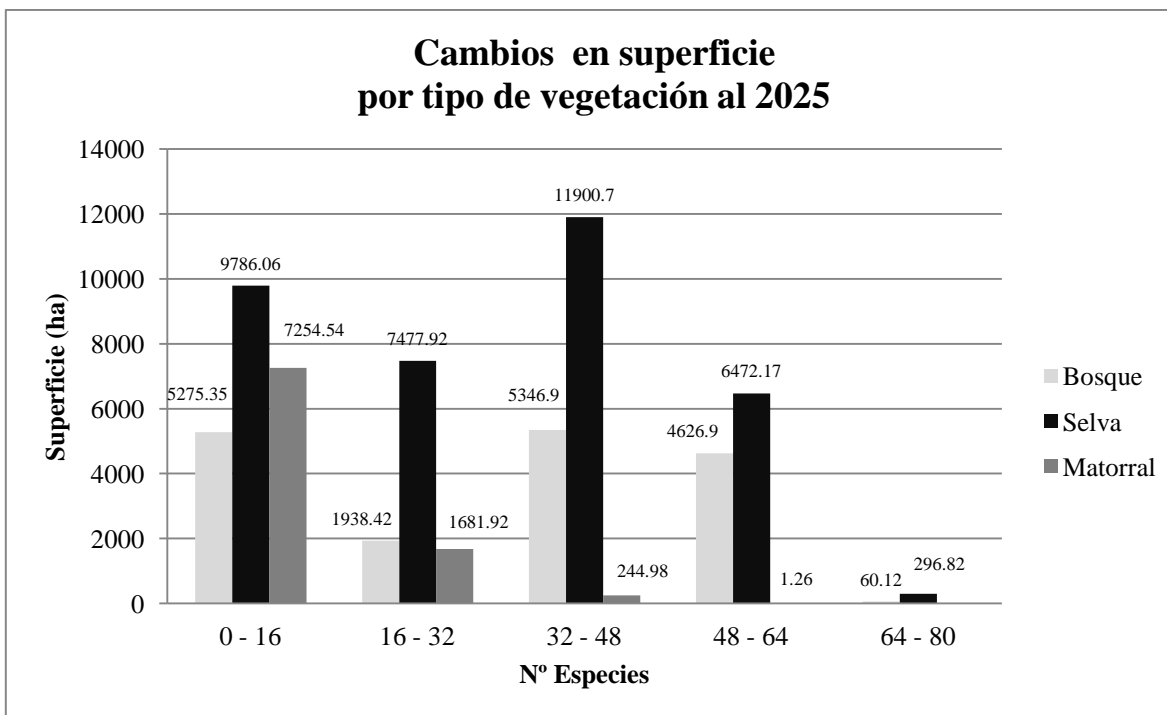


Figura 5. Superficie de áreas de distribución potencial modificada al 2025 por tipo de vegetación.

Cuadro 3. Porcentaje de pérdida de áreas de distribución potencial al 2025 para algunas especies indicadoras.

Especie	Endemismo	Categoría de riesgo	% pérdida de área de distribución potencial
<i>Amazona oratrix</i>	Q	P	9.78
<i>Amazona viridigenalis</i>	S	P	6.88
<i>Aratinga holochlora</i>	E	A	87.49
<i>Glaucidium sanchezi</i>	ES	P	13.44
<i>Dendrortyx barbatus</i>	ES	P	17.27

Papel de las áreas naturales protegidas

Del total de la superficie modificada en el período de 1989 al 2005, se estima que se perdieron 1 578 ha (7 %) de cubierta vegetal natural dentro de alguna de las ANP de la región. Fuera de las ANP fueron transformadas 34 622 ha. Lo anterior refleja el importante

papel de resguardo que cumplen las zonas protegidas y por lo tanto, la pertinencia de su implementación y operación.

