

FACTORES BIOGEOGRÁFICOS Y CAMBIOS DE USO DE SUELO (2009-2013) EN EL NICHOS DE *TROGON ELEGANS AMBIGUUS* Y *EUPTILOTTIS NEOXENUS* EN CHIHUAHUA, MÉXICO

M.E. TORRES-OLAVE*, L.C. BRAVO-PEÑA, L.C. ALATORRE-CEJUDO, M.I. UC-CAMPOS, M.O. GONZÁLEZ-LEÓN

Unidad Multidisciplinaria Cuauhtémoc, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Carretera Cuauhtémoc Anáhuac Km 61,5, Cuauhtémoc, CP 31.600 Chihuahua, México.

RESUMEN. *Las especies del género Trogon elegans ambiguus y Euptilotis neoxenus cuentan con escasos estudios sobre el estado actual de su nicho ecológico y los cambios de uso del suelo donde viven estas aves. En este trabajo se estimó la distribución potencial de Trogon elegans ambiguus y Euptilotis neoxenus en Chihuahua y se realizó el análisis de los cambios de uso de suelo en dos periodos del tiempo (años 2009 y 2013), cuantificándose la pérdida de coberturas. El modelaje del nicho ecológico para Chihuahua se realizó en el software MaxEnt. Ya que la información de las capas rasters y shapefiles vienen con diferente datum y tamaño de celda, las cartografías de cambios de uso de suelo y cubiertas vegetales fueron reclasificadas y homologadas para procesarse de manera correcta. Se generó una validación cruzada para comparar las matrices de correspondencia. Los resultados indican que Trogon elegans ambiguus y Euptilotis neoxenus tienen una pérdida de hábitat en los bosques de coníferas y latifoliadas que se transformaron a zonas agrícolas o pastizales-matorrales. Los modelos de nichos potenciales son herramientas útiles que permiten identificar áreas adecuadas para la existencia de las especies, con estatus en la NOM-059-SEMARNAT-2010. En el caso del Trogon elegans ambiguus existen cambios en el uso de suelo en el área de estudio focalizándose en los municipios de Temosachi y Madera.*

Biogeographical factors and land use changes (2009-2013) in the niche of Trogon elegans ambiguus and Euptilotis neoxenus in Chihuahua, Mexico

ABSTRACT. *Few studies have addressed the current state of the Trogon elegans ambiguus and Euptilotis neoxenus ecological niches, as well as the vegetation dynamics and land use changes where these birds live. This work estimates the potential distribution of Trogon elegans ambiguus and Euptilotis neoxenus in Chihuahua and studies the land use changes in two time periods (2009 and 2015). The MaxEnt software was used to model the ecological niches in Chihuahua,*

Mexico. The maps of changes in land use and plant cover were reclassified and the classes were homogenized. A crosstab analysis was used to compare correspondence matrices. The results indicate that Trogon elegans ambiguus and Euptilotis neoxenus underwent a niche loss in conifer and hardwood forests, which became farmland or pasture-bushes. Ecological niche modelling is a useful tool to identify suitable areas for species with NOM-059-SEMARNAT-2010 status. In the case of Trogon elegans ambiguus, land use changes mainly affect the municipalities of Temosachi and Madera.

Palabras clave: modelo de nicho ecológico, cambio en la cobertura del suelo, algoritmos de máxima entropía, determinantes ambientales de las especies.

Key words: ecological niche model, change in land cover, maximum entropy algorithms, environmental determinants of species.

Recibido: 27 de marzo de 2017

Aceptado: 28 de Julio de 2017

*Correspondencia: María E. Torres-Olave, Unidad Multidisciplinaria Cuauhtémoc, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Carretera Cuauhtémoc-Anáhuac Km 61,5, Calle Ejército Nacional 5.220 Col. Ejido Cuauhtémoc Anáhuac, Municipio de Cuauhtémoc, CP 31600 Chihuahua, México. E-mail: elena.torres@uacj.mx

1. Introducción

Debido a su ubicación excepcional, entre las regiones Neártica y Neotropical, México cuenta con una gran riqueza y diversidad de aves, pudiéndose encontrar alrededor de 1060 especies de un total de 10.000 conocidas en el mundo. Stotz *et al.* (1997) propusieron a la Sierra Madre Occidental como una importante región biogeográfica, donde se distribuye una gran diversidad de especies tanto animales como vegetales. En particular, en el estado de Chihuahua habitan *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus*, que son conocidas en la región serrana como “koa” mientras que para el sur de México son conocidos como “pájaro bandera”. *Euptilotis neoxenus* es considerado endémico del norte de la Sierra Madre Occidental (Tinoco *et al.*, 2009). *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus* utilizan las zonas boscosas de Chihuahua para llevar a cabo su fase reproductiva, desde reconocimiento, cortejo y selección del nido hasta la alimentación y el vuelo de los juveniles. De las nueve especies del Género *Trogon* distribuidas en México, cinco se encuentran incluidas en la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. En la actualidad, *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus* son consideradas candidatas para ser incluidas por su estatus como con protección especial o amenazada (Denisse, 2010). *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus* dependen de los bosques de pino-encino (*Pinus Spp.* y *Quercus Spp.*) para llevar a cabo sus etapas reproductivas, los cuales están siendo fuertemente afectados por la industria maderera, cambios en el uso del suelo, incendios, sobrepastoreo, degradación, entre otros factores que ponen en riesgo a las especies. Para el norte de México, la información descriptiva de estas aves

es incompleta, ya que no se cuenta con suficientes datos que amplíen el conocimiento acerca de su distribución que permitan identificar y determinar su situación potencial.

La discusión en cuanto a cómo se definen los modelos de nicho ecológico fundamental está basada en la interpretación ecológica que reciben por diversos autores, que en unos casos los consideran como modelos de idoneidad (Felicísimo *et al.*, 2004; Milesi y López de Casenave, 2005) (representando la distribución potencial de la especie comprendiendo como tal el espacio donde podría estar presente en función de sus características ambientales); otros investigadores los describen como modelos de hábitat potencial, donde el concepto de hábitat puede ser aplicado a la descripción de la asociación entre los organismos y los factores ambientales (Kearney, 2006); otros autores los denominan modelos del nicho ecológico (Araújo *et al.*, 2006; Martínez-Méndez *et al.*, 2016; Piedrahita-Cortés y Soler-Tovar, 2016; Puga *et al.*, 2016), que sería la mezcla de condiciones ecológicas en que un taxón (grupo de organismos emparentados) puede mantener poblaciones sin aporte migratorio (Grinnell, 1917). También se define el nicho como el espacio multidimensional donde hay interacción con otras especies (e.g., competencia, depredación, mutualismo), asimismo llamado nicho real (Hutchinson y Edmondson, 1993). MacArthur (1968) sostenía que el término nicho sólo es operacional si se usa en términos comparativos (e.g., diferencias entre nichos, nicho de una especie en dos lugares o sitios distintos), que tiene sentido sólo cuando el análisis se refiere a un ambiente homogéneo en cuanto al uso o respuesta (“fine-grained”), y que el nicho de cada individuo es diferente (MacArthur, 1968). En este trabajo se interpretan como modelos de nicho fundamental, que representan todas las posibles relaciones en todas las posibles comunidades en las que la especie podría sobrevivir (distribución potencial).

