



Madera y Bosques

ISSN: 1405-0471

mabosque@inecol.mx

Instituto de Ecología, A.C.

México

Castro-Navarro, Jaime; Sahagún-Sánchez, Francisco Javier; Reyes-Hernández,
Humberto

Dinámica de fragmentación en la Sierra Madre Oriental y su impacto sobre la distribución
potencial de la avifauna

Madera y Bosques, vol. 23, núm. 2, 2017, pp. 99-117

Instituto de Ecología, A.C.

Xalapa, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61752760007>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



Dinámica de fragmentación en la Sierra Madre Oriental y su impacto sobre la distribución potencial de la avifauna

Fragmentation dynamics in the Sierra Madre Oriental and its impact on the distribution of birds

Jaime Castro-Navarro¹, Francisco Javier Sahagún-Sánchez^{2*} y Humberto Reyes-Hernández³

¹ Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera". Ciudad de México, México.
jaimecastronavarro@gmail.com

² Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas. Departamento de Políticas Públicas. Zapopan, Jalisco, México.
javosahagun@gmail.com

³ Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades. San Luis Potosí, SLP, México. hreyes@uaslp.mx

* Autor de correspondencia. javosahagun@gmail.com

RESUMEN

La fragmentación y los cambios en el uso de suelo constituyen factores clave a nivel global para la pérdida de la biodiversidad. En este estudio, se analizó la dinámica de fragmentación en las coberturas vegetales y usos de suelo en la región de la Sierra Madre Oriental del estado de San Luis Potosí, México, para evaluar su impacto sobre las áreas de distribución potencial de la avifauna y las regiones prioritarias para la conservación. Se realizó trabajo de campo y se colectó información sobre la distribución de las aves, a partir de la cual se elaboraron modelos de distribución potencial de especies con el programa MaxEnt. La información fue comparada con los datos del análisis de fragmentación obtenidos, a partir de lo cual se determinó que, las coberturas de vegetación natural son proclives a la fragmentación, mientras que las coberturas asociadas a las actividades humanas tienden a conectarse e incrementar su superficie. La zona centro y suroeste de la región tiene la mayor tendencia a la fragmentación de la cobertura vegetal, dando lugar a una alta heterogeneidad en el paisaje. Lo anterior afecta las áreas de distribución de 34% de las especies modeladas debido a la pérdida de conectividad entre hábitats y al aumento del efecto de borde. Los resultados confirman la importancia de la región como un centro de alta diversidad avifaunística y evidencia la necesidad de establecer acciones de conservación a corto plazo para mantener las áreas de distribución de importancia para las aves en la zona.

PALABRAS CLAVE: áreas de importancia para la conservación de las aves, conservación, diversidad, MaxEnt, México, región prioritaria.

ABSTRACT

Fragmentation and land use cover change are key factors for global biodiversity loss. In this work, we analyzed the processes of fragmentation in land use cover in the region of the Sierra Madre Oriental in San Luis Potosi, Mexico, to assess the impact on the distribution of birds and important areas for conservation. Fieldwork was conducted and distribution records of birds were collected, from which species distribution models with MaxEnt were developed. This information was compared with fragmentation data obtained from landscape metrics. The results indicate that natural land cover is prone to fragmentation, while land use (i.e. agriculture) tends to connect and increase in area. Both, Central and Southwestern regions have the greatest tendency to land cover fragmentation, leading to a high heterogeneity in the landscape. This affects the distribution areas of 34% of modeled species due to loss of connectivity between habitats and rising edges. These results confirm the importance of the region as a center of high bird diversity and highlights the need for short-term conservation actions to maintain the distribution areas of importance for birds.

KEYWORDS: Aicas, conservation, diversity, MaxEnt, México, priority region.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de fragmentación y la pérdida de hábitats son considerados dos de las principales amenazas para la biodiversidad a nivel global (Vitousek, Mooney, Lubchenco y Melillo, 1997; Dirzo y Raven, 2003; Stinemann, Potter, Butler y Minot, 2015). En México, la deforestación y el cambio en el uso de suelo asociado a las actividades productivas han inducido transformaciones en los paisajes y propiciado la degradación y fragmentación de ecosistemas, con la consecuente afectación a las poblaciones animales y vegetales, además de tener impactos significativos en la provisión de servicios ecosistémicos y el bienestar de la población (Turner, Gardner y O'Neill, 2001; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2008; Bregman, Sekercioglu y Tobias, 2014; Carrara *et al.*, 2015).

Un claro ejemplo de esta situación se manifiesta en la región biogeográfica de la Sierra Madre Oriental en México, donde se presentan procesos de fragmentación y cambio de uso de suelo, derivados de la presión de actividades de origen antrópico, que afectan la integridad y resiliencia de los ecosistemas (Reyes-Hernández, Olvera-Vargas, Sahagún-Sánchez y Mass-Caussel, 2009; Bregman *et al.*, 2014). En la porción de la Sierra Madre Oriental que corresponde al estado de San Luis Potosí, 13% de la superficie con coberturas naturales es susceptible a cambios en el uso de suelo y se estima que para el 2025 el total de áreas modificadas podría triplicarse (Sahagún-Sánchez, Reyes-Hernández, Flores-Flores y Chapa-Vargas, 2011). Lo anterior es relevante debido a que la región constituye un corredor biológico que alberga una elevada diversidad biológica, cultural y turística (Luna, Morrone y Espinosa, 2004).

Algunos estudios recientes han reconocido a la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí como un punto importante para la conservación de la diversidad biológica y la avifauna en particular (Arizmendi-Arriaga y Márquez-Valdelamar, 2000; Ortega-Huerta y Peterson, 2004; Sánchez-González y García-Trejo, 2010; Sahagún-Sánchez, Castro-Navarro y Reyes-Hernández, 2013). Sin embargo, aun existe poco conocimiento sobre el estado

actual de las poblaciones de aves y otros grupos; y tampoco existe información sobre la influencia que tienen los procesos de transformación en el paisaje sobre los patrones de distribución y la riqueza de las especies en la región (Navarro, Garza-Torres, López de Aquino, Rojas-Soto y Sánchez-González, 2004). Asimismo, en la región se manifiestan huecos en la representatividad en el sistema de áreas naturales protegidas y existen pocos estudios que den soporte para su implementación en la zona (Ortega-Huerta y Peterson, 2004; Chapa-Vargas y Monzalvo-Santos, 2012).

De acuerdo con Koleff y Moreno (2005), de los 45 231.92 km² de superficie total de la Sierra Madre Oriental, solamente 10.65% (4818.31 km²) tiene alguna denominación como área natural protegida. Para el estado de San Luis Potosí, la superficie dedicada a la conservación alcanza apenas 0.67% del total (305.87 km²) y se ubica en los extremos norte y sur de la zona de estudio, por lo que una importante superficie en la región central no cuenta con ningún tipo de régimen de protección. Esta situación representa una amenaza para el mantenimiento de las áreas de distribución, particularmente para las especies endémicas y las que se encuentran bajo alguna categoría de riesgo (Navarro *et al.*, 2004).

La información sobre los patrones de distribución geográfica de las especies y las variables ambientales que los determinan, constituyen uno de los temas más importantes en la biología de la conservación (Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2010). En este sentido, los modelos de nicho ecológico proporcionan un método confiable para determinar el área de distribución potencial de las especies (Anderson, Gómez-Laverde y Peterson, 2002; Hernández, Graham, Master y Albert, 2006). Independientemente de su capacidad predictiva, los distintos algoritmos se consideran un elemento importante para el desarrollo de estrategias de conservación (Illoldi-Rangel, Sánchez-Cordero y Peterson, 2004; Sánchez-Cordero, Cirelli, Munguía y Sarkar, 2005). Además, generan información útil sobre los sitios en los que es posible encontrar condiciones ambientales similares a las que se presentan donde ocurren originalmente las especies, por lo que su



desarrollo es valioso para la toma de decisiones sobre el manejo y priorización de áreas para la conservación biológica (Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2010).

En este escenario, la determinación de las tendencias de cambio en el uso de suelo y la fragmentación, son útiles para cuantificar el impacto que pueden tener las modificaciones en la estructura y composición del paisaje sobre las áreas de distribución y, por lo tanto, en la diversidad y supervivencia de las especies (Botello, Sarkar y Sánchez-Cordero, 2015; Carrara *et al.*, 2015). El estudio de la transformación y pérdida del hábitat aportará elementos para la tarea urgente de diseñar políticas viables para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad de aves asociados en la zona (Bregman *et al.*, 2014).

OBJETIVOS

El objetivo de esta investigación fue analizar la dinámica de fragmentación en las coberturas vegetales y los cambios en el uso de suelo en la región de la Sierra Madre Oriental en San Luis Potosí para evaluar sus posibles efectos en las áreas de distribución potencial de la avifauna y aportar información desde la escala de paisaje, que sea útil para determinar la representatividad de las áreas prioritarias para la conservación de las aves con distribución en la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí (SMO) se ubica en el noreste de México (22° 40' – 21° 08' N; 99° 40' – 98° 50' W) y es una formación montañosa que ocupa una superficie aproximada de 7702 km² (Fig. 1). La accidentada orografía propicia que se presenten casi todos los climas y tipos de vegetación registrados para el país (Rzedowski, 1978; Luna *et al.*, 2004) con un intervalo altitudinal que va desde los 150 m hasta los 2700 m. En la zona oriental se presentan abundantes precipitaciones y predominan los climas cálidos y semicálidos, donde se distribuyen los bosques tropicales, bosques de encino (*sensu* Rzedowski, 1978) y

bosque de pino, así como el bosque mesófilo de montaña en las zonas más húmedas (noroeste de Xilitla y sureste de Ciudad del Maíz). En la zona occidental el clima es seco y semiseco debido a la poca precipitación y el tipo de vegetación predominante es el matorral xerófilo.