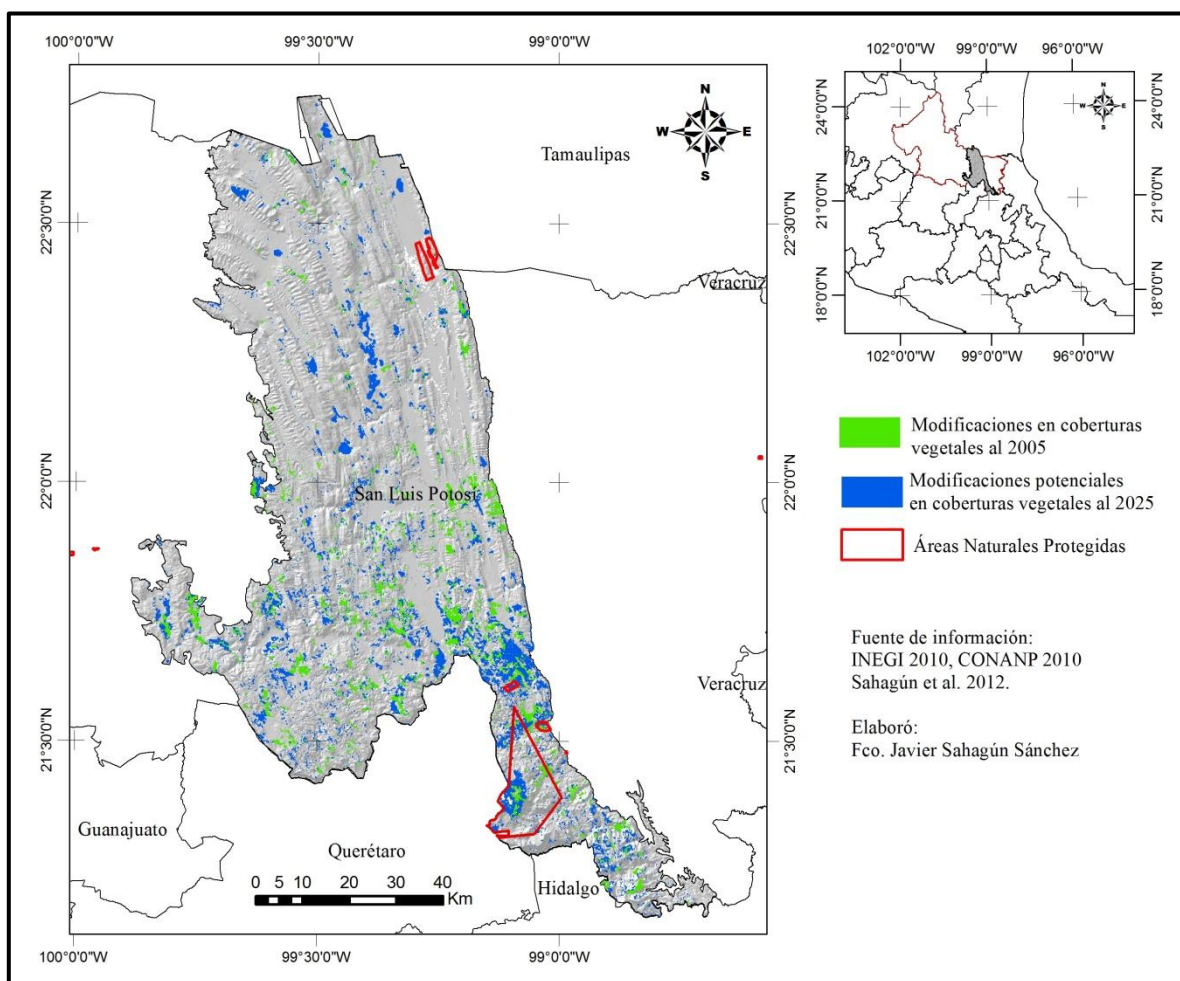


Figura 6. Ubicación espacial de modificaciones actuales al 2005 y potenciales al 2025 en el área de estudio y al interior de polígonos de ANP.

En las estimaciones al 2025, se predice que 4 542 ha, que actualmente tienen estatus de protección dentro de una ANP y que potencialmente son representativas para el 43 % de las especies analizadas, son susceptibles al cambio. No obstante, y dado que están incluidas en alguno de los polígonos delineados para las ANP, se asume que sí se hacen las adecuaciones pertinentes a los planes de manejo existentes, y se dedican los recursos suficientes para su mantenimiento, estas zonas probablemente no serán modificadas. Sin

embargo, se proyecta la pérdida de 58 960ha de áreas que no se encuentran consideradas en el sistema de reservas a nivel estatal o federal y que, de acuerdo con la información presentada, tienen un alto potencial para la conservación para un elevado número de especies de aves, entre las que se cuentan muchas endémicas y en categoría de riesgo. Por lo anterior, estas áreas susceptibles deberían ser consideradas de interés prioritario para el desarrollo de acciones de conservación en todos los niveles de gobierno, y de particular interés para el diseño de políticas de conservación en los municipios de Tamasopo, Santa Catarina y Aquismón. (Fig. 6).

Discusión

Diversos estudios indican que la transformación de coberturas naturales en áreas urbanas o agroecosistemas, constituyen una de las mayores amenazas para la conservación (Sánchez-Cordero *et al.* 2005, Escalante *et al.* 2007, Rodríguez-Estrella 2007, Sahagún-Sánchez *et al.* 2011). En la Sierra Madre Oriental se presentan tasas de cambio y transformación de las coberturas similares a las de otras regiones en el país (Velazquez *et al.* 2004, Mas *et al.* 2005), lo que, sin duda, ha impactado la amplitud de distribución natural de muchas especies animales y vegetales en la región.

Análisis recientes en la SMO sobre los procesos de fragmentación, derivados de cambio en el uso de suelo, indican que existe una tendencia hacia la conectividad de las áreas transformadas por actividades antrópicas y por otro lado las áreas con cobertura natural presentan índices altos de fragmentación (Castro-Navarro 2011). El incremento en la presión de cambio por fuerzas de origen antrópico en la región, generan un estado de vulnerabilidad para los ecosistemas presentes y potencialmente podría resultar en la pérdida eventual de una porción sustancial de la biodiversidad.

El cambio en el uso del suelo presenta dinámicas complejas que dependen del tipo de cobertura, las interacciones ecológicas, físicas, ambientales y las actividades socioeconómicas (Guerrero *et al.* 2008). Debido a que existen factores de cambio relacionados con aspectos políticos, económicos y sociales que tienen influencia sobre la biodiversidad se requiere de enfoques multidisciplinarios que permitan abordar la complejidad de esta problemática (Forester & Malchis 1996).

Los modelos espacialmente explícitos permiten cuantificar y ubicar espacialmente la trayectoria de los cambios (Menon *et al.* 2001) cuando se combinan con los modelos de distribución potencial, las predicciones proveen de información sobre la sensibilidad de las especies ante la pérdida de una cantidad de superficie determinada de hábitat (Brooks *et al.* 2002). La identificación de hábitats aptos para las especies y el seguimiento de los cambios en los ecosistemas, así como la determinación de los patrones a través del tiempo, permiten la modelación de las amenazas y riesgos para la biodiversidad en la escala de paisaje y es el primer paso para anticiparse a los efectos potenciales del cambio en el uso de suelo (Riitters *et al.* 1997, White *et al.* 1997). Por tal razón, el uso conjunto de estas herramientas constituye un enfoque de alto valor para los tomadores de decisiones.

Sin duda, el uso de los modelos espaciales tiene un cierto grado de incertidumbre, relacionado con el hecho de que no pueden ser consideradas todas las variables directas o indirectas que, probablemente, intervienen en los procesos que generan los cambios y amenazas. De cualquier forma, y entendiendo que los modelos son una representación acotada de las variables que tienen influencia en los patrones y procesos observados, es posible generar hipótesis válidas y estimaciones útiles sobre muchos de los elementos analizados.

