

# Análisis de la distribución de *Cedrela salvadorensis* Standl. (Meliaceae) e implicaciones para su conservación

## Analysis of the distribution of *Cedrela salvadorensis* Standl. (Meliaceae) and implications for its conservation

Manuel Medina-Amaya<sup>1</sup>, Maria Guadalupe Ruiz-Gómez<sup>2</sup> & Jorge Antonio Gómez Díaz<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidad de El Salvador, San Salvador, El Salvador.

<sup>2</sup>Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México.

<sup>3</sup>Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México.

\*E-mail: jorggomez@uv.mx

### RESUMEN

El aumento en las tasas de deforestación en los trópicos es una de las principales amenazas para la biodiversidad. Es importante conocer la distribución potencial de las especies, para elaborar estrategias de conservación. En este estudio nos preguntamos: ¿Cuál es la distribución potencial y actual de *Cedrela salvadorensis* a nivel mundial? y ¿Cuáles son las Áreas Naturales Protegidas que pueden conservar a esta especie a lo largo de su distribución? Para responder las preguntas se estimó la distribución geográfica potencial utilizando el método MaxEnt. Los datos ambientales utilizados para el modelo incluyeron variables bioclimáticas y edáficas. Además, se realizó un recorte de la distribución potencial con la vegetación sin perturbar. El modelo mostró condiciones climáticas y edáficas muy adecuadas para *C. salvadorensis* en México, Guatemala, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica y Panamá. El área de distribución potencial de *C. salvadorensis* a nivel mundial es de 98.143 km<sup>2</sup>, si consideramos las áreas deforestadas se reduce un 31%, además, únicamente un 0,8% de su distribución actual se encuentra dentro de las Áreas Naturales Protegidas. Es evidente la reducción de la distribución potencial de *C. salvadorensis* de manera diferencial entre los países, así mismo, es muy preocupante su reducida presencia en las Áreas Naturales Protegidas.

**Palabras clave:** árbol, biogeografía, deforestación, modelo distribución especie, neotrópico.

### ABSTRACT

The increase in deforestation rates in the tropics is one of the main threats to biodiversity. It is important to know the potential distribution of the species, to develop conservation strategies. In this study, we ask ourselves: what are the potential and current distribution of *Cedrela salvadorensis* worldwide? and what are the Natural Protected Areas that can conserve the species throughout its distribution? To answer the questions, the potential geographic distribution was estimated using the MaxEnt method. The environmental data used for the model included bioclimatic and edaphic variables. In addition, a clipping of the potential distribution was made with the undisturbed vegetation. The model showed very suitable climatic and edaphic conditions for *C. salvadorensis* in Mexico, Guatemala, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica and Panama. The potential distribution area of *C. salvadorensis* worldwide is 98,143 km<sup>2</sup>, if we consider deforested areas it is reduced by 31%, in addition, only 0.8% of its current distribution is within Protected Natural Areas. It is evident how the potential distribution of *C. salvadorensis* is reduced in a differential way between the countries, likewise, its reduced presence in the Natural Protected Areas is very worrying.

**Keywords:** biogeography, deforestation, neotropics, species distribution model, tree.

## INTRODUCCIÓN

La pérdida y degradación de bosques a nivel mundial se ha acelerado a un ritmo sin precedentes en las últimas décadas. Existe una disminución de aproximadamente 13 millones de hectáreas por año, en la extensión de la mayoría de las selvas tropicales, siendo el cambio de uso del suelo y causas naturales las principales razones (FAO 2010). En Mesoamérica, se estima que la tasa de deforestación anual es de 1,2%, siendo mayor que la de Suramérica con una tasa de 0,5% (FAO 2014). Según Cayuela (2006) uno de los principales problemas del medio ambiente en los trópicos es la deforestación, lo que a su vez tiene consecuencias sociales, ambientales y económicas. En los trópicos, la deforestación es una de las principales causas que transforman el paisaje natural (Gómez-Pompa *et al.* 1972, Achard *et al.* 2002). Al respecto, Trejo & Dirzo (2002) expresan que las selvas bajas caducifolias han visto reducida su cobertura original, debido al cambio de uso de suelo, en su mayoría por la ganadería y la agricultura, lo que, aunado a las elevadas tasas de deforestación e incendios, han degradado, fragmentado y propiciado la pérdida de conectividad de estos ecosistemas.

Mesoamérica es una de las regiones con mayor diversidad de árboles en el mundo, hasta el momento se han reconocido al menos 8.500 especies de árboles nativos en la región, de las cuales casi 1.500 son endémicas. En Mesoamérica se encuentran especies maderables de valor comercial y, como en el caso de la caoba de hoja grande (*Swietenia macrophylla*, VU), históricamente han impulsado la explotación de los recursos forestales de la región (Téllez *et al.* 2020, CEPF 2021). Esta alta riqueza de especies junto con otros factores ha permitido que Mesoamérica se encuentre dentro de uno de los grandes *hotspots* de biodiversidad del mundo (Myers *et al.* 2000).