Análisis espacio-temporal de la fragmentación en el paisaje

Para el análisis de cambio de uso de suelo se realizó la interpretación de tres imágenes de satélite Landsat TM de febrero de 1989, abril de 2000 y febrero de 2005, con una resolución espacial de 30 metros, a partir de lo cual se elaboraron tres mapas de cobertura vegetal y uso del suelo para las distintas fechas en el Sistema de Información Geográfica ILWIS 3.3 (ILWIS, 2007). 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, Keiffer y Chipman, 2004). Con esta información se ubicaron y cuantificaron las áreas donde se presentaron cambios en el uso de suelo por medio de una sobre posición cartográfica y una tabulación cruzada (Eastman, Mckendry y Fulk, 1994; Bocco, Mendoza y Masera, 2001) realizada en el Sistema de Información Geográfica IDRISI Andes (Eastman, 2006).

La tasa de cambio de cambio para el periodo 1989-2005, fue calculada mediante la fórmula propuesta por la FAO (Velázquez *et al.*, 2002):

$$\delta in = [(Si_2/Si_1)^{1/n} - 1] \times 100$$

Donde:

- δin = tasa de cambio promedio anual para la clase i en el periodo evaluado.
- Si_1 = superficie total de la clase i en el tiempo 1.
- Si_2 = superficie total de la clase i en el tiempo 2.
- n = diferencia de tiempo entre dos periodos evaluados.

Las categorías de coberturas de uso de suelo consideradas en el análisis fueron: agricultura de temporal, agri-

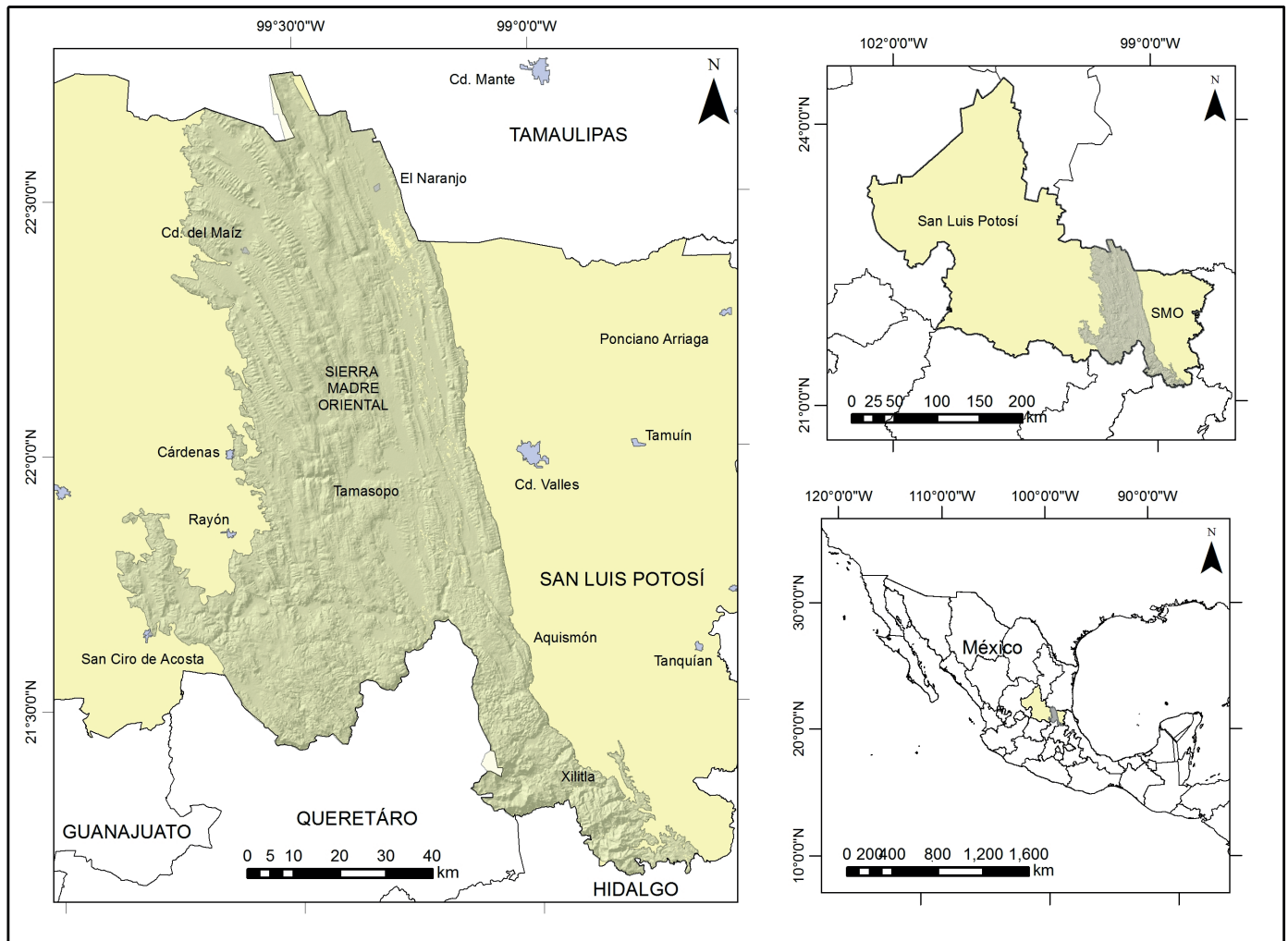


FIGURA 1. Ubicación de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí.

cultura de riego, bosques, cuerpos de agua, matorrales, pastizales, selvas, vegetación acuática, vegetación secundaria y zonas urbanas.

Las métricas de fragmentación se calcularon con la extensión de análisis de fragmentación Patch Analyst 4.2.10 (Rempel, Carr y Kaukinen, 2008; León, Pinedo y Martínez, 2014), en el Sistema de Información Geográfica ArcMap 9.3 (Environmental System Research Institute [ESRI], 2008), de donde se obtuvieron las métricas de paisaje que incluyeron la superficie de los fragmentos (SUPF), el número de fragmentos (NUMF), el tamaño medio de los fragmentos (TMF), el borde total (BORT) y la conectividad de los fragmentos (MNN) (McGarigal y

Marks, 1994; Elkie, Rempel y Carr, 1999). Con la información obtenida, se realizaron comparaciones temporales para las distintas coberturas.

Posteriormente, se calculó un índice de fragmentación de acuerdo con la heterogeneidad del paisaje, a partir de la imagen satelital más reciente (2005) y la extensión del SIG denominada *Texture Analysis and Neighborhood Statistics versión 1.2* (Behrens, 2003). El índice de fragmentación (FI) está basado en el algoritmo de Monmonier (1974) que cuantifica el número de parches (n_p) en función de la superficie total de un tipo de parche, expresada como el número total de píxeles (a_1), i.e.:



$$FI = (n_{p-1}) / (a_{1-1})$$

La presencia de muchos parches de una cobertura tipo indica un valor de riqueza de parches alto y, a su vez, significa un grado elevado de fragmentación de la cobertura. Un nivel alto de fragmentación se asocia con condiciones de alteración en el hábitat y una disminución en su diversidad (Bogaert y Barima, 2008). El índice obtenido se clasificó en cinco categorías que indican el grado de fragmentación en términos porcentuales, a partir del cual se construyó el mapa de tendencia a la fragmentación para la zona de estudio.

El grado de aislamiento de las áreas prioritarias para la conservación se determinó por medio de la superposición cartográfica de las capas de fragmentación, Áreas Naturales Protegidas (ANP; Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp], 2003) y las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (Aicas; Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C. [Cipamex] - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio], 1999). Estos análisis fueron realizados en el Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcMap 9.3 (ESRI, 2008).

Registros de distribución avifaunística

La información sobre registros de distribución de las aves fue obtenida del Atlas de las Aves de México (Navarro, Peterson y Gordillo-Martínez, 2003), además de bases de datos en línea (ORNithological Information System, 2004; aVerAves-Conabio, 2008; Avian Knowledge Network, 2009; Christmas Birds Counts, 2009 y US Breeding Bird Survey, 2009). Así mismo, se realizó trabajo de campo en el período de enero del 2009 a mayo del 2011, para coleccionar información adicional sobre registros de distribución de especies, mediante la técnica de censo en transectos con una longitud aproximada de 3 km (Ralph *et al.*, 1996). Por la extensión del área se establecieron en promedio dos transectos por tipo de vegetación en diez sitios de muestreo seleccionados aleatoriamente en las diferentes coberturas presentes en la zona. La identificación de las especies en campo se realizó con base en las guías de Peterson y Chalif (1989), Howell y Webb

(1995) y Van Perlo (2006) y el arreglo taxonómico seguido fue el propuesto por la American Ornithologist's Union [AOU] (1998) y suplementos (Chesser *et al.*, 2016). Los registros fueron sistematizados en una base de datos, donde se integró información sobre la categoría de riesgo de las especies, de acuerdo con fuentes nacionales (NOM-059-SE-MARNAT-2010; Semarnat, 2010) e internacionales de protección y comercio de aves (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2009; Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, 2011), así como datos del estatus de la distribución, residencia y susceptibilidad a los cambios ambientales (Howell y Webb, 1995; Stotz, Fitzpatrick, Parker y Moskovits, 1996; AOU, 1998; González-García y Gómez da Silva, 2003; Navarro *et al.*, 2004). El ordenamiento taxonómico se realizó con base en AOU (1998) y Chesser *et al.* (2016) (Suplemento 1).