En relación con lo anteriormente mencionado, los modelos de distribución potencial de especies expresan cartográficamente la idoneidad de un espacio para la ocurrencia de una especie en función de las variables empleadas para generar dicha representación. La idoneidad no es más que la relación matemática o estadística entre la distribución real conocida y un conjunto de variables independientes que se usan como indicadores (Mateo *et al.*, 2011; Morales, 2012). Estas variables pueden ser geológicas, topográficas, climáticas, edáficas, etc., y se espera que, con algunas de ellas, individualmente o en combinación, se puedan definir los factores ambientales que delimiten las condiciones favorables para la presencia de la especie (López-Sandoval *et al.*, 2015). La construcción de modelos de distribución potencial de especies es, esencialmente, un proceso de clasificación (Mateo *et al.*, 2012). La variable dependiente es dicotómica (presencia/ausencia) y las independientes pueden ser cuantitativas (por ej., temperatura o elevación) o nominales (por ej., uso del suelo) (Guisan y Zimmermann, 2000).

En los últimos 15 años se han desarrollado varios algoritmos para modelar el nicho potencial de una especie, por ejemplo Bioclim (Nix y Busby, 1986), GARP (Stockwell, 1999), R (Hijmans y Elith, 2013) y MaxEnt (Phillips *et al.*, 2004), convirtiéndose en importantes herramientas en biogeografía, biología de la conservación y ecología del paisaje (Peterson *et al.*, 2002). Dichos modelos están basados en el concepto de nicho ecológico de Hutchinson relacionando la información biológica (puntual) con información ambiental (geográfica) y posteriormente identificando zonas donde no

existan registros previos de la especie, corrigiendo la predicción y obteniendo de esta forma el área de distribución actual de las especies (Peterson *et al.*, 2002). MaxEnt (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>) es un programa basado en una aproximación estadística llamada máxima entropía que permite hacer predicciones utilizando información incompleta, en este caso datos de presencia u ocurrencia (de 7 a 400 puntos de ocurrencias) de una especie. Estas aplicaciones aunadas a los sistemas de información geográfica han sido utilizadas recientemente para evaluar el impacto provocado por el cambio de uso de suelo (Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Phillips *et al.*, 2006; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009), que implica la transformación de la cobertura vegetal original por factores antropogénicos (Velázquez *et al.*, 2002). Se ha observado que la cobertura y el uso del suelo son dos de los elementos que mejor evidencian la transformación de la superficie terrestre, por parte de la acción humana a través del tiempo (Munroe *et al.*, 2002). Los cambios de uso del suelo, en particular la deforestación, están relacionados con la pérdida de biodiversidad (Reyes-Hernández *et al.*, 2006). Los factores asociados con estas transformaciones son múltiples y muy variados (Geist y Lambin, 2002), por lo cual resulta necesario utilizar modelos que permitan determinar el estado actual de los principales ecosistemas y por lo tanto de las especies asociadas. Por lo anteriormente mencionado, en este trabajo se estimó la distribución potencial de *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus* en Chihuahua y se realizó el análisis de los cambios de uso de suelo en dos periodos del tiempo (2009 y 2013).

2. Área de estudio

Chihuahua se localiza en la parte central del norte de México. Colinda al norte con los estados de Nuevo México y Texas en Estados Unidos de América, al este con Coahuila de Zaragoza, al sur con Durango y al oeste con Sinaloa. Se ubica entre las coordenadas geográficas 25° 30' y 31° 47' latitud norte y 103° 18' hasta 109° 07' longitud oeste. Es el estado más grande de México, el 12% del territorio nacional, con una superficie total de 247,45 km² y con un clima seco y semiseco. La precipitación media anual está alrededor de 500 mm (INEGI, 2007) (Fig. 1).

El área de estudio incluye bosque mixto de especies del género *Quercus* y *Pinus*. El factor altitudinal determina la dominancia de una especie sobre la otra, presentándose en primer lugar la dominancia de *Quercus* (Bosque de encino-pino) pasando a ser bosque de pino-encino con el aumento de la altitud. Son comunes las especies *Pinus cembroides* (pino piñonero), *Quercus hypoleucoides*, *Quercus arizonica* (encino azul), *Pinus chihuahuana* (sahuaca), *P. engelmannii* (pino real), además de *Quercus emoryi* (encino prieto), *Q. chihuahuensis* y, en sitios muy aislados, es frecuente encontrar *Juniperus deppeana* (aorí) y *Cupressus arizonica*. En las zonas donde predominan los *Pinus* se pueden encontrar en el estrato herbáceo elementos de *Bouteloua*, *Muhlenbergia* Sp., *Agave* Sp., *Opuntia* Sp. y *Heteropogon contortus* (zacate colorado). En las zonas de menor altitud, donde dominan los *Quercus*, el estrato herbáceo tiene una gran cobertura, debido a la escasa densidad del estrato arbolado y desempeña un importante papel en la ganadería, dada la gran abundancia de gramíneas, entre las que destacan *Bouteloua gracilis* y *B. hirsuta* (INEGI, 2015).