Por otro lado, existen países Mesoamericanos donde el conocimiento florístico es escaso, además, el poco conocimiento sobre su flora se encuentra fragmentado (Menjívar & Cerén 2017). Sin embargo, debido a la alta heterogeneidad ambiental y diversidad de climas en Mesoamérica es posible que en dicha región aún se encuentren muchas más especies de árboles, los cuales aún no han sido estudiados (Menjívar & Cerén 2017). Lamentablemente, debido a esta falta de información taxonómica básica o "déficit Linneano" (*Linnean shortfall*), hasta el momento los esfuerzos para producir mapas de distribución de las especies nativas de Mesoamérica son muy pocos, y únicamente se conocen los sitios de presencia de las especies que han sido registradas por herbarios.

Aunque hay que reconocer que existen esfuerzos para realizar mapas de distribución por organismos como

la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) en México, la cual mediante su sistema nacional de información sobre biodiversidad (SNIB) ha generado numerosos mapas (CONABIO 2018). También se ha sistematizado la información de diferentes familias botánicas, para conocer el número exacto de especies, su estado de conservación y mostrar un panorama general de su distribución presente y futura (p. ej. árboles de Asteraceae, Redonda-Martínez *et al.* 2021; Meliaceae, Córdova-Córdova *et al.* 2020). Bajo este escenario es importante conocer la distribución potencial de las especies, por lo que resultan necesarios estudios que brinden más información sobre su distribución natural, sus zonas de vida o el tipo de vegetación donde crecen (Namkoong *et al.* 1996). Esto con el objetivo de desarrollar estrategias de conservación para reducir la pérdida de especies.

En los últimos años se han desarrollado numerosos métodos para estimar el área de distribución de los organismos, desde el método del Polígono Mínimo Convexo (*convex hull*), GARP (Stockwell 1999), BIOCLIM (Busby 1991) hasta MaxEnt (Phillips *et al.* 2004). Estas herramientas han demostrado ser trascendentes en el desarrollo de la biogeografía, la ecología del paisaje y la biología de la conservación. La teoría detrás de estos modelos se basa en la relación entre información de presencia de las especies (biológica) con información geográfica (ambiental), apoyado por el concepto de nicho ecológico de Hutchinson (1957). La información obtenida de estos modelos sirve para identificar áreas potenciales donde se puede distribuir la especie estudiada, predecir zonas donde no se ha registrado la especie y obtener información del área de distribución predicha (Contreras-Medina *et al.* 2010).

Una especie neotropical que no cuenta con información actualizada de su distribución es *Cedrela salvadorensis* Standl. (Meliaceae). Esta especie es un árbol monoico que tiene una amplia distribución en el neotrópico. *C. salvadorensis*, tiene un rango de distribución que va desde México hasta Panamá, encontrándose en bosques tropicales caducifolios a subcaducifolios (Pennington & Muellner 2010). Se tienen datos sobre su distribución geográfica a partir de ejemplares depositados en herbarios, pero hasta el momento no se ha documentado su área de distribución potencial mundial. Además, es una especie de la que no se tiene información detallada sobre su biogeografía y ecología. La especie se encuentra catalogada como de preocupación menor (LC) por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y junto con otras especies del género *Cedrela* se encuentra en el apéndice II del CITES.

Sin embargo, a pesar de su amplia distribución, es una especie que puede verse amenazada en un futuro debido

a la destrucción de su hábitat y su sobreexplotación. Es un árbol con importancia ecológica (captura de carbono), presenta actividades biológicas (insecticida, Jiménez *et al.* 1997; inhibición de malezas, Céspedes *et al.* 2001) y tiene uso medicinal (Segura *et al.* 1994, Ficker *et al.* 2003). Conjuntamente, es ampliamente utilizada como una especie maderable, por sus características similares al cedro (*C. odorata*; Aguilar *et al.* 2001, Moya *et al.* 2013).