Modelado de la distribución potencial de las aves

Se elaboraron los modelos de nicho ecológico para 270 especies a partir de 4791 registros de distribución. Los modelos de distribución de las especies de aves fueron obtenidos con el algoritmo MaxEnt, considerado un método confiable para calcular el área de distribución potencial de las especies a partir de la proyección de la estimación de la disponibilidad del hábitat en el espacio geográfico (Phillips, Dudík y Schapire, 2004; Elith *et al.*, 2006; Hernández *et al.*, 2006; Phillips, Anderson y Schapire, 2006; Ortega-Huerta y Peterson, 2008). La caracterización ambiental de la zona se realizó con la información de 19 coberturas climáticas del proyecto WorldClim Global Climate Data (Hijmans, Cameron, Parra, Jones y Jarvis, 2005), los datos del modelo digital de elevación del proyecto GTOPO30 (U.S. Geological Survey Global, 2009) y la cobertura de los tipos de vegetación y usos del suelo de la Sierra Madre Oriental para el 2005 (Reyes *et al.*, 2009) (Tabla 1).

Los modelos ecológicos de nicho se realizaron con base en la propuesta de Phillips *et al.* (2006) y Suárez-Seoane, García de la Morena, Morales-Prieto, Osborne y De Juana (2008) considerando los valores de regulariza-

TABLA 1. Variables ambientales utilizadas para la elaboración de los modelos ecológicos de nicho.

| Fuente: WorldClim | | | |
|---------------------------------|--|-------|---|
| Clave | Variable | Clave | Variable |
| BIO1 | Temperatura media anual | BIO11 | Temperatura media del cuatrimestre más frío |
| BIO2 | Intervalo medio anual (media mensual de temperatura máxima - temperatura mínima) | BIO12 | Precipitación promedio anual |
| BIO3 | Isotermalidad | BIO13 | Precipitación del mes más húmedo |
| BIO4 | Temperatura estacional (desviación estándar * 100) | BIO14 | Precipitación del mes más seco |
| BIO5 | Temperatura máxima del mes más caliente | BIO15 | Precipitación estacional (coeficiente de variación) |
| BIO6 | Temperatura mínima del mes más frío | BIO16 | Precipitación del cuatrimestre más húmedo |
| BIO7 | Intervalo anual de temperatura | BIO17 | Precipitación del cuatrimestre más seco |
| BIO8 | Temperatura media del cuatrimestre más húmedo | BIO18 | Precipitación del cuatrimestre más caliente |
| BIO9 | Temperatura media del cuatrimestre más seco | BIO19 | Precipitación del cuatrimestre más frío |
| BIO10 | Temperatura media del cuatrimestre más caliente | | |
| Fuente: USGS GTOPO 30 | | | |
| GTOPO | Modelo digital de elevación (DEM) | | |
| Fuente: SEMARNAT-2006-COI-23754 | | | |
| VEG | Vegetación y uso de suelo | | |

ción seleccionados automáticamente por el algoritmo (valores por omisión para el umbral de convergencia = 0.00001; número máximo de repeticiones = 500; multiplicador de regularización = 1; número máximo de puntos de fondo = 10 000). Se obtuvo la significancia estadística de los modelos mediante la evaluación de la curva de características operativas del receptor (ROC). La curva ROC describe la relación entre la proporción de presencias correctamente predichas (sensibilidad) y la proporción de ausencias incorrectamente predichas (1-Especificidad; Phillips *et al.*, 2006). Si los valores del área bajo la curva (AUC), derivado de la curva ROC, son cercanos a 1 entonces los errores de omisión y comisión (sobre predicción) se reducen; los modelos con valores de AUC superiores a 0.75 son considerados potencialmente útiles (Elith *et al.*, 2006; Phillips y Dudík, 2008; Suárez-Seoane *et al.*, 2008).

Como modelo de salida se eligió la probabilidad acumulativa (Phillips *et al.*, 2006), en donde el valor de un

píxel es la suma de este y de todos los demás con igual o menor probabilidad, multiplicado por 100 para dar un porcentaje. Un píxel o celda con valores cercanos a 100% indica que existen condiciones muy favorables para la presencia de la especie (Suárez-Seoane *et al.*, 2008). Debido a que estos valores revelan la disponibilidad de hábitat relativa y no representan la probabilidad de ocurrencia de la especie (Pearson, Raxworthy, Nakamura y Peterson, 2007), se reguló la probabilidad de la predicción y la elaboración de los mapas de distribución potencial seleccionando los modelos más robustos para predecir la presencia de especies incluidas en los datos de muestreo. Los criterios fueron: modelos con valores de AUC elevados (> 0.75) para los datos de entrenamiento (Elith *et al.*, 2006) así como la aplicación de un umbral de presencia-ausencia seleccionando la máxima sensibilidad más la especificidad de presencia, misma que permite maximizar los valores de probabilidad de los datos puntuales de presencia y los que se generan a partir de las pseudoausencias (Contreras-



Medina, Luna-Vega y Ríos-Muñoz, 2010). Cada modelo fue sometido a opinión y evaluación por ornitólogos especialistas con la finalidad de reducir la omisión o sobre predicción de la distribución y se excluyeron a aquellos modelos cuya distribución predicha es inconsistente con aspectos biogeográficos históricos o la historia natural de las especies (Howell y Webb, 1995; Ridgely *et al.*, 2007).

Finalmente, a partir de la suma de los modelos generados se elaboraron los mapas de consenso para la distribución potencial para la riqueza total, riqueza de especies en alguna categoría de endemismo y riqueza de especies bajo alguna categoría de riesgo. Estos mapas se utilizaron posteriormente para compararlos con el mapa de fragmentación.

Fragmentación en áreas prioritarias y de importancia para la conservación de las aves

Para evaluar el estado de conservación de las áreas de distribución de la avifauna en el paisaje fragmentado se calculó la superficie predicha para cada especie y se obtuvieron, mediante operaciones de sobre posición y tabulación cruzada, las proporciones de la distribución en los distintos niveles determinados por el índice de frag-

mentación para la zona de estudio. De la misma forma, se evaluó la relación del índice con respecto a las áreas naturales protegidas existentes en la región (Conanp, 2003). Posteriormente, se determinaron las zonas con mayor representatividad en términos de distribución potencial de la avifauna y su correspondencia con los sitios considerados como importantes para la conservación de las aves en la porción estudiada de la Sierra Madre Oriental.

RESULTADOS

Dinámica del paisaje

En el periodo de 1989, 2000 y 2005 se presentaron cambios en todas las coberturas de vegetación de la zona de estudio. Las coberturas naturales compuestas por bosques, selvas y matorrales, sufrieron pérdidas significativas en su superficie, con más de 30 000 ha modificadas (>300 km²) (Tabla 2). En todos los casos hubo un incremento en el número de fragmentos y una disminución en el tamaño promedio de los mismos (Tabla 3). Por otro lado, las coberturas asociadas a actividades humanas como la agricultura y los pastizales, incrementaron su superficie consi-

TABLA 2. Modificaciones en la superficie (km²) y tasas de cambio promedio anual en los tipos de uso de suelo y vegetación de la Sierra Madre Oriental.

| Cobertura/Año | 1989 | 2000 | 2005 | Totales | % Total | Tasa de Cambio |
|-------------------------|---------|---------|---------|---------|---------------|----------------|
| Agricultura de riego | 514.62 | 542.66 | 542.91 | 28.29 | 5.21 | 0.33 |
| Agricultura de temporal | 1213.30 | 1400.11 | 1424.15 | 210.85 | 14.81 | 1.00 |
| Bosques | 1929.26 | 1864.90 | 1862.14 | -67.11 | -3.48 | -0.22 |
| Cuerpos de agua | 31.30 | 29.80 | 29.80 | -1.50 | -4.80 | -0.31 |
| Matorrales | 1191.76 | 1151.19 | 1148.69 | -43.07 | -3.61 | -0.23 |
| Pastizales | 353.09 | 416.70 | 421.21 | 68.11 | 16.17 | 1.10 |
| Selvas | 2407.06 | 2231.27 | 2207.98 | -199.08 | -8.27 | -0.54 |
| Vegetación acuática | 24.54 | 17.78 | 17.78 | -6.76 | -27.55 | -2.03 |
| Vegetación secundaria | 24.29 | 31.55 | 31.30 | 7.01 | 22.40 | 1.57 |
| Zonas urbanas | 13.52 | 16.77 | 16.77 | 3.25 | 19.40 | 1.34 |
| Superficie total | 7702.77 | 7702.77 | 7702.77 | | | |

TABLA 3. Comparación temporal del número de fragmentos de los tipos de uso de suelo y vegetación y del tamaño medio de los fragmentos.