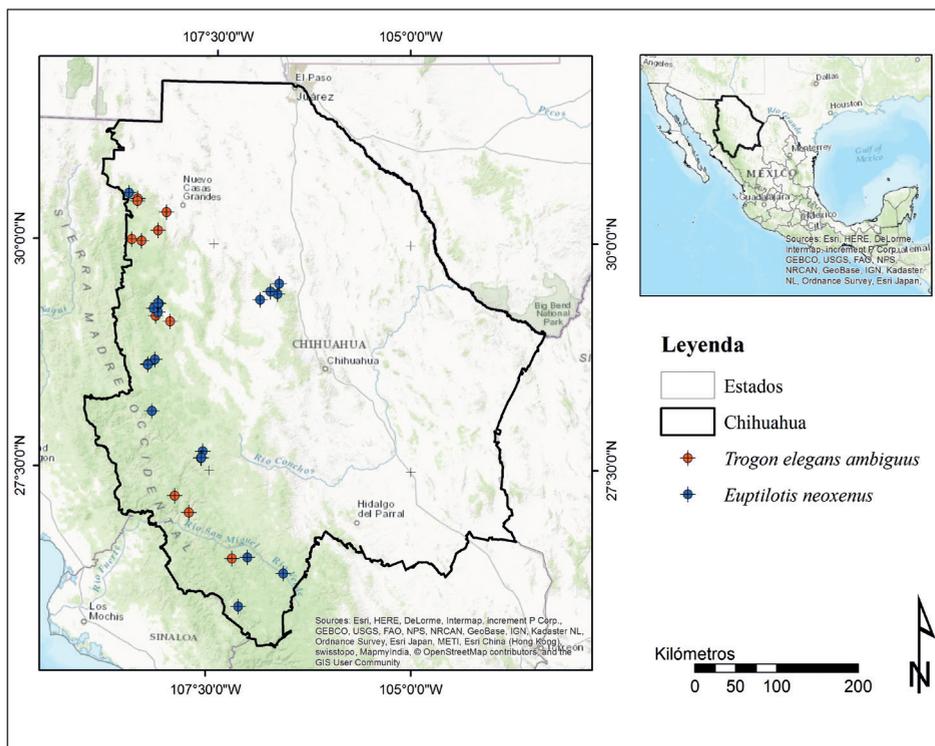


Figura 1. Área de estudio y puntos de presencia de *Euptilotis neoxenus* y *Trogon elegans ambiguus* en el estado de Chihuahua (elaboración propia).

3. Materiales y métodos

3.1. Modelado de distribución potencial

Para estimar el nicho potencial de *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus* se construyó una base de datos con 342 registros en total, con información obtenida de la página web de Global Biodiversity Information Facility (Soberón y Peterson, 2004). Se utilizaron un conjunto de 22 variables, conformado por 19 variables bioclimáticas (Tabla 1) derivadas de las bases de datos del Worldclim [30 arc-seconds (~1 km)] (Hijmans *et al.*, 2005) y tres topográficas 3 (pendiente, aspecto y orientación, derivadas también de esta base de datos).

Se decidió usar el algoritmo de MaxEnt que permite modelar el nicho potencial de una especie, es decir calcular la probabilidad de que una especie encuentre las condiciones adecuadas para su sobrevivencia, crecimiento y reproducción en un área determinada, a partir de una base de datos de presencia de la especie y datos ambientales de la región en donde se sabe puede encontrarse dicha especie, debido a que su aplicación en trabajos previos ha dado buenos resultados (Anderson *et al.*, 2006; Phillips *et al.*,

2006), inclusive con pocos datos (Bartel, 2008), como en este caso. Normalmente en MaxEnt los datos se dividen en dos conjuntos, uno para la generación del modelo y otro para su validación (Peterson *et al.*, 2006). Sin embargo, con pequeños tamaños de muestra este procedimiento no es aplicable ya que se pierde información importante dentro de los datos que se establecen como de validación (Peterson *et al.*, 2006). Para solucionar este problema, se generaron 15 réplicas por especie aplicando la técnica de replicación *bootstrapping*. De esta manera se realizan particiones aleatorias de los datos en cada replicación y cada modelo se valida con un porcentaje definido por el usuario (en este caso es del 50%). En el *bootstrapping* el muestreo es con reemplazo, lo que significa que los registros de presencia se pueden utilizar más de una vez en el conjunto de datos de validación para cada réplica (Phillips y Dudík, 2008).

Tabla 1. Listado de variables climáticas biofísicas y topográficas (Hijmans et al., 2005) utilizadas en el modelo.

CÓDIGO	VARIABLES AMBIENTALES
BIO1	Temperatura media anual
BIO2	Rango de temperatura media mensual
BIO3	Isotermalidad (P2/P7) (*100)
BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar *100)
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío
BIO7	Rango anual de temperatura (P5-P6)
BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo
BIO9	Temperatura media del trimestre más cálido
BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido
BIO11	Temperatura media del trimestre más frío
BIO12	Precipitación anual
BIO13	Precipitación del mes más húmedo
BIO14	Precipitación del mes más seco
BIO15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
BIO16	Precipitación del trimestre más húmedo
BIO17	Precipitación del trimestre más seco
BIO18	Precipitación del trimestre más cálido
BIO19	Precipitación del trimestre más frío
DEM	Modelo Digital de Elevaciones
ASP	Aspecto
SLOPE	Pendientes

Para obtener valores de probabilidad de ocurrencia de las especies se utilizó el formato de salida logístico (donde los valores de probabilidad fluctúan entre 0 y 1, 0 indica incompatibilidad y 1 muestra idoneidad de nicho) (Phillips y Dudík, 2008).

El proceso de evaluación del modelo se ejecutó bajo los parámetros establecidos por Phillips *et al.* (2006), de manera que el modelo se evalúa a través de la curva Operativa

Característica del Receptor (ROC) calculando el área bajo la curva (AUC) (Fielding y Bell, 1997) que se obtiene comparando la proporción de falsos y verdaderos positivos, es decir, desplegando en dos ejes X e Y, la proporción de falsos positivos (1-especificidad) y en el eje Y la proporción de positivos verdaderos (sensibilidad) (Phillips *et al.*, 2006). El área bajo la curva (AUC) varía de 0 a 1; cuanto más cercano sea a 1 el valor de AUC quiere decir que el modelo tiene buen desempeño, mientras que valores cercanos o por debajo de 0.5 indican que el modelo no es más informativo que lo obtenido por azar (Guisan y Thuiller, 2005; Phillips *et al.*, 2006; Ortíz-Yusty *et al.*, 2014). Finalmente, aquellas probabilidades por debajo del valor del umbral del décimo percentil (que indica la probabilidad de que el 10% de los puntos de presencia pueden caer fuera del área de predicción de distribución potencial) fueron transformadas a cero (Pearson, 2010), puesto que estos valores no reflejan el nicho adecuado para que la especie esté presente (Fielding y Bell, 1997).