Por todo esto, el presente estudio tuvo como objetivos modelar la distribución potencial de *C. salvadorensis* para identificar los factores ambientales clave que regulan su distribución en el mundo, y posteriormente conocer su distribución actual mediante capas de vegetación e identificar las Áreas Naturales Protegidas (ANP) que sirven de área para la conservación de esta especie ante una inminente amenaza de desaparición.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### MODELO DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL

Obtuvimos los registros de la especie a partir de datos propios de trabajo de campo realizado entre los años 2012 y 2013. Sin embargo, debido a la vasta área geográfica donde se encuentra la especie y la inaccesibilidad en algunas regiones, otros datos de presencia provinieron de datos de herbario (ENCB, MEXU y XAL), literatura y del Fondo para la información sobre la biodiversidad mundial (<https://www.gbif.org>). Se eligieron solo los registros georreferenciados y aquellos recopilados después de 1970. Los datos obtenidos de fuentes secundarias se examinaron cuidadosamente para eliminar ubicaciones repetidas y sin información geográfica detallada. Además, la latitud y longitud de las muestras con información de ubicación detallada se validó en Google Earth. Con el fin de reducir el sesgo de muestreo, nos aseguramos que los puntos de presencia de la especie estuvieran distribuidos uniformemente en toda el área de estudio y cubrieran la mayoría de las regiones donde se sabe que existe la especie, según las experiencias de investigación personales de los autores.

Siguiendo estos criterios de selección y eliminación, se utilizó un total de 455 registros de presencia separados espacialmente como datos de entrada para modelar la idoneidad del hábitat de *C. salvadorensis*. Se utilizó el método MaxEnt v.3.4.1 (Phillips *et al.* 2006) para estimar la distribución geográfica potencial de *C. salvadorensis* y se generaron 10,000 puntos de pseudo-ausencia, siguiendo a Maria & Udo (2017). MaxEnt estima la idoneidad relativa de los sitios para una especie determinada comparando las condiciones ambientales en los sitios ocupados conocidos

con las condiciones ambientales disponibles en la región de estudio (el "fondo"; Venne & Currie 2021). La producción de MaxEnt (en adelante, idoneidad del hábitat) es proporcional a la densidad de individuos por unidad de área (producción bruta), y está monótonamente relacionada con la probabilidad de presencia (producción logística; Elith *et al.* 2011; Yackulic *et al.* 2013; Venne & Currie 2021). La idoneidad del hábitat proporciona una restricción para los rangos de especies (Venne & Currie 2021).

Para evaluar la influencia de las condiciones ambientales en la distribución de la especie estudiada, obtuvimos datos de clima y suelo en cuadrículas de CHELSA y SoilGrids. Se descargaron las 19 variables de datos bioclimáticos de la base de datos de CHELSA v.1.2 a una resolución de 30 segundos de arco (Karger *et al.* 2017). Las variables bioclimáticas de CHELSA han demostrado ser las variables más adecuadas en áreas montañosas y tropicales (Maria & Udo 2017). También, se descargaron las 22 variables relacionadas con las propiedades físicas y químicas del suelo obtenidas de la base de datos SoilGrids v.2.0 disponible a una resolución de 30 segundos de arco de ISRIC-World Soil Information (Hengl *et al.* 2014). La base de datos SoilGrids proporciona mapas globales de clases de suelo y algunas variables edáficas. Esta base de datos tiene un sistema de actualización automatizado, que aumenta progresivamente su precisión cuando nuevos datos de entrada están disponibles en las bases de datos internacionales de perfiles de suelos (Hengl *et al.* 2014). La inclusión de variables de suelo se ha recomendado para tener una modelación más adecuada de plantas (Velazco *et al.* 2017).

Para la especie estudiada, todas las variables ambientales (19 bioclimáticas más 22 edáficas) fueron revisadas para evitar colinealidad múltiple entre las variables utilizando el análisis Factor de inflación de la varianza (FIV). Se eliminaron las variables con un valor FIV > 10 usando la función *exclude* del paquete de R *usdm* versión 1.1-18 (Naimi 2013). FIV indica el grado en que se inflan los errores estándar debido a los niveles de multicolinealidad. Se tomaron valores de FIV > 10 como indicativos de colinealidad / redundancia problemática (Montgomery *et al.* 2012) ya que una colinealidad alta podría conducir a un bajo rendimiento del modelo y a interpretaciones erróneas (Maria & Udo 2017). Posteriormente, se incluyeron en el modelo 14 variables (cinco climáticas y nueve edáficas), que fueron las que presentaron mayor importancia y no presentaron multicolinealidad (FIV ≤ 10; Tabla 1). Finalmente, con el objetivo de comparar si la inclusión de las variables edáficas mejora el modelo realizado, se realizó un modelo sin las variables edáficas y se calcularon las métricas de evaluación.