Distintos estudios discuten el uso de las aves como indicadores o sustitutos de la biodiversidad (Stotz *et al.* 1996, Garson *et al.* 2002, Loiselle *et al.* 2010, Buchanan *et al.* 2011) y, en todos los casos, se les reconoce por ser eficientes indicadores para la priorización de sitios importantes para la conservación. El problema de la asignación de prioridades en términos de conservación de recursos ha sido abordado desde múltiples ópticas e involucra infinidad de actores e intereses. No obstante, en la mayoría prevalece como principal objetivo la identificación de las áreas en las que se asegure la viabilidad de las poblaciones de la mayor cantidad de especies, así como el aprovisionamiento y suministro de servicios ecosistémicos, buscando siempre optimizar los recursos económicos y voluntades políticas e institucionales disponibles para tal efecto (Naidoo *et al.* 2008, Navarro-Sigüenza *et al.* 2011). En este sentido, determinar la vulnerabilidad regional a los cambios en el uso de suelo representa una vía para garantizar ambos propósitos y es una estrategia confiable para apoyar la planeación sistemática para la conservación de la biodiversidad (Margules & Pressey 2000).

En muchos de los casos, la vulnerabilidad está relacionada con los propios ecosistemas y las especies. En la región las áreas cubiertas por selvas bajas caducifolias son las que se encuentran más propensas al cambio y sufren de una fuerte presión derivada de las actividades de ganadería y el desmonte para establecer parcelas de cultivos de temporal. Esto coincide con la tendencia a nivel nacional que indica la pérdida de más del 60 % de su vegetación original a nivel país, con una tasa anual de deforestación cercana al 1.4 % (Stotz *et al.* 1996, Trejo & Dirzo 2000). Otras coberturas amenazadas por estos procesos incluyen a los bosques mesófilos, que evidencian un proceso de reducción y fragmentación rampante, con una pérdida de más del 40 % de la superficie de cobertura en los últimos años (Leija-Loredo *et al.* en prensa).

En un estudio sobre los efectos del cambio en el uso de suelo (Rodríguez-Estrella 2007), se encontró que cuando se presenta una modificación importante en la estructura del paisaje algunas especies con mayor grado de especialización tienden a desaparecer y otras de las especies con más plasticidad pueden verse favorecidas. Esto implica que las especies con una mayor capacidad de utilizar un amplio espectro de hábitats, dentro de su rango geográfico, se verán menos afectadas por la modificaciones y cambios en el uso de suelo que las especies más sensibles o especialistas, lo cual puede estar sucediendo ya en la región (Swihart *et al.* 2003, Ferraz, *et al.* 2007).

Asimismo, muchas especies de aves residentes son más sensibles que las especies migratorias a los cambios y pérdida de hábitat, debido tal vez, a su alto grado de especialización y a sus demandas micro ambientales y micro climáticas (Bierregaard & Lovejoy 1989, Petit *et al.* 1993), por lo que la identificación de estos cambios es urgente, particularmente en un área como la SMO donde más del 70 % de la avifauna son especies residentes.

Sumado a los cambios en el uso de suelo que se manifiestan en la región, existen efectos relacionados con la intensificación en el uso. Por ejemplo, el sobre pastoreo, que ocasiona la simplificación (disminución de la heterogeneidad estructural) de los bosques y selvas, y que como ha sido documentado en otros trabajos, puede llevar a una declinación en la riqueza y la abundancia de las especies de aves (Díaz *et al.* 2005, Ramírez-Albores 2010). Este trabajo permitió estimar el incremento en la superficie de los pastizales cultivados, sin embargo, es importante profundizar en los estudios sobre los procesos de

cambio relacionados con la intensificación en el uso de las coberturas como agostadero, dado que es una práctica frecuente y ampliamente extendida en las selvas y bosques de la región y que, sin duda, afecta actualmente la estructura de los ecosistemas presentes.

La reducción y fragmentación de la superficie con coberturas naturales en la región, da lugar a que la mayoría de las especies modeladas presenten algún tipo de contracción en su área potencial de distribución. El caso del orden de los psitaciformes es relevante, y coincide con lo expuesto por Ríos-Muñoz & Navarro-Sigüenza (2009) ya que las especies presentan un estado de afectación importante por la pérdida de hábitats de bosques de encinos y selvas tropicales de la zona, además del efecto causado por la sobre explotación y el tráfico ilegal. Estas situaciones las ubican como especies amenazadas y en peligro de extinción, por lo que la detección de zonas vulnerables para las especies a nivel regional, da soporte a la pertinencia de este tipo de evaluación. Como en otros casos, el uso de los modelos de distribución potencial se justifica dadas las restricciones de tiempo, recursos humanos y económicos con que se desarrollan la mayoría de estos trabajos, donde se incluyen también áreas grandes y muchas especies, sin embargo, se debe reiterar que los resultados obtenidos presenta algunas limitaciones y constituyen más bien una representación espacial de los sitios donde se presenta similitud en las condiciones en las que históricamente se reconoce la presencia de poblaciones y no la distribución real o actual de las especies, por lo que deben hacerse verificaciones de campo para corroborar la información (Solano & Feria 2007, Kumara *et al.* 2009).

La posibilidad de evaluar la susceptibilidad y vulnerabilidad de la biodiversidad a los procesos de transformación, sin duda, agrega valor a la obtención de los escenarios de cambio de uso de suelo. Además, éstos aportan información relevante que, por su carácter explícito, puede ser desplegada en mapas para su uso como insumos principales en el diseño de estrategias y políticas de conservación en zonas específicas (Metzger *et al.* 2006). En este caso, las tendencias a nivel municipal dan pauta para incidir en el rediseño y/o actualización de las políticas establecidas en los planes de desarrollo municipal existentes, como primer paso para la modificación de las tendencias de cambio actual.

En el país las ANP son el instrumento de política ambiental con mayor definición y certeza jurídica (CONANP 2011). Sin embargo, y como pudo constatarse, no están exentas de las presiones de cambio en los usos de suelo y de la cobertura vegetal. Esto ocurre, no

obstante que existe una legislación (LGEEPA.- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente) que obliga el establecimiento y seguimiento de planes de conservación y manejo. Aún así, hay casos en que los intereses económicos y políticos muchas veces son puestos por sobre los intereses de la conservación, y quizá lo más grave, son vistos desvinculados de lo que en realidad constituye un sistema que sustenta y provee de los recursos para el desarrollo y bienestar de los usuarios directos e indirectos, a través de los servicios ambientales.