Para obtener estimaciones alternativas de las variables más importantes en el modelo, se realizó una prueba *Jackknife*, que realiza una serie de modelos en los que cada variable se excluye a su vez y un modelo con el resto de variables (Shcheglovitova y Anderson, 2013). Los modelos que se generaron con MaxEnt por defecto están expresados en términos probabilísticos de condiciones adecuadas. Posteriormente se hizo una selección de 3 mapas resultantes (con las AUC más altas) de las 15 réplicas de modelaciones generadas por el software y se sumaron los 3 mapas mediante álgebra de mapas, para obtener un mapa consenso y así definir las áreas actuales de las especies seleccionadas por medio del umbral del percentil 10 (que indica la probabilidad de que el 10% de los puntos de presencia pueden caer fuera del área de predicción del área de distribución potencial) (Naranjo *et al.*, 2014). Aquellas probabilidades por debajo del umbral son transformadas a 0 y se interpreta como ausencia de las aves, mientras que las superiores al umbral son transformadas a 1 y representan presencia de la especie.

3.2. Cambios de uso de suelo (2009-2013)

Por otra parte, para las cartografías de cambios de uso de suelo se utilizaron las series de cambio de uso de suelo y cubiertas vegetales serie IV (INEGI, 2009) y el conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación serie V (INEGI, 2015). Posteriormente estas cartografías fueron reclasificadas y las clases homologadas (Reyes-Hernández *et al.*, 2006), obteniendo 13 categorías principales en toda el área de estudio (Tabla 2). Una vez establecidas las categorías a utilizar, fue necesario ajustar espacialmente mediante un corte la cartografía de usos de suelo y cubierta vegetal a los modelos de distribución actual de ambas especies con la finalidad de generar el análisis de cambio y uso de suelo exclusivos para el nicho potencial. Posteriormente fueron convertidas a formato raster para hacer el análisis de cambio. Estos procesos se realizaron en el software IDRISI versión Selva de Clark Labs, mediante el comando “CrossTab”, que hace un análisis de tabulación cruzada para comparar las imágenes que contienen variables categóricas de dos tipos y observar el comportamiento del cambio de uso de suelo (Cigala, 1995; Munroe *et al.*, 2002). En este procedimiento se hizo un enlace de tablas donde se obtuvieron los resultados de cambio o transformación de coberturas y uso de suelo en

ambos cortes históricos (2009-2013). Una vez generada la tabla final se obtuvieron las hectáreas relativas de dichos resultados y se compararon por matrices de correspondencia.

Tabla 2. Listado de categorías generalizadas en ambas cartografías de usos de suelo (2009 y 2013).

ID	USO DE SUELO VEGETACIÓN
1	Agricultura de riego y humedal
2	Agricultura de temporal
3	Asentamientos humanos
4	Bosque de coníferas-latifoliadas
5	Bosque de coníferas
6	Bosque de latifoliadas
7	Cuerpos de agua
8	Matorral
9	Pastizales inducidos y cultivados
10	Pastizales naturales
11	Selva baja caducifolia y subcaducifolia
12	Área sin vegetación aparente
13	Bosque de galería

4. Resultados y discusión

4.1. Modelado de distribución potencial

Los valores de AUC obtenidos en los modelos predictivos realizados para las especies de *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus* en todos los modelos fueron mayores a 0,9, lo que indica que el desempeño del modelo para clasificar la presencia fue adecuada. Esto permite considerar a dichos modelos como más precisos que un modelo obtenido al azar. Resultados similares en cuanto al desempeño de la AUC son reportados por diversos autores (Fielding and Bell, 1997; Rahim, 2016; Yi *et al.*, 2016). Las variables bioclimáticas que aportaron más información al modelo de nicho potencial en el caso de *Euptilotis neoxenus* fueron la altitud, con 49% de contribución, y la temperatura mínima del mes más frío (Bio 6), con 22,3%, y la temperatura media anual (Bio 2) (rango de temperatura media mensual), con 11,5%. Para *Trogon elegans ambiguus* las variables que más contribuyeron a la predicción del modelo fueron Bio1 (temperatura media anual) con 30%, la altitud con 21,4%, y la exposición de las laderas con 17,7%. Estos valores de contribución porcentual únicamente están definidos de manera heurística: dependen de la ruta particular que usa el código MaxEnt para obtener la solución óptima y un algoritmo diferente podría obtener la misma solución por medio de una ruta distinta, lo cual resultaría en valores de contribución porcentual diferentes (Phillips y Dudík, 2008). En conjunto, el área estudiada ofrece una alta variedad ambiental (Martínez, 1982), como consecuencia de la diversidad climática que el gradiente altitudinal genera en las zonas

montañosas (Font, 2000). Estas condiciones hacen que en la Sierra Madre Occidental los sistemas montañosos actúen como “islas” continentales, refugios de elementos tanto faunísticos como florísticos (Herrera, 1983). Las diferencias en las variables que utilizan los modelos para *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus* suponen distintos patrones de uso, o que sufren cambios estacionales como consecuencia probable de variaciones en el acceso de los recursos y de posibles fenómenos de interacción ligados a cambios intrínsecos de las especies (Lidicker, 1975; Adler y Wilson, 1987; Bujalska y Grüm, 1989; Montgomery, 1989). La cartografía resultante del modelado en MaxEnt (Fig. 2) puede interpretarse como áreas de presencia de estas especies (Phillips *et al.*, 2006).