| <i>Cobertura/año</i> | <i>Número de fragmentos</i> | | | | <i>Tamaño Medio de Fragmentos (km²)</i> | | | |
|-------------------------|-----------------------------|-------------|-------------|----------------|--|-------------|-------------|----------------|
| | <i>1989</i> | <i>2000</i> | <i>2005</i> | <i>% Total</i> | <i>1989</i> | <i>2000</i> | <i>2005</i> | <i>% Total</i> |
| Agricultura de riego | 27 | 28 | 28 | 3.6 | 1993.50 | 2028.70 | 2029.30 | 1.8 |
| Agricultura de temporal | 996 | 1220 | 1284 | 22.4 | 121.90 | 114.80 | 111.10 | -8.9 |
| Bosques | 134 | 141 | 144 | 6.9 | 1508.20 | 1411.20 | 1379.30 | -8.5 |
| Cuerpo de agua | 48 | 44 | 44 | -8.3 | 60.50 | 64.00 | 64.00 | 5.4 |
| Matorrales | 41 | 46 | 46 | 10.9 | 2940.60 | 2530.80 | 2526.70 | -14.1 |
| Pastizales | 544 | 751 | 775 | 29.8 | 66.30 | 56.10 | 55.10 | -16.9 |
| Selvas | 178 | 186 | 189 | 5.8 | 1400.90 | 1257.60 | 1226.10 | -12.5 |
| Vegetación acuática | 23 | 15 | 15 | -34.8 | 488.00 | 698.00 | 698.00 | 30.1 |
| Vegetación secundaria | 36 | 53 | 52 | 30.8 | 67.30 | 61.80 | 62.60 | -6.9 |
| Zonas urbanas | 33 | 33 | 33 | 0 | 42.10 | 52.10 | 52.10 | 19.2 |

TABLA 4. Comparación temporal del total de borde de los fragmentos y de la distancia media al vecino más cercano entre los tipos de uso de suelo y vegetación.

| <i>Cobertura/Años</i> | <i>Total de Borde (km²)</i> | | | | | <i>Distancia media al vecino más cercano (km²)</i> | | | | |
|-------------------------|--|-------------|-------------|----------------|----------------|---|-------------|-------------|----------------|-----------|
| | <i>1989</i> | <i>2000</i> | <i>2005</i> | <i>Totales</i> | <i>% Total</i> | <i>1989</i> | <i>2000</i> | <i>2005</i> | <i>Totales</i> | <i>TF</i> |
| Agricultura de riego | 1244.50 | 1305.00 | 1304.70 | 60.20 | 4.6 | 4.05 | 3.73 | 3.74 | -0.31 | C |
| Agricultura de temporal | 6174.40 | 6931.10 | 7027.10 | 852.70 | 12.1 | 15.10 | 4.79 | 4.49 | -10.61 | C |
| Bosques | 2702.70 | 2681.10 | 2706.30 | 3.50 | 0.1 | 5.23 | 3.21 | 3.19 | -2.05 | C |
| Cuerpos de agua | 793.30 | 785.40 | 785.40 | -7.90 | -1 | 1.80 | 5.76 | 5.77 | 3.97 | A |
| Matorrales | 2426.50 | 2468.20 | 2470.80 | 44.30 | 1.8 | 1.98 | 3.50 | 3.50 | 1.52 | A |
| Pastizales | 1973.90 | 2513.40 | 2566.00 | 592.10 | 23.1 | 7.51 | 5.31 | 5.28 | -2.23 | C |
| Selvas | 5149.30 | 5344.10 | 5365.90 | 216.60 | 4 | 1.81 | 2.98 | 2.94 | 1.13 | A |
| Vegetación acuática | 144.40 | 96.50 | 96.50 | -47.90 | -33.2 | 11.58 | 14.52 | 14.52 | 2.94 | A |
| Vegetación secundaria | 165.40 | 236.60 | 234.60 | 69.10 | 29.5 | 31.51 | 12.13 | 12.43 | -19.09 | C |
| Zonas urbanas | 106.50 | 120.90 | 120.90 | 14.40 | 11.9 | 80.36 | 30.37 | 30.37 | -49.99 | C |

TF = Tipo de Fragmento. C = Conectividad. A = Aislamiento.

derablemente. Sobresale la vegetación secundaria como la cobertura que exhibió el mayor incremento con 22.4%.

En relación con la longitud del borde de los parches, las zonas destinadas a la agricultura de temporal exhibieron el perímetro de mayor longitud, sin embargo, la vege-

tación secundaria fue la cobertura que presentó el mayor aumento porcentual. Asimismo, se identificó un incremento en el perímetro total de los parches de pastizales, agricultura de riego, zonas urbanas y, en menor proporción, en las coberturas de vegetación natural (Tabla 4).



Los usos de suelo asociados con las actividades antrópicas mostraron una tendencia a la conectividad entre los fragmentos, donde las zonas urbanas mostraron el mayor incremento. En contraste, los parches con vegetación natural exhibieron una marcada tendencia al aislamiento (Tabla 4).

La fragmentación dio como resultado la aparición de un número importante de parches de distintas coberturas de suelo lo que incrementó la heterogeneidad del paisaje en la porción central, suroeste y norte de la zona de estudio (Fig. 2). Los sitios menos fragmentados (0% - 20%) ocupan una superficie aproximada de 9.6% del territorio, principalmente en la porción serrana del municipio de Aquismón y Xilitla, así como en el noroeste de Ciudad del Maíz y la

porción central de la región, específicamente en la zona del AICA de San Nicolás de los Montes, Tamasopo (Tabla 5).

Patrones de distribución potencial de la avifauna en el paisaje fragmentado

Se obtuvieron 5002 registros de distribución para 359 especies de aves procedentes de 333 localidades de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí. Del total de especies 90 están bajo protección por leyes nacionales e internacionales de conservación o comercio, 41 especies tienen alguna categoría de endemismo, 234 especies son residentes permanentes, 79 son migratorias y 122 especies presentan susceptibilidad a los cambios ambientales relacionados con las actividades antrópicas.

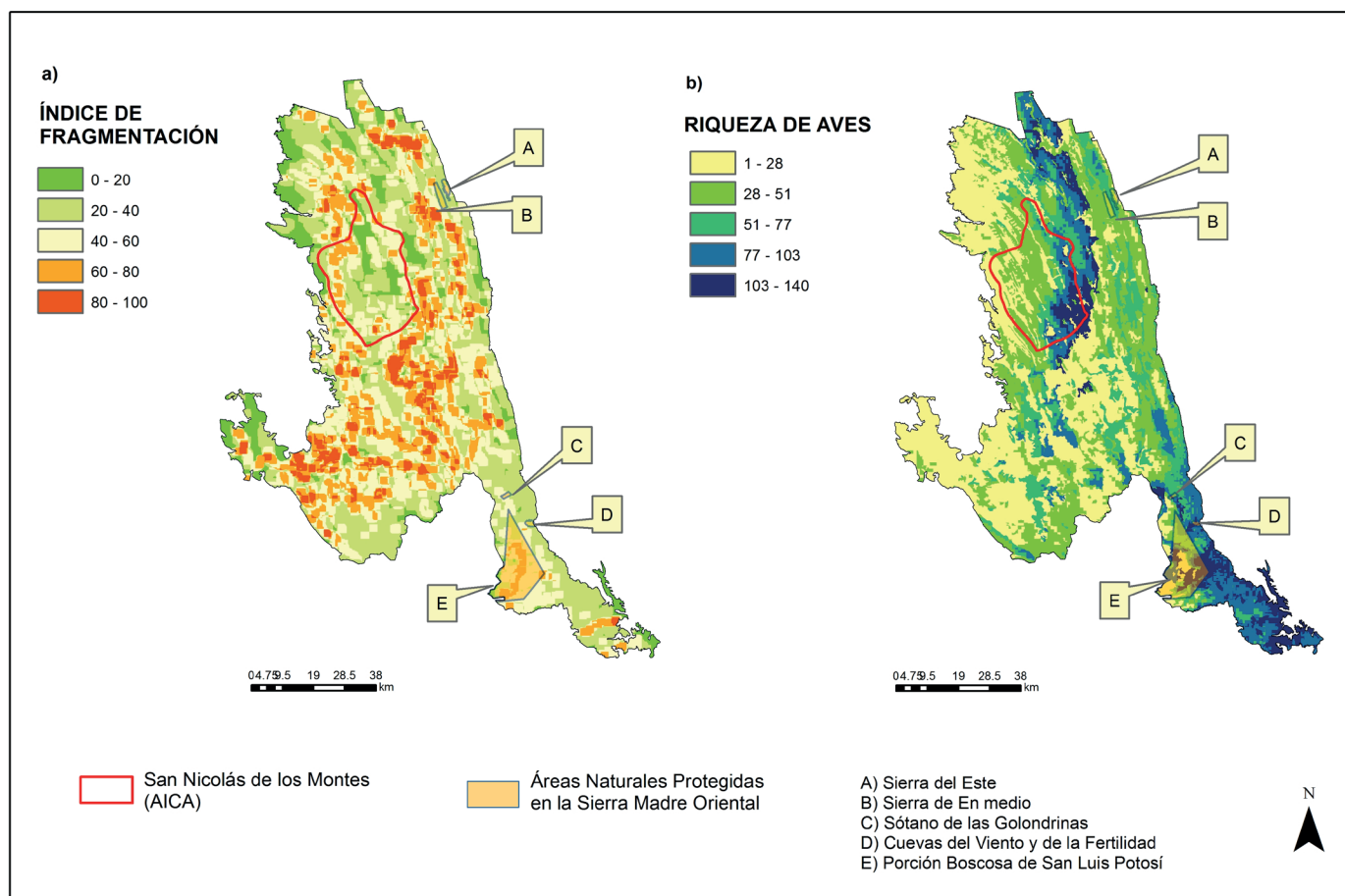


Figura 2. a) Índice de fragmentación del hábitat y b) Patrones de distribución potencial de la riqueza total de aves.