Las trayectorias de cambio a futuro y los impactos potenciales sobre la biodiversidad permiten inferir un escenario complejo, donde es requerida la intervención de distintos sectores que incluyan a los actores políticos y académicos, las organizaciones no gubernamentales, los propietarios, comuneros y grupos étnicos existentes, entre otros (Illordi *et al.* 2008). De estos los más difíciles de convencer son los propietarios o usuarios del recurso y ahí es donde hay que buscar la opción de esquemas factibles de participación socio-ambiental. La idea es que se genere una sinergia que favorezca el diseño conjunto y participativo de programas de mitigación y adaptación ante las amenazas aquí expuestas. De esta forma se podrían reducir los impactos potenciales y aumentar la resiliencia de los objetos de conservación, en este caso, la avifauna y su hábitat en la SMO. Sin duda, es prioritario conocer más sobre las condiciones de los sistemas ecológicos a escala local y regional y la distribución de las especies es prioritario para definir y poner en práctica políticas de manejo y conservación adecuadas (Lim *et al.* 2002).

Conclusiones

Los procesos de cambio en los usos de suelo en la región tienen un efecto negativo en la cantidad de hábitat disponible para muchas especies de las especies que se distribuyen en la zona. Los escenarios de cambio futuros no son favorables y la tendencia puede amenazar seriamente la permanencia de especies con áreas de distribución restringida.

El uso de las especies sensibles al cambio, provee de información relevante sobre la distribución de áreas complementarias, al incluir un elevado número de las especies que conforman la riqueza total y aquellas spp. endémicas o amenazadas, todas de importancia para la conservación del grupo en el área,. Esta información aunada a la generada a través de los modelos espacialmente explícitos, permite contrastar los escenarios de tendencia al

cambio y la distribución potencial de las especies, lo que facilita el desarrollo de estrategias a nivel local, y provee de información útil y relevante en el contexto regional. Lo anterior puede apoyar el diseño de una red de reservas, considerando las condiciones y necesidades de cada entidad involucrada.

Las ANP son un instrumento con muchas fortalezas para los fines de la conservación y aunque, sin duda es pertinente un incremento en su superficie, se requiere también buscar alternativas que disminuyan la influencia de los factores directos y subyacentes a los cambios, de forma que se hagan compatibles los intereses del desarrollo y la conservación de la biodiversidad, para garantizar el mantenimiento de los servicios ambientales conexos.

La inclusión de los aspectos socioeconómicos y ambientales en el análisis garantiza una visión más integral de los resultados y favorece el diseño de programas y políticas de gestión adecuados en la zona de estudio, en términos de conservación del recurso avifaunístico como sustituto de biodiversidad. Los modelos espaciales obtenidos, aportan elementos para la implementación de estrategias de mitigación o adaptación, ante los efectos previsible derivados de los cambios en los ecosistemas y la posible pérdida de la biodiversidad.

Literatura citada

Acreche, N., H. A. Nuñez & M. V. Albeza. 1998. Vulnerabilidad de la avifauna en el Parque Nacional Los Cardones, Salta, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 46: 811-816.

Anderson, R. P., M. Gómez-Laverde & T. Peterson. 2002. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecol. Biogeogr.* 11: 131-141.

Anderson, R. P., D. Lew & A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: Criteria for selecting optimal models. *Ecol. Model.* 162: 211 - 232.

Bierregaard, R. O. & T. E. Lovejoy. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19:215-241.

Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. & C. Hilton Taylor. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*. Vol. 16, Num.4: 909-923.

Buchanan, G. M., P. F. Donald & S. H. M. Butchart. 2011. Identifying Priority Areas for Conservation: A Global Assessment for Forest-Dependent Birds. *PLoS ONE* 6 (12):e29080. doi:10.1371/journal.pone.0029080.

Castro-Navarro, J. 2011. Proceso de fragmentación del hábitat en la Sierra Madre Oriental Potosina y su impacto en la distribución de la avifauna. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 103 pp.

CBD, 2012. Convention on Biological Diversity. Aichi Biodiversity Targets. Disponible en : <http://www.cbd.int/sp/targets/> Consultado en Marzo del 2012.

CONANP 2012. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible en: <http://www.conanp.gob.mx/>. Consultado en Abril 2012.

Davies, T. J., A. Purvis & J. L. Gittleman. 2009. Quaternary climate change and the geographic range of mammals. *The American Naturalist*, 174: 297-307.

Diaz, I. A. J. J. Armesto, S. Reid, K. E. Sieving, & M. F. Wilson. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in sucesional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123: 91-101.

DOF (Diario Oficial de la Federación) 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5173091&fecha=30/12/2010 Consultado en

Noviembre del 2011.

Eastman, J. R. 2012. IDRISI Selva Manual. Version 17. Clark Labs, Clark University. 322 pp.

Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz, & N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.

Escalante, T., V. Sanchez-Cordero, J. J. Morrone & M. Linaje. 2007. Deforestation affects biogeographical regionalization: a case study contrasting potential and extant distributions of Mexican terrestrial mammals. *Journal of Natural History*, 41(13-16): 965-984.

ESRI, 2008. ArcMap 9.3. License Type ArcInfo. Geographic Information System. Disponible en: <http://www.esri.com>.

Garson, J., A. Aggarwal & S. Sarkar. 2002. Birds as surrogates for biodiversity: an analysis of data set from southern Québec. *J. Biosci.* Vol. 27, Num. 4:347-360.

Guerrero, G., O. Masera & J. F. Mas. 2008. Land use/Land cover change dynamics in the Mexican Highlands: current situation and long term scenarios. In: *Modelling Environmental Dynamics: Advances in Geomatic Solutions*. Paegelow, M. & M. T. Camacho (Eds). Environmental Science and Engineering. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 390 pp.

Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.

Howell, S. N. G. & S. Webb. 1995. A field guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press, Oxford, UK. 851 Pp.