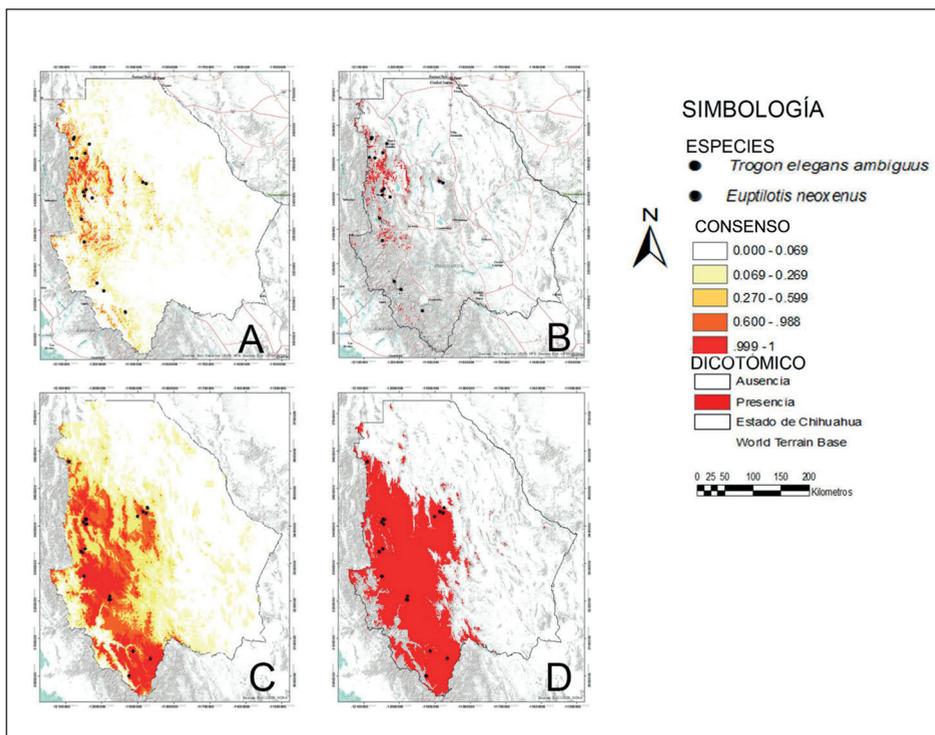


Figura 2. A. Mapa consenso para *Trogon elegans ambiguus*. Incluye valores (entre 0 y 1) que indican las condiciones ambientales favorables para la presencia de la especie (colores claros menos idóneos, colores oscuros más idóneos). B. La distribución actual para *Trogon elegans ambiguus* corresponde al promedio de los tres modelos generados con variables características de tipo lineal y formato de salida logarítmico, convertido en mapa de presencia/ausencia utilizando el valor de corte definido por el décimo percentil (Pearson, 2010), mostrando la presencia de la especie en color rojo. C. Mapa consenso para *Euptilotis neoxenus*. Incluye valores (entre 0 y 1) que indican la presencia o ausencia de la especie. D. Mapa dicotómico de la distribución actual para *Euptilotis neoxenus* correspondiente al promedio de los tres modelos generados con variables características de tipo lineal y formato de salida logarítmico, convertido en mapa de presencia/ausencia utilizando el valor de corte definido por el décimo percentil (Pearson, 2010), mostrando la presencia de la especie en color rojo.

4.2. Cambio de usos de suelo y cubiertas vegetales en el periodo 2009-2013

En el caso de *Euptilotis neoxenus*, la cobertura vegetal que predomina es la clase de bosques de coníferas y latifoliadas, representando el 30% del total (Fig. 3). La afectación a *Euptilotis neoxenus* derivada del cambio de uso de suelo puede ser de gran importancia, ya que dentro de su nicho potencial requiere de zonas montañosas para sus procesos reproductivos. Esta cobertura en particular es la que está en proceso de degradación, probablemente por el desmonte que se realiza para generar predios de agricultura o por la tala inmoderada, lo que coincide con lo reportado por varios autores (Whittaker y Niering, 1965; Rotenberry y Wiens, 1980; Velázquez et al., 2002; Holland et al., 2004; Prieto-Tinoco, 2005; Sánchez-Cordero et al., 2005). Específicamente 447.142,3 ha han pasado de ser bosque de coníferas-latifoliadas a matorrales durante el periodo de estudio (2009-2013). En este cambio se evidencia la degradación del ecosistema de montaña. Además, 3590 ha cambiaron de bosque de coníferas-latifoliadas a pastizales inducidos y cultivados. De igual manera, 447.142,3 ha de bosque de coníferas se transformaron a matorral y 96.954,8 ha cambiaron de bosques de latifoliadas a matorrales (Tabla 3). En el caso del *Trogon elegans ambiguus*, el nicho potencial es menor, reducido prácticamente a las zonas boscosas del estado en los municipios de Temosachi y Madera (Fig. 3). La modalidad de transición de las zonas es similar a lo ocurrido en el hábitat del *Euptilotis neoxenus*, pues los bosques de coníferas y latifoliadas se transformaron en zonas de matorrales con 20.373,4 ha, el bosque de coníferas cambió a matorral con 5332,1 ha, mientras 3146 ha de bosque de latifoliadas pasaron a matorral. También se distingue un cambio importante de bosque de coníferas a suelo sin vegetación aparente, con 146 ha (Tabla 4). Este fenómeno está influido con seguridad por las actividades humanas desarrolladas en la región.

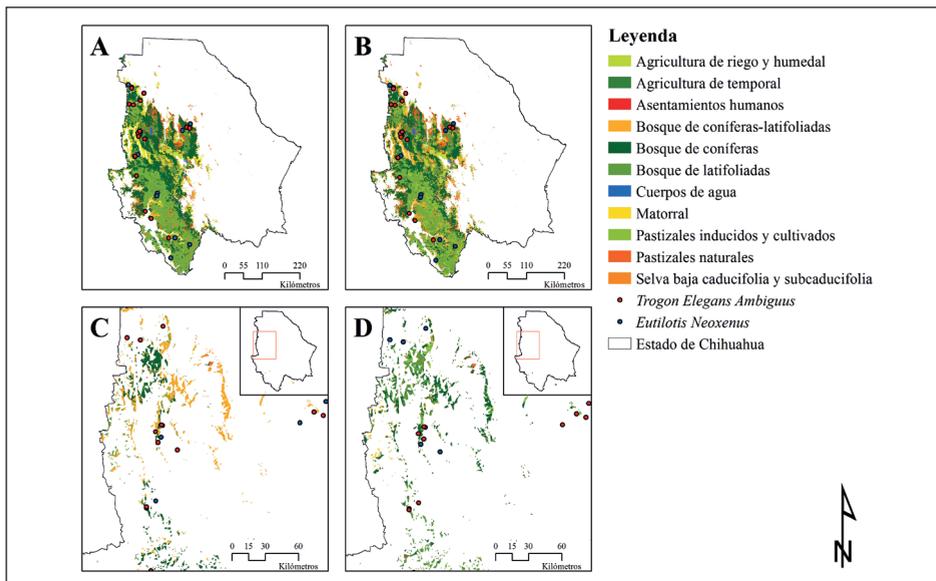


Figura 3. A. Dinámica de vegetación en el nicho potencial de *Euptilotis neoxenus* en el año 2009. B. Dinámica de vegetación en el nicho potencial de *Euptilotis neoxenus* en el año 2013. C. Dinámica de vegetación en el nicho potencial de *Trogon elegans ambiguus* en el año 2009. D. Dinámica de vegetación en el nicho potencial de *Trogon elegans ambiguus* en el año 2013.