TABLA 5. Proporciones del grado de fragmentación con respecto a la superficie de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, Áreas Naturales Protegidas y Área de Importancia para la Conservación de las Aves de San Nicolás de los Montes.

| Índice de fragmentación (%) | Superficie (km ²) | Porcentaje respecto a la superficie de la SMO | Porcentaje respecto superficie ANP | Porcentaje respecto superficie AICA |
|-----------------------------|-------------------------------|---|------------------------------------|-------------------------------------|
| 0-20 | 741.07 | 9.62 | 2.92 | 13.87 |
| 20-40 | 2564.21 | 33.29 | 25.81 | 37.18 |
| 40-60 | 2551.03 | 33.12 | 49.04 | 36.63 |
| 60-80 | 1361.10 | 17.67 | 22.24 | 12.02 |
| 80-100 | 484.62 | 6.29 | 0.00 | 0.31 |
| Total | 7702.03 | | | |

SMO = Sierra Madre Oriental. ANP = Áreas Naturales Protegidas. AICA = Área de Importancia para la Conservación de las Aves.

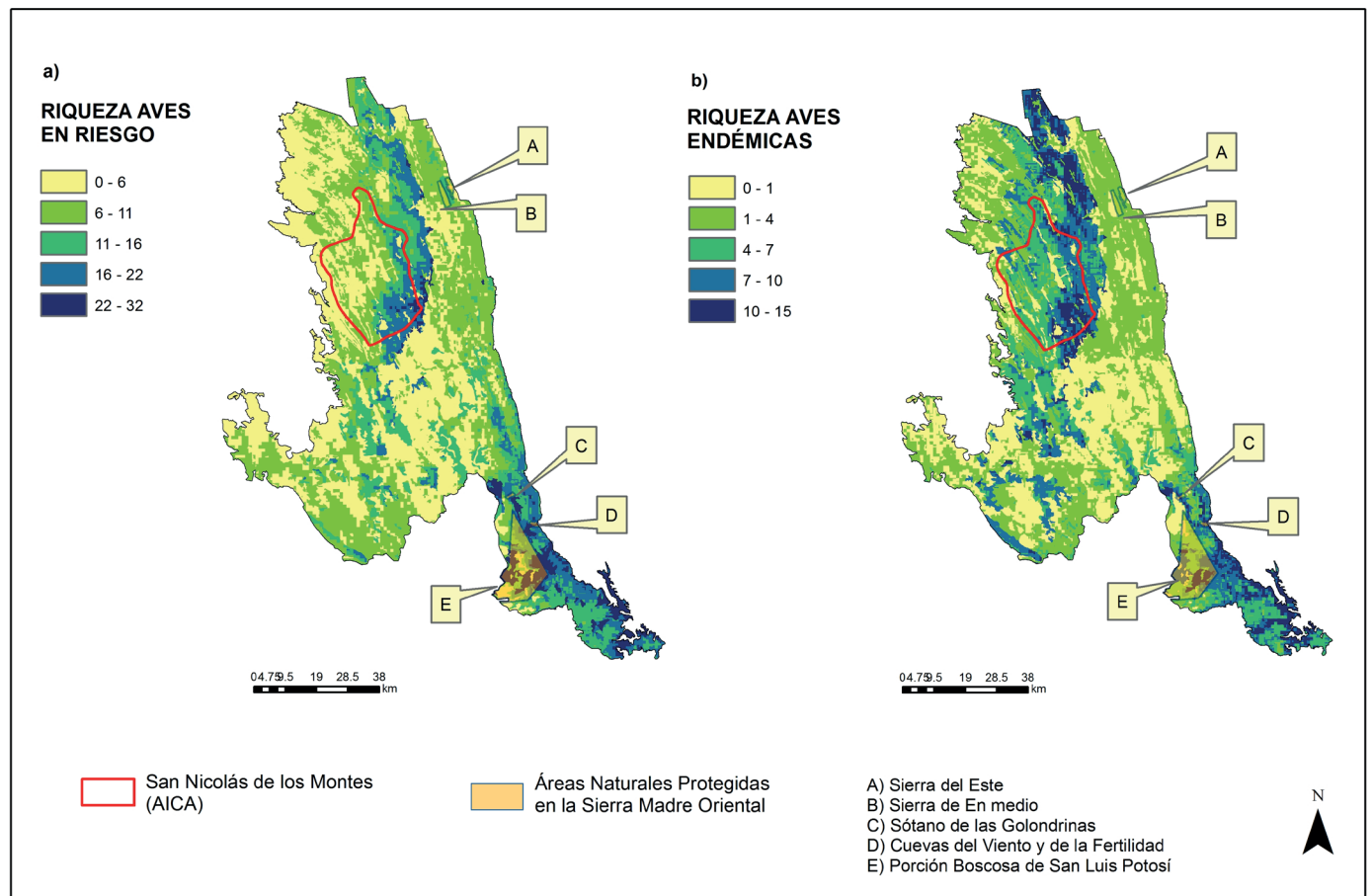


FIGURA 3. a) Patrones de distribución potencial de la riqueza de aves en categoría de riesgo y b) distribución potencial de la riqueza de aves en alguna categoría de endemismo.



Los modelos de distribución obtenidos corresponden a 75.62% de la riqueza total de aves determinada (Suplemento 1). Los valores de especificidad y sensibilidad de los datos de entrenamiento para todos los modelos generados (training AUC) fueron elevados (promedio de 0.89), sin embargo, las especies con alguna categoría de riesgo presentaron valores más elevados (promedio de 0.91) al igual que las especies con alguna categoría de endemismo (promedio de 0.90). La variable más importante para la elaboración de los modelos fue la vegetación (52.7%) y en menor proporción la diferencia de la media mensual de temperatura máxima y temperatura mínima (7.2%) y el coeficiente de variación de precipitación estacional (4.9%). En el suplemento 1 se muestra la distribución de las especies por tipo de vegetación en el área de estudio.

Los modelos indican que la mayor concentración de la riqueza total y riqueza de aves bajo protección especial se encuentra en el centro-norte del municipio de Tamasopo, el oeste de El Naranjo y en las zonas serranas de Xilitla y Tamazunchale (sureste) con áreas potenciales para albergar hasta 140 y 32 especies, respectivamente. De modo contrario, en el sur y suroeste de Tamasopo se ubicaron los sitios con menor número de especies (Fig. 2 y 3). La distribución potencial de la riqueza de aves en alguna categoría de endemismo se concentró en la porción centro-noroeste y en el sureste de la sierra, donde se localizaron sitios óptimos para la presencia de hasta 15 especies por localidad (Fig. 3).

Del total de la superficie de distribución potencial para las aves predicha, solo 7.98% de esta superficie está dentro de las ANP dejando el resto de las áreas de distribución (92.02%) en sitios donde no se cuenta con decretos oficiales que garanticen la protección y conservación de la biodiversidad. Alrededor de 8.4% del área de distribución predicha para las aves se encuentra en las zonas con baja fragmentación (0% - 20%) y, por otro lado, la mayor proporción de áreas de distribución potencial (alrededor de 71.4%) se ubican en los intervalos intermedios de fragmentación (20% - 60%). La superficie de distribución predicha restante se localiza en los sitios más fragmentados (> 60%). En general, se detectó una baja concentración de especies

endémicas y en categoría de riesgo en donde se presenta una más alta heterogeneidad del paisaje (Suplemento 1).

De las 122 especies que presentan susceptibilidad a los cambios ambientales, 54 especies tienen alguna categoría de riesgo o endemismo. Todas muestran la mayor parte de su distribución (80%) en los intervalos intermedios de fragmentación, mientras que solo alrededor de 4.85% de su distribución potencial se presenta en los sitios más fragmentados (80% - 100% fragmentación), lo que se relaciona con la elevada tendencia a la fragmentación del hábitat y a la presencia de varios tipos de coberturas y usos de suelo en estas zonas (Suplemento 1).

La correspondencia espacial de las áreas importantes y prioritarias para la conservación (Aicas y ANP's) con respecto a la tendencia hacia la fragmentación (Fig. 2) y los modelos de distribución potencial de la avifauna (Fig. 3), muestra que el AICA ubicada en San Nicolás de los Montes en el municipio de Tamasopo se localiza en un área con baja tendencia a la fragmentación, además, de presentar condiciones ecológicas adecuadas para albergar la mayor concentración de riqueza de aves.