Iloldi-Rangel P., F. Trevor, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero & S. Sarkar. 2008. Solving the maximum representation problema to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions*. 14: 493-508.

INEGI, 2003. Síntesis de Información Geográfica del Estado de San Luis Potosí. Desglose geográfico estatal. ISBN: 970-13-4321-2. CD.

IUCN, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2011. Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Disponible en : <http://www.iucnredlist.org/> Consultado en Agosto del 2011.

Kattan, G. H. 1992. Rarity and vulnerability: The birds of the Cordillera Central of Colombia, *Conservation Biology*. 6: 64-70.

Kumara, H. N., M. Irfan-Ullah & S. Kumar, 2009. Mapping potential distribution of slender loris subspecies in peninsular India. *Endangered Species Research*. Vol. 7: 29-38.

Lambin, E. F. 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* 21(3): 375-393.

Lambin, E. F., H. J. Geist & E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 205-241.

Leija-Loredo, E. G., H. Reyes-Hernández, J. Fortanelli-Martínez & G. Palació-Aponte. 2011. Situación actual del bosque de niebla en el estado de San Luis Potosí, México. En revisión.

Lim, B. K., A. T. Peterson & M. D. Emstrong. 2002. Robustness of ecological niche modeling algorithms for mammals in Guyana. *Biodiversity Conservation*. 11: 1237-1246.

Loiselle, B. A., C. H. Graham, J. M. Goerck & M. C. Ribeiro. Assessing the impact of deforestation and climate change on the range size and environmental niche of bird species in the Atlantic forests, Brazil. *Journal of Biogeography*. 37: 1288-1301.

Luna, I., J. J. Morrone & D. Espinosa. 2004. Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. Las Prensas de Ciencias. CONABIO, UNAM, México. 527 Pp.

Margules, C. R. & R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*. 405:242–53.

Mas, J. F., H. Puig, J. L. Palacio Prieto & A. Sosa. 2002. Modelado del proceso de deforestación en una región del sureste de México. CD de las memorias del II seminario Latinoamericano de Geografía Física, Maracaibo, Venezuela, 24-27.

Menon, S., R. G. Pontius Jr., J. Rose, M. L. Khan & K. S. Bawa. 2001. Identifying Conservation Priority Areas in the Tropics: a Land-Use Change Modeling Approach. *Conservation Biology*, Vol.15. Num. 2: 501-512.

Metzger, M. J., M. D. A Rounsevell, L. Acosta-Michlik, R. Leemans & D. Shröter. 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114: 69-85.

Navarro, A. G., A. T. Peterson & A. Gordillo-Martínez. 2003. Museums working together: The atlas of the birds of Mexico. In: Collar, N., C. Fisher & C. Feare (Eds) *Why museums matter: avian archives in an age of extinction*. *Bulletin British Ornithologists' Club Supplement* 123A. Pp. 207-225.

Navarro, A. G. & A. Gordillo. 2006. *Catalogo de autoridades taxonómicas de las aves de*

México. Facultad de Ciencias, UNAM. Base de Datos del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad, Proyecto CS010. CONABIO, México.

Navarro-Sigüenza, A. G., A. Lira-Noriega, M. C. Arizmendi., H. Berlanga, P. Koleff, J. García-Moreno & A. T. Peterson. 2011. Áreas de conservación para las aves de México: integrando criterios de priorización. p. 108-129 In: CONABIO-CONANP (coords.). Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión de Áreas Naturales Protegidas. México.

Ortega-Huerta, M. A. & A. T. Peterson. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-Eastern México. *Diversity and Distributions*. 10: 39 – 54.

Palacio-Núñez, J., J.R. Verdu, E. Galante, D. Jimenez-García & G. Olmos-Oropeza. 2007. Birds and fish as bioindicators of tourist disturbance in springs in semi-arid regions in Mexico: A basis for management. *Animal biodiversity and Conservation*. 30 (1): 29-41.

Peterson, A. T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* 103:599-605.

Petit, D. R. 1993. Management and Conservation of migratory landbirds overwintering in the Neotropics. In: Finch, D. M. & P. W. Stangel (Eds). *Ecology and management of Neotropical migratory birds: a synthesis and review of critical issues*. Oxford University Press, pp. 145-197.

Petit L. J. & D. R. Petit. 2003. Evaluating the importance of human – modified lands for neotropical bird conservation. *Conservation Biology*. Vol. 17 (3): 687-694.

Pijanowski, B. C., D. G. Brown, B. A. Shellito & G. A. Manik. 2002. Using neural networks and GIS to forecast land use changes: a Land Transformation Model. *Computers,*

Environment and Urban Systems. Versión 7. 23 pp.

Ramírez-Albores, J. E., 2010. Diversidad de Aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la Depresión Central de Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (1): 511-528.

Reyes-Hernández, H., L. Olvera-Vargas, F. Sahagún-Sánchez & J. f. Mass-Causse. 2009. Transformation of the forest cover and future scenarios in the Sierra Madre Oriental, physiographic region, San Luis Potosí, México. *ISRSE 33. 33 International Symposium on Remote Sensing of Environment. Sustaining the Millennium Development Goals.* <http://isrse-33.jrc.ec.europa.eu>.

Ríos-Muñoz, C. A. & A. G. Navarro-Sigüenza. 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical.* 20:491-509.

Rodríguez-Estrella, R. 2007. Land use changes affect distributional patterns of desert birds in the Baja California península, Mexico. *Diversity and Distributions*, 13: 877-889.

Sahagún-Sánchez, F. J., H. Reyes, J. L. Flores & L. Chapa. 2011. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. *Journal of Latin American Geography.* Vol 10 (2): 65-86.

Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linage, S. Sarkar & A. T. Peterson. 2006. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation*, 126:465-473.

Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel & T. Escalante- 2009. Deforestation and biodiversity conservation in México. In: *Endangered Species: New Research*, A. Columbus and L. Kuznetsov, Eds., Nova Science.

Scachetti-Pereira, R. 2001. Desktop GARP, Disponible en: <http://www.nhm.ku.edu/desktopgarp/index.html> Consultado en Mayo de 2011.