Tabla 3. Matriz de tabulación cruzada en hectáreas para la especie Eupilotis neoxenus. La matriz de tabulación cruzada consiste en una tabla de doble entrada, que muestra al final de cada columna la superficie en hectáreas de las clases en el tiempo 2 (2013), y al final de cada renglón las superficies en tiempo 1 (2009). En la diagonal que corre de la esquina superior izquierda a la esquina inferior derecha, se representan las superficies de cada clase que permanecieron sin cambio, mientras que los valores fuera de esta diagonal representan los cambios entre T1 (2009) y T2 (2013); pérdidas de una clase a otra si están en los renglones, o ganancias si están en las columnas. Identificación de categorías 1. Agricultura de riego y humedal; 2. Agricultura temporal; 3. Asentamientos humanos; 4. Bosque de coníferas-latifoliadas; 5. Bosque de coníferas; 6. Bosque de latifoliadas; 7. Cuerpo de agua; 8. Matorral; 9. Pastizales inducidos y cultivados; 10. Pastizales naturales; 11. Selva baja caducifolia y subcaducifolia; 12. Área sin vegetación aparente; 13. Bosques de galería.

		2013 hectáreas													
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Suma
2009 hectáreas	1	211.793,1	65,5	5.998,9	32,5	0,0	737,2	0,0	0,1	0,1	118,0	0,0	0,0	0,0	218.745,5
	2	624,5	719.581,3	5.919,3	1.518,6	698,1	140,5	191,8	517,2	87,6	138,3	0,0	41,0	0,0	729.458,1
	3	67,1	234,5	1.4740,4	0,0	0,0	0,0	0,0	21,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	15.063,4
	4	100,7	2.258,5	26,1	2.250.310,8	209,0	52,2	0,0	391.506,2	3.590,0	177,4	0,0	401,1	0,2	2.648.632,2
	5	0,0	2.114,0	111,4	91,9	1.553.738,1	1,7	12,7	447.142,3	5.126,8	0,1	0,0	148,3	0,0	2.008.487,3
	6	36,8	1.151,4	10,5	811,7	657,2	1.022.002,5	0,0	96.954,8	2.175,4	34,6	54,7	70,1	0,0	1.123.959,9
	7	269,0	0,1	158,3	0,0	498,9	0,0	26.895,9	0,0	22,6	0,3	0,0	0,0	0,0	27.845,1
	8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	855,0	0,0	14.282,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15.137,4
	9	0,1	3.178,0	302,3	1.069,6	1.409,1	238,3	0,0	1.743,6	303.158,8	0,2	0,0	872,5	0,0	311.972,5
	10	694,0	4.295,9	688,5	1.001,1	0,0	806,9	0,3	28.667,4	185,3	346.863,2	0,0	46,3	0,0	383.249,0
	11	0,0	10,7	0,0	0,0	78,3	666,4	0,0	4.499,4	395,1	0,0	32.903,7	0,0	0,0	38.553,6
	12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	524,1	0,0	524,2
	13	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	532,3	532,5
Suma	213.585,2	732.890,0	27.955,7	2.254.836,4	1.557.288,7	1.025.500,8	27.100,8	985.334,6	314.741,8	347.332,0	32.958,5	2.103,4	532,5	532,5	

Tabla 4. Matriz de tabulación cruzada en hectáreas para la especie Trogon elegans ambiguus. 1. Agricultura de riego y humedal; 2. Agricultura temporal; 3. Asentamientos humanos; 4. Bosque de coníferas-latifoliadas; 5. Bosque de coníferas; 6. Bosque de latifoliadas; 7. Cuenpo de agua; 8. Matorral; 9. Pastizales inducidos y cultivados; 10. Pastizales naturales; 11. Selva baja caducifolia y subcaducifolia; 12. Área sin vegetación aparente.

2013 hectáreas													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	SUMA
1	162.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	162.19
2	0.0	5851.9	0.0	0.1	23.9	0.0	10.5	2.8	0.1	0.0	0.0	0.0	5.889.30
3	0.0	0.0	104.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	104.26
4	0.0	0.1	0.0	10.9271.0	1.4	0.9	0.0	20.373.4	0.1	0.2	0.0	60.6	129.707.7
5	0.0	55.4	9.4	1.7	80.119.0	0.1	0.0	5.332.1	8.9	0.0	0.0	146.0	85.672.67
6	0.0	0.0	0.0	1.7	0.1	28.892.5	0.0	3.146.0	0.0	0.0	0.0	0.0	32.040.32
7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	58.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	58.82
8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.5	0.0	0.0	0.0	0.0	50.48
9	0.0	0.1	0.0	7.7	28.3	0.0	0.0	0.0	2.618.8	0.0	0.0	118.0	2.772.85
10	0.0	0.0	0.0	31.4	0.0	0.0	0.0	92.6	0.0	4.491.3	0.0	0.0	4.615.31
11	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.1	0.0	20.12
12	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00
SUMA	162.2	5.907.5	113.7	109.313.5	80.172.8	28.893.6	69.3	28.997.4	2.627.8	4.491.5	20.1	324.6	

La agricultura tanto de riego como temporal conserva la misma superficie y las demás clases en general permanecen estables. También es importante señalar que la cartografía de uso de suelo y vegetación nacional (INEGI, 2005) presenta evaluaciones parciales de los mapas regionales; los errores inherentes a la diferencia de escala o a la captura en la cartografía en formato digital han generado cambios de una amplitud comparable o superior a los cambios reales (Mas y Fernández, 2003; REDD+, 2012).

5. Conclusiones

En este trabajo se utilizó la modelación de nicho potencial para predecir la distribución potencial de *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus* y evaluar posibles cambios en las superficies de distribución como consecuencia del cambio de la cobertura de suelo en sus nichos. Los resultados de AUC son excelentes, por lo que las probabilidades de que el modelo se acerque a la realidad son muy altas.

Se debe prestar mayor atención a las variables que resultaron más importantes para la generación del modelo, pues son indicadoras de la presencia de *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus*, y esto permite elaborar estrategias de manejo, conservación y preservación de ambas especies. Los modelos de nichos potenciales son herramientas útiles debido a que permiten estimar áreas adecuadas para la existencia de las especies, y así optimizar el manejo y conservación de las superficies de distribución de estas aves. Además, cabe mencionar que las bases de datos generadas en la modelación se pueden actualizar con información como las variaciones temporales, sitios endémicos, incendios, etc. Sin embargo, también es necesario analizar el tamaño poblacional, calidad del hábitat, capacidad de carga, estructura y proporción de sexos para poder desarrollar mejores estrategias de manejo para la conservación de estas especies.