DISCUSIÓN

Estudiar las fases sucesivas de la fragmentación mediante un análisis temporal, permite entender las implicaciones que tienen los cambios espacio-temporales del paisaje sobre la biodiversidad (Fahrig, 2003; Wang, Guillaume y Koper, 2014). La fragmentación produce la transformación y pérdida de superficie en las coberturas vegetales y usos de suelo generando cambios en la composición y configuración de los distintos parches en el paisaje. Así, al aumentar el número de parches disminuye su tamaño y se exhibe una matriz de paisaje fragmentado, en el que existe una tendencia al aislamiento de las coberturas nativas y una conectividad en las coberturas que las sustituyen (Turner *et al.*, 2001). Los resultados obtenidos para la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, revelan que la intensidad de transformación es mayor en las coberturas vegetales originales y que estas son sustituidas por cubiertas relacionadas con las actividades humanas (agricultura, pastizales, zonas urbanas y vegetación secundaria). Lo

anterior coincide con los patrones y tasas de cambio de uso del suelo determinados para México (Mas, Velázquez y Couturier, 2009), donde se manifiesta la pérdida de vegetación nativa y el incremento de las áreas destinadas a las actividades productivas y la urbanización (Semarnat, 2008; Sahagún-Sánchez *et al.*, 2011).

En general, las selvas y los matorrales son las coberturas más afectadas en términos de pérdida de superficie y aumento de fragmentos. Particularmente, las coberturas de selvas secas, han sufrido una pérdida cercana a 60% de la cobertura natural original, derivado de los procesos de deforestación a nivel nacional (Trejo y Dirzo, 2000). Lo anterior, resulta particularmente importante si se considera que dichos ecosistemas albergan la mayor parte de la biodiversidad del país, con un importante número de especies endémicas (Semarnat, 2008). En contraste, en las zonas destinadas a la agricultura y los pastizales, se presentan las especies de más baja susceptibilidad a los cambios ambientales y sobresalen especies de hábitos generalistas (Stotz *et al.*, 1996).

De acuerdo con un estudio previo para la zona (Sahagún-Sánchez *et al.*, 2011) las tendencias de deforestación y cambio de uso de suelo al futuro (2025), afectaran principalmente a las selvas, los bosques y los matorrales, con un incremento en las áreas dedicadas al cultivo y pastoreo de aproximadamente 51 815 ha ($> 500 \text{ km}^2$). Los municipios de Tamasopo y Rayón en la parte centro y norte; y los municipios de Aquismón y Xilitla en el sureste de la región, presentaron la mayor incidencia de transformación potencial a futuro, lo que coincide con las zonas determinadas con el mayor índice de fragmentación de cubiertas naturales.

La fragmentación se manifiesta en distintas escalas espaciales y temporales, lo que incrementa el riesgo de extinción local o regional de las especies, debido, entre otros factores al efecto de borde que propicia un aumento de temperatura y luz, así como una disminución de la humedad, lo que afecta la producción de recursos y el éxito reproductivo, contribuyendo a la pérdida progresiva de especies (Saunders, Hobbs y Margules, 1991; Bennett, Clarke, Thomson y Mac Nally, 2014). En el caso de las

aves, está documentado que las especies generalistas se benefician de estos procesos (Arriaga-Weiss, Calmé y Kampichler, 2008; Bregman *et al.*, 2014; Carrara *et al.*, 2015). En contraste, las especies que son susceptibles a la perturbación, se ven afectadas conforme disminuye la calidad del hábitat (Stotz *et al.*, 1996). En este sentido, para las 122 especies de aves (34% de la riqueza total) que aún conservan 80% de su distribución en sitios con fragmentación intermedia, la tendencia al aislamiento y los cambios en el uso de suelo podrían incrementar su vulnerabilidad, como ha sido documentado para algunos psitácidos y aves rapaces, cuya riqueza y abundancia es mayor en sitios menos perturbados (Arriaga-Weiss *et al.*, 2008; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009).

Por otro lado, se ha documentado que las áreas de borde generadas por los procesos de cambio y sustitución de cubiertas de vegetación original por vegetación secundaria, presentan una riqueza elevada de especies, donde se ven particularmente favorecidas las especies de aves generalistas (Bregman *et al.*, 2014; Carrara *et al.*, 2015). De acuerdo con Ugalde-Lezama *et al.*, (2009; 2010; 2012) las zonas perturbadas donde se pueden presentar estadios sucesionales de vegetación, promueven una mayor heterogeneidad en la estructura de la vegetación y pueden soportar un mayor número de especies, incluidas especies migratorias. Asimismo, la presencia de una mayor complejidad de estratos en la vegetación puede disminuir la presión por recursos a que son sometidas las especies sensibles a la perturbación; sin embargo, y de acuerdo con Barlow *et al.*, (2016) y Carrara *et al.*, (2015) los disturbios a nivel de paisaje originados por la actividad humana, entre los que sobresalen el efecto de borde y el aislamiento entre parches de vegetación, tienen un impacto muy significativo en la pérdida de la biodiversidad. Además, existen evidencias de que las especies responden de forma diferenciada a los cambios en el uso de suelo y la estructura del paisaje, dependiendo del tamaño de la especie, su longevidad, si son migratorias o residentes e incluso si son frugívoros o insectívoros, y/o si son generalistas o especialistas, entre otros rasgos propios de las especies de aves que pueden distribuirse en las distintas cubiertas vegetales (New-



bold *et al.*, 2012). Por lo anterior, se requiere contar con más información sobre la distribución puntual de las especies e incluso sobre aspectos demográficos (éxito de anidación, reclutamiento, entre otros) (Lampila *et al.*, 2005) para entender el impacto del proceso sucesional en la vegetación en las poblaciones de aves sensibles que se distribuyen en los ecosistemas de la región.

Los modelos de la distribución obtenidos con MaxEnt mostraron una mayor exactitud para aquellas especies que presentan distribución geográfica restringida en la zona de estudio, lo cual coincide con los resultados obtenidos por Hernández *et al.*, (2006) quienes además señalan que dicho atributo corresponde a especies con tolerancia ambiental limitada. Por otro lado, los modelos sugieren escenarios de elevada riqueza de aves en sitios que no cuentan con un decreto de protección oficial, lo que limita la efectividad de las acciones de conservación implementadas hasta el momento. En este aspecto, sobresale el caso del Área de Importancia para la Conservación de las Aves de San Nicolás de los Montes (Aicas) (Arizmendi y Márquez, 2000), considerada como un área prioritaria para la conservación del grupo debido a su alto nivel de riqueza y endemismos. Dicha AICA tiene una superficie aproximada de 733.09 km², que corresponde a 9.4% de la superficie total del área de estudio y su vegetación incluye bosques de encino y selvas medianas subperennifolias. A pesar de que no se presentan patrones de fragmentación elevados, la vegetación de esta zona exhibe una predisposición a la pérdida de superficie por sobrepastoreo lo que puede inducir al incremento en el número de parches y generar aislamiento, un mayor efecto de borde y la pérdida paulatina de poblaciones de aves que se distribuyen en estos sitios.

La región con mayor concentración potencial de aves se ubica en la formación de sierra plegada que caracteriza a la Sierra Madre Oriental en su curso por el estado. La sierra funciona como Corredor Biológico y contribuye a la conectividad de las poblaciones de aves y otros grupos taxonómicos, por lo que su conservación es clave para mantener la biodiversidad de especies en el noreste de México. En el ámbito de la región de estudio confluyen

tres importantes áreas naturales protegidas: la Reserva de la Biósfera “El Cielo” en el estado de Tamaulipas, la Reserva de la Biósfera “Sierra del Abra Tanchipa” en el estado de San Luis Potosí y la Reserva de la Biósfera “Sierra Gorda” en el estado de Querétaro (Conanp, 2003), sin embargo, es evidente que para la parte de la Sierra Madre Oriental en el estado, donde se desarrolló el estudio, existen vacíos en la representatividad de ANP a nivel regional. Esta situación demanda acciones para atender las necesidades de protección de la diversidad biológica en las áreas de riqueza relevantes que no cuentan con protección (Domínguez-Cervantes, 2009), con especial énfasis en los sitios con presencia de taxones con distribución restringida o que están en alguna categoría de riesgo (Lu, Jia, Lloyd y Sun, 2012).

En las inmediaciones de las ANP ubicadas dentro del área de estudio, la concentración de la riqueza predicha es elevada y los patrones de fragmentación del hábitat son bajos, lo que indica la efectividad de las ANP como instrumentos de política para la conservación. Desafortunadamente, la falta de planes de manejo y recursos para su gestión, pone en riesgo los recursos naturales y la biodiversidad que resguardan (Sahagún-Sánchez *et al.*, 2013).

El análisis de los resultados exhibe una tendencia general al aislamiento entre los parches de vegetación natural, lo que puede repercutir seriamente en la funcionalidad y conectividad a nivel del corredor biológico en la Sierra Madre Oriental, con las consecuencias que esto implicaría en términos de conservación de la biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos. Al respecto, es necesario, trabajar en una estrategia de gobernanza de la biodiversidad que permita garantizar el mantenimiento de la integridad ecosistémica y la conectividad de las coberturas en la región. La iniciativa del Corredor Ecológico de la Sierra Madre Oriental promovida por la Conanp – GIZ avanza en este sentido, no obstante, se requiere mayor voluntad política para su total implementación.