SEMARNAT 2012. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/leyesfederales.aspx> Consultado en Marzo 2012

Soares-Filho, B. S., C. L. Pennachin & G. Cerqueira, 2002. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, Vol. 154 n. 3, p. 217 – 235.

Solano, E. & T. P. Feria. 2007. Ecological niche modeling and geographic distribution of the genus *Polianthes* L. (Agavaceae) in México: using niche modeling to improve assessments of risk status. *Biodivers Conserv* 16: 1885-1900.

Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III & D. K. Moskovits. 1996. Neotropical birds. Ecology and Conservation. University of Chicago Press. Chicago, U.S.A. 478 pp.

Swihart, R. K., T. M. Gehring, M. B. Kolozsvary & E. N. Thomas. 2003. Response of resistant vertebrates to hábitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 9: 1-18.

Trejo, I. & R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.

Turner II, B. L., E. F. Lambin & A. Reenberg. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS*. Disponible en: <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0704119104>, Consultado en Febrero 2012.

Zavala, M. A., R. Díaz-Sierra, D. Purves, G. E. Zea & I. R. Urbietta. Modelos espacialmente explícitos. *Ecosistemas* 15 (3). Disponible en: <http://www.revistaecosistemas.net>.

Conclusiones generales

Las coberturas vegetales en la Sierra Madre Oriental (SMO) del estado de San Luis Potosí son altamente susceptibles a las modificaciones por cambios en los usos de suelo derivados del incremento en las actividades agropecuarias, la situación de pobreza y marginación de la población y el crecimiento de la infraestructura carretera.

Los procesos de transformación registrados son acelerados y tienen dinámicas complejas de origen multifactorial, donde los factores biofísicos y socioeconómicos interactúan y amenazan la integridad ecosistémica. Esto pone en riesgo la distribución de especies y comunidades presentes y puede tener consecuencias en el suministro de servicios ecosistémicos.

Las tasas de cambio determinadas en la SMO indican procesos de transformación similares y, en algunos casos, superiores a los calculados para el país, lo que indica la carencia de una política de uso adecuado de las coberturas naturales existentes. Las selvas y bosques son las coberturas con mayor grado de vulnerabilidad y las trayectorias de transformación prevén su sustitución por áreas para usos agrícolas y pecuarios.

La región presenta una elevada riqueza avifaunística, ya que contiene el 33 % de las aves registradas en México y casi el 70 % de las conocidas para el estado. 24 % de las especies están consideradas como especies en alguna categoría de riesgo y el 11.5 % son endémicas. Lo que le confiere una mayor relevancia y confirma su importancia como sitio importante para la conservación del recurso.

La biodiversidad avifaunística puede verse afectada dada su sensibilidad a los cambios en los hábitats, especialmente aquellas especies de distribución restringida o que ya están amenazadas y con poblaciones reducidas. Las coberturas de bosques de encinos, bosques mesófilos de montaña y selvas bajas caducifolias y medianas subperennifolias contienen los números de riqueza más altos y contienen la mayor cantidad de especies endémicas y en categoría de riesgo, desafortunadamente son también, las coberturas con las tasas de cambio más intensas en la región.

Los modelos de distribución potencial proveen de información relevante para la determinación de centros de diversidad y riqueza que pueden ser utilizados para la priorización de áreas de conservación. Sin embargo, estos métodos tienen limitaciones relacionadas con los sesgos propios de los algoritmos intrínsecos a los diferentes programas

de modelación, así como a la calidad y cantidad de la información utilizada. No obstante, la interpretación y verificación de los resultados fortalece el uso de estas herramientas auxiliares.

De acuerdo con los modelos, la mayor concentración de aves se presenta en la zona central de la región con orientación hacia el sur y al este, en un gradiente altitudinal que va de los 500 hasta los 1 500 m, donde se presentan relieves abruptos, así como una humedad y precipitación mayor. Lo que coincide en gran medida con los registros de campo obtenidos en el trabajo, por lo que aunque el modelo puede tener sesgos, constituye una aproximación confiable para el caso estudiado.

La elección de un método de modelación en particular, es un factor determinante para el éxito y fiabilidad de los resultados. Los modelos como tal, están acotados al uso de un número finito de variables que pueden ser analizadas, por lo que constituyen representaciones parciales de la realidad. En otras palabras, constituyen una simplificación del mundo real, que permite resumir el universo de factores, controlar la influencia de las variables y generar predicciones sobre escenarios plausibles.

Los modelos espacialmente explícitos resultan muy útiles para desplegar los resultados de análisis complejos donde se involucran datos de diversa índole. Estas herramientas permiten representar procesos dinámicos relevantes para explicar los patrones observados en distintas escalas espaciales y temporales. En este caso, DINAMICA y el método de autómatas celulares, presentó un desempeño aceptable en la determinación de las trayectorias de cambio a nivel de coberturas y reduce los sesgos derivados de la escala, al considerar la influencia de las condiciones circundantes para cada celda analizada. Además de que permite el análisis combinado de variables biofísicas y socioeconómicas que facilitan la interpretación de su influencia en términos de gobernanza. Por otro lado, satisface en muy alto grado la necesidad de datos cuantitativos en formato gráfico de soporte para su uso por los tomadores de decisiones.

Los escenarios de cambio obtenidos al 2005 reflejaron una transformación del 4.7 % de las superficies de bosques y selvas en la SMO. El escenario al 2025 prevé la modificación de una superficie correspondiente al 8.24 % adicional, principalmente en las coberturas mencionadas.

Los cambios en los usos de suelo tienen un impacto negativo en la cantidad de

hábitats disponible para la distribución potencial de muchas especies. Las tendencias exhibidas por los escenarios de cambio futuros tampoco son favorables y ponen en situación de vulnerabilidad a las especies que tienen poca plasticidad para colonizar los hábitats modificados o que actualmente tienen áreas de distribución restringida en la zona.