Se observó que los bosques de coníferas y latifoliadas se han transformado a zonas agrícolas o pastizales-matorrales. Estos cambios en el uso de suelo han influido en la pérdida del nicho para las especies estudiadas. En unos pocos años (2009-2013) se ha reducido el nicho potencial de estas aves, sobre todo en los municipios de Temosachi y Madera, particularmente para el caso de *Trogon elegans ambiguus*.

Se recomienda ampliar la escala temporal para obtener una perspectiva más completa del cambio de uso del suelo y vegetación en el área ocupada por estas dos aves y, de esta manera, contar con resultados más robustos respecto a las tasas de transformación. Se sugiere que este tipo de investigaciones sean consideradas como información base que nutrirá el sistema de monitoreo en el país, con énfasis en los municipios del estado de Chihuahua, donde el mapa de idoneidad tenga los valores más altos o bien donde se presentan subregistros de presencia de *Trogon elegans ambiguus* y *Euptilotis neoxenus*.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por PROMEP. En particular agradecemos el apoyo a G. Pérez Galdeán y L.A Ojeda Ramírez por su gran ayuda en la realización de este trabajo.

Referencias

- Adler, G.H., Wilson, M.L. 1987. Demography of a habitat generalist, the white-footed mouse, in a heterogeneous environment. *Ecology* 68, 1785-1796. <http://doi.org/10.2307/1939870>.
- Anderson, R., Dudík, M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R., Huettmann, F. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29 (2), 129-151. <http://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>.
- Araújo, M.B., Thuiller, W., Pearson, R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33 (10), 1712-1728.
- Bartel, R.A. 2008. *Effects of disturbance on habitat dynamics of a rare species*. PhD Dissertation, North Carolina State University, pp 1-24. <https://search.proquest.com/openview/b68b205c7fc285398dd49212ffcc6c3f/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>.
- Bujalska, G., Grüm, L. 1989. Social organization of the bank vole (*Clethrionomys glareolus*, Schreber 1780) and its demographic consequences: a model. *Oecologia* 80 (1), 70-81. <https://link.springer.com/article/10.1007%2FBF00789934?LI=true>.
- Cigala, A. 1995. Estudio de la dinámica del paisaje vegetal mediante la clasificación cruzada raster. *Botánica Macaronésica* 22, 21-22. <http://mdc.ulpgc.es/cdm/ref/collection/botmaca/id/236>.
- Denisse, S. 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. SEMARNAT. Diario Oficial de la Federación 30, 1-78.
- Durán Puga, N., Loya Olguin, J.L., Ruiz Corral, J.A., González Eguiarte, D.R., Garcia Paredes, J.D., Martínez González, S. 2016. Impactos del cambio climático en la distribución potencial de *Morus alba* L. en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 13, 2511-2521. <http://cienciasagricolas.inifap.gob.mx/editorial/index.php/agricolas/article/view/180>.
- Felicísimo, A.M., Gómez, A., Muñoz, J. 2004. Potential distribution of forest species in dehesas of Extremadura (Spain). Sustainability of agrosilvopastoral systems-dehesa. *Advances in GeoEcology* 37, 231-246.
- Fielding, A., Bell, J. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental conservation* 24 (1), 38-49.
- Font, I. 2000. *Climatología de España y Portugal* (2ª ed.). Ediciones Universidad de Salamanca, Salamanca, pp 420-422.
- Geist, H., Lambin, E. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience* 52 (2), 143-150. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2).
- Grinnell, J. 1917. The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34 (4), 427-433.
- Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8 (9), 993-1009. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135 (2), 147-186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9).
- Herrera, C. 1983. Coevolución de plantas y frugívoros: la invernada mediterránea de algunos paseriformes. *Alytes* 1, 177-189.
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P., Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25 (15), 1965-1978. <http://doi.org/10.1002/joc.1276>.
- Hijmans, R.J., Elith, J. 2013. Species distribution modeling with R. R package version 0.8-11. <http://143.107.212.50/web/packages/dismo/vignettes/sdm.pdf>.

- Holland, J., Bert, D., Fahrig, L. 2004. Determining the spatial scale of species' response to habitat. *BioScience* 54 (3), 227-233. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0227:DTSSOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0227:DTSSOS]2.0.CO;2).
- Hutchinson, G.E., Edmondson, Y.H. 1993. *A treatise on limnology. Volume IV: The zoobenthos*. John Wiley & Sons, pp 500-505.
- INEGI 2005. Generación de información de uso del suelo y vegetación, Proyectos y Convenios escala 1:50.000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México, 14 pp.
- INEGI 2007. División Territorial del Estado de Chihuahua de 1910 a 1995. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México, pp 145-147.
- INEGI 2009. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250.000, serie IV (continuo nacional). Serie IV, Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (last access: 20/ 11/ 2016).
- INEGI 2015. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación serie V. Serie V, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250.000, serie V (capa Unión), escala: 1:250.000, 2ª edición, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (last access: 20/ 11/ 2016).
- Kearney, M. 2006. Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos* 115 (1), 186-191. doi: 10.1111/j.2006.0030-1299.14908.x.
- Lidicker, W. 1975. *The role of dispersal in the demography of small mammals. Small mammals: their productivity and population dynamics, Animal Dispersal: Small mammals as a model*. Springer Science+Business Media Dordrecht. Hong Kong, pp. 160-175. http://doi.org/10.1007/978-94-011-2338-9_7.
- López Sandoval, J.A., López Mata, L., Cruz Cárdenas, G., Vibrans, H., Vargas, O., Martínez, M. 2015. Modelado de los factores ambientales que determinan la distribución de especies sinantrópicas de *Physalis*. *Botanical Sciences* 93, 755-764. <http://doi.org/10.17129/botsci.192>.
- MacArthur, R.H. 1968. The theory of the niche. In: R.C. Lewontin (Ed.), *Population biology and evolution*. Syracuse University Press, Syracuse, New York, pp. 159-176.
- Martínez Méndez, N., Aguirre Planter, E., Eguarte, L.E., Jaramillo Correa, J.P. 2016. Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences* 94 (1), 5-24. <http://doi.org/10.17129/botsci.508>.
- Martínez, S. 1982. Series de vegetación de la región Eurosiberiana de la Península Ibérica. *Lazaroa* 4, 155-166. <http://revistas.ucm.es/index.php/LAZA/article/view/LAZA8282110155A/11160>.
- Mas, J.F., Fernández, T. 2003. Una evaluación cuantitativa de los errores en el monitoreo de los cambios de cobertura por comparación de mapas. *Investigaciones Geográficas* 51, 73-87. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-46112003000200006&script=sci_arttext&tlng=en.
- Mateo, R.G., Felicísimo, A., Muñoz, J. 2012. Modelos de distribución de especies y su potencialidad como recurso educativo interdisciplinar. *REDUCA (Biología)* 5 (1) 137-153. <http://www.revistareduca.es/index.php/biologia/article/view/881/1030>.
- Mateo, R.G., Felicísimo, A., Muñoz, J. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84 (2), 217-240. <http://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>
- Milesi, F.A., López de Casenave, J. 2005. El concepto de nicho en ecología aplicada. Del nicho al hecho hay mucho trecho. *Ecología Austral* 15 (2), 131-148. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=s1667-782x2005000200004.