La información obtenida es relevante para desarrollar estrategias que coadyuven a la planeación sistemática de la conservación, sin embargo, se reconoce la importan-

cia de trabajar en la obtención de datos que permitan documentar los impactos de la fragmentación en las poblaciones, principalmente en los aspectos demográficos de la diversidad de aves. Esto sugiere, realizar estudios orientados al monitoreo de las poblaciones de forma que sea posible evaluar la influencia de los cambios en la integridad ecosistémica, la conectividad del hábitat y el cambio climático (Lu *et al.*, 2012; Jarzyna, Porter, Maurer, Zuckerberg, Finley, 2015). Asimismo, y dadas las grandes extensiones sin categoría de protección, es pertinente desarrollar nuevas estrategias que favorezcan la instrumentación y el desarrollo de actividades de aprovechamiento sustentable, donde los sistemas agrosilvopastoriles pueden ser clave para el mantenimiento de las coberturas vegetales y las poblaciones de aves asociadas.

CONCLUSIONES

Los procesos de cambio en el uso de suelo en la región de la Sierra Madre Oriental propiciaron la fragmentación y pérdida de superficie en áreas con coberturas naturales, lo anterior modificó su configuración espacial y estructura, e incrementó la heterogeneidad del paisaje. Los datos obtenidos muestran una clara tendencia al aislamiento de la vegetación original, asociada a factores culturales y antrópicos que generan cambios de uso de suelo hacia actividades agrícolas, ganaderas, de extracción forestal, entre otras. Esta situación degrada paulatinamente los ecosistemas presentes en la zona y amenaza seriamente a las áreas de distribución de las aves, en especial a las que son susceptibles a cambios ambientales (especialistas o hábitat selectivos), así como a las que son endémicas y/o que se encuentran en alguna categoría de riesgo.

El impacto de los procesos de fragmentación y cambios en el uso de suelo sobre las áreas de distribución potencial se acentúa en los sitios donde no existen decretos de áreas dedicadas a la conservación. La falta de representatividad de las Áreas Naturales Protegidas en la zona, demanda la definición de acciones que den respuesta a las necesidades de conservación de la biodiversidad de aves residentes y migratorias que se distribuyen en la región, de forma que sea posible avanzar en las metas de conserva-

ción. De no tomarse medidas preventivas se podría perder o reducir la diversidad de aves y otras especies con distribución en la región.

Esta investigación reafirma a la Sierra Madre Oriental como una región importante para la conservación de la avifauna y de la diversidad biológica, en general. El uso de modelos espaciales para analizar los patrones de distribución de las especies y las tendencias de cambio en el paisaje, resultan apropiados para incorporar al análisis el impacto de las actividades humanas en los ecosistemas y la biodiversidad. La información generada es útil como insumo para los tomadores de decisiones, académicos y otros interesados en desarrollar estrategias pertinentes que aseguren la conservación de la biodiversidad de aves y otros grupos faunísticos a nivel regional.

RECONOCIMIENTOS

El estudio fue elaborado con fondos del proyecto “Los procesos de deforestación en la huasteca potosina, sus implicaciones ante el cambio climático y escenarios futuros” (Semarnat-2006-C01-23754). Al Dr. Adolfo Navarro Sigüenza del Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la Facultad de Ciencias de la UNAM por la provisión de datos del Atlas de las Aves de México y comentarios al manuscrito.

REFERENCIAS

- American Ornithologist's Union. (1998). *Check-list of North American birds*. Washington, D.C., E.U.A.: Committee on Classification and Nomenclature. American Ornithologist's Union.
- Anderson, R. P., Gómez-Laverde, M. y Peterson, T. (2002). Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 131-141.
- Arizmendi-Arriaga, M. C. y Márquez-Valdelamar, L. (2000). *Áreas de importancia para la conservación de las aves de México*. Ciudad de México: Aicas, Cipamex, Conabio, FMCN y CCA.
- Arriaga-Weiss, S. L., Calmé, S. y Kampichler, C. (2008). Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat



- variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 173–190. doi: 10.1007/s10531-007-9238-7
- Avian Knowledge Network. (2009). *The eBird reference dataset*. Recuperado de <http://www.avianknowledge.net/>.
- Behrens, T. (2003). Texture Analysis and Neighbourhood Statistics (Versión 1.2) [Software de cómputo]. Weimar, Alemania: Universidad de Jena.
- Bennett, J. M., Clarke, R. H., Thomson, J. R. y Mac Nally, R. (2014). Fragmentation, vegetation change and irruptive competitors affect recruitment of woodland birds. *Ecography*, 37, 001-009. doi: 10.1111/ecog.00936.
- Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). La dinámica del cambio del uso de suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*, 44, 18-38.
- Bogaert, J. y Barima, Y. S. (2008). On the transferability of concepts and its significance for landscape ecology. *Journal of Mediterranean Ecology*, 9, 35-39.
- Botello, F., Sarkar, S. y Sánchez-Cordero, V. (2015). Impact of habitat loss on distribution of terrestrial vertebrates in a high-biodiversity region in Mexico. *Biological Conservation*, 184, 56-65. doi: 10.1016/j.biocon.2014.11.035
- Bregman, T. P., Sekercioglu, C. H. y Tobias, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169, 372-383. doi: 10.1016/j.biocon.2013.11.024
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J., Shondube, J., De Freitas, S. y Fahrig, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184, 117-126. doi: 10.1016/j.biocon.2015.01.014
- Chapa-Vargas, L. y Monzalvo-Santos, K. (2012). Natural protected areas of San Luis Potosí, México: ecological representativeness, risks, and conservation implications across scales. *International Journal of Geographic Information Science*, 26(9), 1625-1641 doi:10.1080/13658816.2011.643801
- Chesser, R. T., Banks, R. C., Barker, F. K., Cicero, C., Dunn, J. L., Kratter, A. W., Lovette, I. J., Rasmussen, P. C., Remsen Jr, J. V., Rising, J. D., Stotz, D. F. y Winker, K. (2011). Fifty-Second supplement to the American Ornithologists' Union Check-List of North American Birds. *The Auk*, 128(3), 600-613.
- Christmas Birds Counts. (2009). National Audubon Society AUDUBON. Recuperado de: <http://www.audubon.org/content/american-birds-annual-summary-christmas-bird-count>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp] (2003). *Áreas Naturales Protegidas. Escala 1: 4000000*. México: Conanp. Recuperado de <http://www.conanp.gob.mx>.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2008). aVerAves (versión 2) [Software de cómputo]. Recuperado de: <http://www.conabio.gob.mx>.
- Contreras-Medina, R., Luna-Vega, I. y Ríos-Muñoz, C. A. (2010). Distribución de *Taxus globosa* (Taxaceae) en México: modelos ecológicos de nicho, efectos del cambio del uso de suelo y conservación. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83, 421-433.
- Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (2011). *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora Appendices I, II and III*. Recuperado de: <https://cites.org/eng/app/E-Apr27.pdf>
- Dirzo, R. y Raven, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 137–167. doi: 10.1146/annurev.energy.28.050302.105532
- Domínguez-Cervantes, E. (2009). *Conectividad biológica y social. Zonas de influencia de las áreas naturales protegidas*. Recuperado de: http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/versiones_digitales/C5Conectividad.pdf
- Eastman, J. R. (2006) *IDRISI Andes Guide to GIS and Image Processing*. EUA: Clark Labs.
- Eastman, J. R., Mckendry, J. E. y Fulk, M. A. (1994). *Change and time series analysis in GIS* (2a ed.). Ginebra, Suiza: Unitar.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, M. J., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richard-

- son, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S. y Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151. doi: 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
- Elkie, P. C., Rempel, R. S. y Carr, A. (1999). *Patch analyst user's manual: a tool for quantifying landscape structure*. Ontario, Canadá: Ontario Ministry of Natural Resources, Boreal Science, Northwest Science y Technology.
- Environmental System Research Institute [ESRI] (2008). ArcGIS (versión 9.3) [Software de cómputo]. EUA: ESRI
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- González-García, F. y Gómez de Silva, H. (2003). Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. En H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (Eds.), *Conservación de aves: experiencias en México* (p.150-194). México: National Fish and Wildlife Foundation-Cipamex-Conabio.
- Hernández, P. A., Graham, C. H., Master, L. L. y Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773-785. doi: 10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, G. y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965-1978. doi: 10.1002/joc.1276
- Howell, S. N. G. y Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford, Reino Unido: Oxford University Press.
- Iloldi-Rangel, P., Sánchez-Cordero, V. y Peterson, A. T. (2004). Predicting distributions of Mexican mammals using Ecological Niche Modeling. *Journal of Mammalogy*, 85(4), 658-662. doi: 10.1644/BER-024
- ILWIS 2007. Integrated Land and Water Information System ILWIS 3.3.
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2009). *The IUCN red list of threatened species* TM. Recuperado de <http://www.iucnredlist.org>.
- Jarzyna, M. A., Porter, W. F., Maurer, B. A., Zuckerberg, B. y Finley, A. (2015). Landscape fragmentation affects responses of avian communities to climate change. *Global Change Biology*, 21(8), 2942-2953. doi:10.1111/gcb.12885
- Koleff, P. y E. Moreno. (2005). Áreas protegidas de México: regionalización y representación de la riqueza. En J. Llorente-Bousquets y J. J. Morrone (Eds.), *Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines: primeras jornadas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática* (pp. 351-373) México, D.F.: Cytel-UNAM-Conabio.
- Lampila, P., Mönkkönen, M. y Desrochers, A. (2005). Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology*, 19(5), 1537-1546. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00201.x
- León, M. G. D. de, Pinedo, A. y Martínez, J. H. (2014). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones Geográficas*, 84, 42-53. doi: 10.14350/rig.36568
- Lillesand, T. M., Keiffer, R. W. y Chipman, J. W. (2004). *Remote sensing and image interpretation* (5a ed.). Nueva York: John Wiley y Sons Inc.
- Lu, N., Jia, C., Lloyd, H. y Sun, Y. (2012). Species-specific habitat fragmentation assessment, considering the ecological niche requirements and dispersal capability. *Biological Conservation*, 152, 102-109. doi: 10.1016/j.biocon.2012.04.004
- Luna, I., Morrone, J. J. y Espinosa, D. (2004). Introducción. En I. Luna, J. J. Morrone, D. y Espinosa (Eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental* (pp. 1-2). México, D.F.: Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Mas, J. F., Velázquez, A. y Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental*, 1(1), 23-39.
- McGarigal, K. y Marks, B. J. (1994). *FRAGSTAT: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure* (Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351). Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Monmonier, M. S. (1974). Measures of pattern complexity for choroplethic maps. *American Cartographer*, 1, 159-169.