Las Áreas Naturales Protegidas establecidas constituyen una solución paliativa que, no obstante su definición y estatus jurídico, también presentaron cambios en el uso de suelo; aunque por supuesto de menor intensidad. Esta situación, se presume, está vinculada con la inexistencia de una política clara por parte de las autoridades estatales y federales para el diseño y actualización de los planes de manejo particulares. Además, las ANP's existentes no incluyen los sitios donde se ha determinado la presencia de una mayor cantidad de especies, lo que da sustento a la necesidad de expandir la superficie dedicada a la conservación, atendiendo a estos huecos en la representación de las especies.

En los municipios de Tamasopo, Santa Catarina, Cd. del Maíz, Aquismon y El Naranjo se deben revisar y actualizar los planes de desarrollo municipal, dada la combinación de tendencias negativas de transformación de coberturas vegetales naturales a coberturas antrópicas y la presencia potencial de alta riqueza de especies. La inclusión de políticas que fortalezcan el uso sostenible de los recursos disponibles permitirá la mitigación de los efectos en el futuro a mediano y largo plazo.

La estructuración de un protocolo donde se combinan métodos robustos para la identificación de áreas relevantes para la conservación, provee de alternativas donde se exploran nuevas tecnologías y se desarrollan estrategias que permitan evaluaciones más precisas. Sin duda, esta es una herramienta confiable que puede usarse para la priorización de sitios en combinación con instrumentos de optimización diseñados ex profeso.

Sin duda, la aproximación hecha al estudio de las transformaciones y los cambios en el uso de suelo debe ser analizada a mayor profundidad, bajando a nivel local la información espacial generada y verificando en el contexto de la realidad municipal o comunitaria el peso de las variables usadas para, en su caso, incluir aquellas que modulen en el contexto local las trayectorias de cambio.

Se debe avanzar hacia la gestión para la implementación de estrategias de conservación que tomen en cuenta la información generada, haciendo extensivos los resultados obtenidos entre los actores involucrados en los procesos de toma de decisión,

incluidos los responsables de las ANP's, los encargados del establecimiento de políticas públicas, los que tienen a su cargo la vigilancia y seguimiento de su implementación y los distintos funcionarios a nivel municipal y de secretarías estatales y federales, relacionados con la planeación y diseño de estrategias en las distintas demarcaciones consideradas en el estudio. Finalmente y como ha sido reiterado a lo largo del documento, es necesario propiciar los espacios participativos donde se incluya la percepción local y se logre el empoderamiento de las iniciativas por parte de las comunidades y los representantes de los distintos sectores de la sociedad civil, de forma que se garantice hacer compatibles los intereses del desarrollo y la conservación de la vasta riqueza biológica y avifaunística de la Sierra Madre Oriental.

Áreas de oportunidad para el desarrollo de investigación y gestión futura

Existen evidencias de que los procesos de cambio en el uso de suelo en México son intensos, y en muchas regiones sus efectos pueden tener consecuencias irreversibles debido a la pérdida de integridad de los ecosistemas y el empobrecimiento de los servicios ambientales. Esta situación pone de manifiesto la necesidad de profundizar en los análisis para proveer de información relevante que aporte elementos de juicio técnico, para el establecimiento de prácticas de manejo y conservación donde se haga énfasis en el mejoramiento de las condiciones de vida de la sociedad, para lograr avances significativos y duraderos en materia de desarrollo sostenible.

Se requiere abordar los problemas relacionados con la marginación, la pobreza extrema y falta de programas y apoyos gubernamentales, de forma que existan las condiciones de satisfacción social, requeridas para el éxito de las gestiones enfocadas a la conservación de la biodiversidad.

La falta de visión en las instituciones encargadas de las políticas de conservación a nivel estatal, en combinación con las deficiencias en la estructuración de los planes de desarrollo municipal, ha desembocado en muchos de los efectos expuestos en este trabajo y se percibe como una desatención de las autoridades locales y federales en un área con tan alta diversidad biológica.

Así pues, se presentan retos inaplazables en la SMO hacia donde deberían dirigirse recursos humanos y económicos para corroborar la información generada y aumentar la base de conocimiento sobre los procesos y patrones de cambio existentes. Se requiere impulsar el desarrollo de investigaciones que faciliten la vinculación con los procesos ecológicos que actualmente se presentan en la zona a nivel sinecológico (de comunidades) y autoecológico (de poblaciones) en el contexto local.

El conocimiento fino de la dinámica ecológica a nivel de ecosistemas y hábitats, posibilitará la inclusión en los análisis de elementos relacionados con el disturbio y la degradación, que analizados en combinación con los factores económicos, sociales y geográficos, permitirán una mejor focalización y asignación de recursos públicos y programas de conservación. Lo anterior garantizará que se avance hacia la priorización de las regiones importantes, donde se considere un manejo adaptativo integral en el contexto

de paisaje.

Por otro lado, y atendiendo a la velocidad de las transformaciones ambientales, económicas, sociales, políticas e institucionales en México, es pertinente la implementación de nuevos métodos de evaluación y gestión usando herramientas de apoyo a los procesos de toma de decisiones, donde se consideren las distintas formas o “usos” existentes para tal efecto, en los contextos político, institucional, administrativo y/o comunitario. Dado que los procesos de decisión en el ámbito de la gestión ambiental son, sin lugar a duda, una actividad compleja, debido a la diversidad de alternativas e interesados involucrados, los enfoques basados en análisis multicriterio representan un área de oportunidad para analizar los conflictos de interés entre los participantes y las alternativas, caracterizadas por distintos juicios de valor en términos ambientales, políticos, económicos, sociales y culturales.

Este y otros temas relevantes, tales como, el análisis de la importancia que tiene esta región como corredor biológico natural y las amenazas que se prevén por cambio climático, deben estar en la agenda de corto plazo para lograr una visión holística de la problemática y mejorar las oportunidades para diseñar programas efectivos que conlleven a la conservación de sus recursos.