- Montgomery, W. 1989. *Peromyscus* and *Apodemus*: patterns of similarity in ecological equivalents. *Advances in the study of Peromyscus, Texas*. Tech. University Press Lubbock, Texas, pp. 293-366.
- Morales, S. 2012. Modelos de distribución de especies: Software Maxent y sus aplicaciones en Conservación. *Conservación Ambiental* 2 (1), 1-5.
- Munroeaic, D., Southworth, J., Tucker, C. 2002. The dynamics of land-cover change in western Honduras: exploring spatial and temporal complexity. *Agricultural Economics* 27 (3), 355-369. <http://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2002.tb00125.x>.
- Naranjo, M., Moreno, Á.C., Martín, S. 2014. ¿ Dónde buscar troglobiontes? Ensayo de una cartografía predictiva con MaxEnt en Gran Canaria (islas Canarias). *Arxius de Miscel·lània Zoològica* 12, 83-92. <http://www.raco.cat/index.php/AMZ/article/view/271328>.
- Nix, H., Busby, J. 1986. *Bioclim – A bioclimatic analysis and prediction system*. Annual report CSIRO, CSIRO Division of Water and Land Resources, Canberra.
- Ortíz-Yusty, C., Restrepo, A., Páez, V.P. 2014. Distribución potencial de Podocnemis lewyana (Reptilia: Podocnemididae) y su posible fluctuación bajo escenarios de cambio climático global. *Acta Biológica Colombiana* 19 (3), 471-481. <http://www.redalyc.org/html/3190/319031647013/>.
- Pearson, R. 2010. Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. *Lessons in Conservation* 3, 54-89. <https://pdfs.semanticscholar.org/66db/947ee1a6ab91c408f489d17cfb6e068931a6.pdf>.
- Peterson, A., Ball, L., Cohoon, K. 2002. Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modelling methods. *Ibis* 144 (1), E27-E32. <http://doi.org/10.1046/j.0019-1019.2001.00031.x>.
- Peterson, A., Sánchez-Cordero, V., Martínez-Meyer, E., Navarro-Sigüenza, A. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling* 195 (3), 229-236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.11.020>.
- Phillips, S., Anderson, R., Schapire, R. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190 (3), 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- Phillips, S., Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31 (2), 161-175. <http://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>.
- Phillips, S., Dudík, M., Schapire, R. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: *Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning*. ACM, pp. 83-86. <http://doi.org/10.1145/1015330.1015412>.
- Piedrahita Cortés, J., Soler Tovar, D. 2016. Descripción geográfica del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) y de la fiebre amarilla en Colombia. *Biomédica* 36, 116-124. <http://doi.org/10.7705/biomedica.v36i0.2929>.
- Prieto Tinoco, A. 2005. *Caracterización de las áreas de nidación de Trogon y Euptilotis en el cañon de cinco millas, municipio de Madera, Chihuahua, México*. Universidad Autónoma de Chihuahua, Tesis doctoral, pp 1-70.
- Rahim, M. 2016. Influence of Environmental Variables on Distribution of Wild Goat (*Capra Aegagrus*), in Iraq by Maxent. *American Scientific Research Journal for Engineering, Technology, and Sciences* 18 (1), 97-107. http://www.asrjetsjournal.org/index.php/American_Scientific_Journal/article/view/1542.
- REDD+ 2012. *Estimación de los costos de oportunidad de REDD+ Manual de capacitación*. Capítulo 6. Rentabilidad y beneficios netos de los usos del suelo, p. 2. <https://www.forestcarbonpartnership.org/estimaci%C3%B3n-de-los-costos-de-oportunidad-de-redd-0>.

- Reyes Hernández, H., Aguilar Robledo, M., Aguirre Rivera, J., Trejo Vázquez, I. 2006. Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones Geográficas* 59, 26-42. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112006000100003.
- Ríos Muñoz, C., Navarro Sigüenza, A. 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical* 20, 491-509.
- Rotenberry, J., Wiens, J. 1980. Temporal variation in habitat structure and shrubsteppe bird dynamics. *Oecologia* 47 (1), 1-9. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00541768>.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S., Peterson, A.T. 2005 Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126 (4), 465-473. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.022>.
- Shcheglovitova, M., Anderson, R. 2013. Estimating optimal complexity for ecological niche models: a jackknife approach for species with small sample sizes. *Ecological Modelling* 269, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.011>.
- Soberón, J., Peterson, T. 2004. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 359 (1444), 689-698. <http://doi.org/10.1098/rstb.2003.1439>.
- Stockwell, D. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* 13 (2), 143-158. <http://doi.org/10.1080/136588199241391>.
- Tinoco, B., Astudillo, P., Latta, S., Graham, C. 2009. Distribution, ecology and conservation of an endangered Andean hummingbird: the Violet-throated Metaltail (*Metallura baroni*). *Bird Conservation International* 19 (1), 63-76. <https://doi.org/10.1017/S0959270908007703>.
- Velázquez, A., Mas, J., Gallegos, J., Mayorga Saucedo, R., Alcántara, P., Castro, R. 2002. Patronos y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62, 21-37. <http://www.redalyc.org/html/539/53906202/>.
- Whittaker, R.H., Niering, W.A. 1965. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona: a gradient analysis of the south slope. *Ecology* 46 (4), 429-452. <http://doi.org/10.2307/1934875>.
- Yi, Y.J., Cheng, X., Yang, Z. F., Zhang, S.H. 2016. Maxent modeling for predicting the potential distribution of endangered medicinal plant (*H. riparia* Lour) in Yunnan, China. *Ecological Engineering* 92, 260-269. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.004>.