- Navarro, A. G., Garza-Torres, H. A., López de Aquino, S., Rojas-Soto, O. y Sánchez- González, L. A. (2004). Patrones biogeográficos de la avifauna. En I. Luna, J. J. Morrone y D. Espinosa (Eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental* (p. 439-467) México, D. F.: Las prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Navarro, A. G., Peterson, A. T. y Gordillo-Martínez, A. (2003). Museums working together: the atlas of the birds of Mexico. En N. Collar, C. Fisher y Feare C. (Eds.), *Why museums matter: avian archives in an age of extinction* (p. 207-225). Londres: Bulletin British Ornithologists' Club.
- Newbold, T., Scharlemann, J. P. W., Butchart, S. H. M., Şekercioğlu, Ç. H., Alkemade, R., Booth, H. y Purves, D. W. (2013). Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1750), 2012-2131. doi: 10.1098/rspb.2012.2131
- ORNithological Information System (2004). ORNithological Information System: data providers list. Disponible en: <http://olla.berkeley.edu/ornisnet/>.
- Ortega-Huerta, M. A. y Peterson, A. T. (2004). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10(1), 39-54. doi: 10.1111/j.1472-4642.2004.00051.x
- Ortega-Huerta, M. A. y Peterson, A. T. (2008). Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79, 205-216.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M. y Peterson, A. T. (2007). Predicting species distribution from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34(1), 102-117. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x
- Peterson, R. T. y Chalif, E. L. (1989). *Aves de México. Guía de Campo*. México: Diana.
- Phillips, R. P. y Dudík, M. (2008). Modeling of species distribution with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175. doi: 10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. y Schapire R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- Phillips, S. J., Dudík, M. y Schapire, R. E. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. Documento presentado en Twenty-First International Conference on Machine Learning, Banff Alberta, Canadá.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., Desante, D. F. y B. Milá. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres (Gen. Tech. Rep. PSW-GTR 159). Albany, CA: Forest Service, U.S. Department of Agriculture
- Rempel, R. S., Carr, A. P. y Kaukinen, D. (2008). Patch Analyst extension for ArcMap: (version 4.2) [Software de cómputo]. Ontario Ministry of Natural Resources. Recuperado de <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempe/p/patch>.
- Reyes-Hernández, H., Olvera-Vargas, L., Sahagún-Sánchez, F. J. y Mass-Causel, J. F. (2009). *Transformation of the forest cover and future scenarios in the Sierra Madre Oriental, Physiographic Region, San Luis Potosí, México*. Documento presentado en 33 International Symposium on Remote Sensing of Environment, Sustaining the Millennium Development Goals. Stresa, Italia. Recuperado de: <http://isrse-33.jrc.ec.europa.eu>.
- Ridgely, R.S., Allnutt, T. F., Brooks, T., McNicol, D. K., Mehlman, D. W., Young, B. E. y Zook, J. R. (2007). Digital distribution maps of the birds of the Western Hemisphere (version 3.0). Arlington, Virginia, EUA: NatureServe.
- Ríos-Muñoz, C. A. y Navarro-Sigüenza, A. G. (2009). Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical*, 20, 491-509.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. México. D.F.: Limusa.
- Sahagún-Sánchez, F. J., Castro-Navarro, J. y Reyes-Hernández, H. (2013). Distribución geográfica de la avifauna en la Sierra Madre Oriental, México: un análisis regional de su estado de conservación. *Journal of Tropical Biology and Conservation*, 61(2), 897-925.
- Sahagún-Sánchez, F. J., Reyes-Hernández, H., Flores-Flores, J. L. y Chapa-Vargas, L. (2011). Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en

- la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí. *Journal of Latin American Geography*, 10(2), 65-86.
- Sánchez-Cordero, V., Cirelli, V., Munguía, M. y Sarkar, S. (2005). Place prioritization for biodiversity representation using species' ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics*, 2, 11-23.
- Sánchez-González, L. A. y García-Trejo, E. A. (2010). San Luis Potosí. En R. Ortiz-Pulido, Navarro-Sigüenza, A., Gómez de Silva, H., Rojas-Soto, O. y Peterson, T. A. (Eds.), *Avifaunas estatales de México* (pp. 199-242). Pachuca, Hidalgo, México: Cipamex.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. y Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5(1), 18-32. doi: 10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2010, 30 de diciembre). 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. *Diario Oficial de la Federación*.
- Semarnat (2008). *Informe de la situación del medio ambiente en México. Edición 2008. Compendio de Estadísticas Ambientales*. México. Recuperado de: http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_2008/00_intros/index.html
- Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C. [Cipamex] - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio]. (1999). *Áreas de importancia para la conservación de las aves. Escala 1: 250 000*. Recuperado de: <http://www.conabio.gob.mx>.
- Stinemann, R. L., Potter, M. A., Butler, D. y Minot, E. O. (2015). Compounding effects of habitat fragmentation and predation on bird nests. *Austral Ecology*, 40(8), 974-981. doi:10.1111/aec.12282.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A. y Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical birds. Ecology and conservation*. Chicago, EUA: University of Chicago Press.
- Suárez-Seoane, S., García de la Morena, E. L., Morales-Prieto, M. B., Osborne, P. E. y De Juana, E. (2008). Maximum entropy niche-based modelling of seasonal changes in little bustard (*Tetrax tetrax*) distribution. *Ecological Modelling*, 219(1-2), 17-29. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2008.07.035
- Trejo, I. y Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94(2), 133-142. doi: 10.1016/S0006-3207(99)00188-3
- Turner, M. A., Gardner, R. H. y O'Neill, R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice: patterns and process. EUA: Springer.
- U. S. Geological Survey Global (2009). *U.S. Geological Survey Global 30 Arc-Second Elevation (GTOPO30)*. Recuperado de: http://eros.usgs.gov/#Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30
- Ugalde-Lezama, S., Alcántara-Carbajal, J. L., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Valverde, G., Velázquez-Mendoza, J. y Tarángo-Arámbula, L. A. (2010). Riqueza, abundancia y diversidad de aves en un bosque templado con diferentes condiciones de perturbación. *Agrociencia*, 44(2), 159-169.
- Ugalde-Lezama, S., Alcántara-Carbajal, J. L., Tarángo-Arámbula, L. A., Ramírez-Valverde, G. y Mandoza-Martínez, G. D. (2012). Fisonomía vegetal y abundancia de aves en un bosque templado con dos niveles de perturbación en el Eje Neovolcánico Transversal. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(1), 133-143. doi: 10.7550/rmb.30788
- Ugalde-Lezama, S., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Valverde, G., Alcántara-Carbajal, J. L. y Velázquez-Mendoza, J. (2009). Distribución vertical de aves en un bosque templado con diferentes niveles de perturbación. *Madera y Bosques*, 15(1), 5-26. doi: 10.21829/myb.2009.1511194
- Urbina-Cardona J. N. y Flores-Villela, O. (2010). Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology*, 24(4), 1031-1041. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01432.x
- US BBS (2009). *Monitors terrestrial birds throughout the UK to provide information that underpins the conservation of species and habitats. US Breeding Bird Survey*. Recuperado de: <http://www.bto.org/bbs/index.htm>.



- Van Perlo, B. (2006). *Birds of Mexico and Central America*. EUA: Princeton University Press.
- Velázquez, A., Mas J. F., Díaz-Gallegos, J. R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P. C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. y Palacio, J. L. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica*, 62, 21-37.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. y Melillo, J. M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277, 494-499. doi: 10.1126/science.277.5325.494
- Wang, X., Guillaume, F. y Koper, N. (2014). Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 634-646. doi: 10.1111/2041-210X.12198
- Manuscrito recibido el 16 de octubre de 2016.
Aceptado el 20 de abril de 2017.
- Este documento se debe citar como:
Castro-Navarro, J., Sahagún-Sánchez, F. J. y Reyes-Hernández, H. (2017). Dinámica de fragmentación en la Sierra Madre Oriental y su impacto sobre la distribución potencial de la avifauna. *Madera y Bosques*, 23(2), **-***. doi: 10.21829/myb.2017.2321429