Anexo 1. Lista sistemática de la avifauna de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. (Incluido en capítulo 3. Página 128)

Anexo 2. Cuadros y Figuras

Cuadros

Capítulo 1

- Cuadro 1. Causas directas y subyacentes de las transformaciones en la cobertura y el cambio en el uso de suelo. Modificado de Geist & Lambin 2002. 22
- Cuadro 2. Descripción de áreas prioritarias para la conservación en la SMO 45

Capítulo 2

- Cuadro 1. Evolución de cambios totales en superficie (ha) por cobertura y uso de suelo de 1985 a 2005. 74
- Cuadro 2. Matriz de cambios en el uso de suelo de paso simple para el periodo total 1989 – 2005 (Mx=Matorral submontano, Sbm=Selva baja y mediana, Bs=Bosque de coníferas y encino, Agr=Agricultura de riego, Agt=Agricultura de temporal, Pz=Pastizal, Vsec=Vegetación secundaria, Vacu=Vegetación acuática y de galería), Agua=Cuerpos de agua y Urba=Zona urbana). 75
- Cuadro 3. Matriz anualizada de cambios en el uso de suelo de paso múltiple entre los años 1989 y 2005 (Mx=Matorral submontano, Sbm=Selva baja y mediana, Bs=Bosque de coníferas y encino, Agr=Agricultura de riego, Agt=Agricultura de temporal, Pz=Pastizal, Vsec=Vegetación secundaria, Vacu=Vegetación acuática y de galería), Agua=Cuerpos de agua y Urba=Zona urbana). 76
- Cuadro 4. Superficies de cobertura vegetal y uso del suelo en la región, obtenidas de la simulación con DINAMICA (ha.). 79

Capítulo 3

- Cuadro 1. Riqueza de aves por intervalos altitudinales. NMBCA indica las especies con programas de conservación activos actualmente. 103

Cuadro 2. Distribución de la riqueza de aves por tipo de vegetación y usos de suelo. 105

AR (Agricultura de riego), AT (Agricultura de temporal), AU (Área urbana), BE (Bosque de encino), BMM (Bosque mesófilo de montaña), MS (Matorral Submontano), PC (Pastizal cultivado), PI (Pastizal inducido), SBC (Selva baja caducifolia), SMS (Selva mediana subperennifolia) y VS (Vegetación secundaria).

Cuadro 3. Matriz de similitud de la composición de especies entre coberturas de vegetación. 107

Ar (Agricultura de riego), At (Agricultura de temporal), Au (Área urbana), Be (Bosque de encino), Bmm (Bosque mesófilo de montaña), Ms (Matorral Submontano), Pc (Pastizal cultivado), Pi (Pastizal inducido), Sbc (Selva baja caducifolia), Sms (Selva mediana subperennifolia) y Vs (Vegetación secundaria).

Cuadro 4. Áreas estimada (ha) de distribución potencial de la riqueza de especies en Áreas Naturales Protegidas (ANP), Sitios RAMSAR (Humedales) y Áreas de Importancia para la conservación de las Aves (AICA). Se incluyen porcentajes para cada categoría y totales por áreas dedicadas a la conservación (AC). 111

Capítulo 4

Cuadro 1. Superficie de coberturas naturales transformadas en usos de suelo agropecuarios en el período 1989 – 2005, comparadas con el escenario de cambio al 2025. 149

Cuadro 2. Porcentajes de concentración de áreas de distribución potencial por municipio en la región, con respecto de la superficie total. 153

Cuadro 3. Porcentaje de pérdida de áreas de distribución potencial al 2025 para algunas especies indicadoras. 154

Figuras

Capítulo 1

Figura 1. Área de estudio delimitada para la Sierra Madre Oriental (SMO) de San Luis Potosí. 28

Figura 2. Subprovincias fisiográficas en el área de estudio.	30
Figura 3. Geoformas predominantes en la SMO.	30
Figura 4. Tipos de suelo presentes en la región de la SMO.	31
Figura 5. Precipitación media anual en la SMO.	33
Figura 6. Distribución de climas en la región de la SMO.	33
Figura 7. Corrientes superficiales de la SMO.	34
Figura 8. Uso de suelo y vegetación en la SMO.	38
Figura 9. Distribución de la concentración de la población (en porcentaje) en el área de estudio.	40
Figura 10. Índice de marginación en la región de la SMO.	40
Figura 11. Índice de desarrollo humano en la región de la SMO.	41
Figura 12. Vías de comunicación en el área de estudio.	42
Figura 13. Áreas Naturales Protegidas en el estado de San Luis Potosí.	43
Figura 14. Ubicación de áreas prioritarias para la conservación en la SMO.	44

Capítulo 2

Figura 1. Localización del área de estudio.	67
Figura 2. Comparación de superficie total de cambio en las coberturas (ha) en la Sierra Madre Oriental.	74
Figura 3. Áreas susceptibles de cambios potenciales en el uso de suelo y la cobertura vegetal en la región.	78
Figura 4. Superficies ocupadas por coberturas para el año 2005 y escenario de cambio para el 2025.	79
Figura 5. Detalle de cambios potenciales en la cobertura vegetal para los municipios al sur-este de la región.	80

Capítulo 3

Figura 1. Área de estudio en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México.	98
Figura 2. Distribución potencial de la riqueza total de aves. Las categorías describen el número de especies con nichos potenciales.	108
Figura 3. Distribución potencial de aves migratorias neotropicales de interés para	110

su conservación por la NMBCA. Las categorías describen el número de especies con nichos potenciales.

Figura 4. Representatividad de áreas dedicadas a la conservación con respecto a la distribución potencial de las aves. Se incluyen dos polígonos de áreas con potencial para la conservación. 112

Capítulo 4

Figura 1. Ubicación del área de estudio. 143

Figura 2. Ubicación espacial de cambios en las coberturas vegetales en el período comprendido entre 1989 y 2005. 149

Figura 3. Ubicación espacial de cambios esperados en las coberturas vegetales en el periodo comprendido entre 2005 y 2025. 150

Figura 4. Mapa de consenso de la distribución potencial de las especies modeladas en la SMO. 152

Figura 5. Superficie de áreas de distribución potencial modificada al 2025 por tipo de vegetación. 154

Figura 6. Ubicación espacial de modificaciones actuales al 2005 y potenciales al 2025 en el área de estudio y al interior de polígonos de ANP. 155