**TABLA 1.** Variables climáticas y edáficas (nombres y unidades) utilizadas como predictores en el modelo de distribución potencial de *Cedrela salvadorensis*. / Climatic and edaphic variables (names and units) used as predictors in the species distribution model of *Cedrela salvadorensis*.

| Tipo de variable | Nombre  | Unidad            | Contribución (%) |
|------------------|---|-------------------|------------------|
| Climática        | Bio 2 (rango diurno promedio)                                       | °C                | 22,6             |
| Edáfica          | Profundidad hasta la roca madre (horizonte R) hasta 200 cm          | cm                | 16,0             |
| Edáfica          | Profundidad absoluta hasta la roca madre                            | cm                | 15,9             |
| Edáfica          | Fragmentos gruesos volumétricos                                     | %                 | 12,0             |
| Climática        | Bio 15 (estacionalidad de precipitación)                            | C.V.              | 10,8             |
| Climática        | Bio 3 (isotermalidad)   | °C                | 9,2              |
| Climática        | Bio 19 (precipitación de la estación más fría)                      | mm                | 4,7              |
| Edáfica          | Contenido de arena (50-2000 $\mu$ m) fracción de masa               | %                 | 3,6              |
| Edáfica          | Contenido de limo (2-50 $\mu$ m) fracción de masa                   | %                 | 2,4              |
| Climática        | Bio 14 (precipitación del mes más seco)                             | Mm                | 1,9              |
| Edáfica          | Contenido de carbono orgánico en el suelo (fracción de tierra fina) | g/kg              | 0,4              |
| Edáfica          | pH del suelo x 10 en H <sub>2</sub> O                               |                   | 0,3              |
| Edáfica          | Grado de subsuelo ácido   | °                 | 0,3              |
| Edáfica          | Densidad de carbono orgánico del suelo                              | kg/m <sup>3</sup> | 0,1              |

Posteriormente, se calcularon los valores de AUC (área bajo la curva) para describir el rendimiento del modelo o la precisión predictiva. Con base en el resultado logístico del procedimiento de modelado de MaxEnt, y con el fin de convertir en binario el mapa de distribución, se seleccionó un valor de corte basado en la Igualdad de sensibilidad de entrenamiento y especificidad (que en nuestro estudio fue de 0,482), el cual es un método ampliamente usado en estudios de conservación de especies (Cao *et al.* 2013; Escalante *et al.* 2013). La selección de este umbral de corte se realizó después de una evaluación cuidadosa de los puntos de presencia actuales. El área de presencia dado en este umbral de corte se calculó para evaluar el cambio potencial en el área desde la distribución potencial y real. En este estudio, todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el lenguaje de programación R v.3.6.3 (R Core Team 2020).

#### ESTATUS DE CONSERVACIÓN

Con el fin de acercarse mucho más a la distribución actual se hizo un recorte de la distribución potencial estimada según el modelo con la vegetación sin perturbar de Mesoamérica (usando el Mapa global de bosque PALSAR-2/PALSAR/JERS-1 a resolución de 1 km<sup>2</sup> para el año 2017, Shimada *et al.* 2014). Para ello se conservaron únicamente las áreas de distribución potencial determinadas por el modelo y que coincidían con áreas con cobertura vegetal según el Mapa global de bosque.

Finalmente, para conocer la superficie de la distribución de *C. salvadorensis* que se encuentra potencialmente resguardada en las ANPs en todos los países donde se distribuye la especie, se utilizaron las capas de ANPs (UNEP-WCMC & IUCN 2021) con datum horizontal WGS84, y la función *tabulate* de ArcGIS para calcular el número de km<sup>2</sup> (píxeles) dentro de cada ANP.

Las categorías de la Lista Roja y los cinco criterios adjuntos desarrollados por la UICN proporcionan una metodología integral para evaluar el estado de conservación de los organismos (Rodrigues *et al.* 2006). El criterio B de la Lista Roja utiliza principalmente datos de distribución para evaluar el estado de conservación de una especie. Por lo tanto, para realizar la evaluación, se utilizó el paquete *ConR* (Dauby *et al.* 2017) para R el cual permite realizar cálculos multi-específicos de gran escala de los tres parámetros principales del criterio B: extensión de presencia (EOO por sus siglas en inglés), área de ocupación (AOO por sus siglas en inglés) el cual se calculó con un valor de tamaño de cuadrícula de 2 x 2 km y un estimador del número de localidades. Esta herramienta proporciona evaluaciones preliminares de conservación utilizando un proceso por lotes automatizado para generar mapas que facilitan la evaluación completa de la Lista Roja (Dauby *et al.* 2017). *ConR* se puede utilizar para cualquier organismo vivo con el que se cuenten datos de distribución. Esta herramienta fue utilizada para determinar los parámetros del criterio B de *C. salvadorensis* y hacer un

análisis de su estado de conservación de acuerdo con los criterios de la UICN.

Además de los criterios establecidos por la UICN, se realizó la evaluación con base en lo establecido en la legislación mexicana, específicamente la Norma Oficial Mexicana 059-SEMARNAT-2010 SEMARNAT (2010), en su Anexo Normativo II (Método para Evaluar el Riesgo de Extinción de Especies Silvestres en México, MER). Esta evaluación consistió en una matriz de asignación de valores (puntajes) basada en el análisis de cuatro criterios: i) distribución geográfica; ii) características del hábitat; iii) vulnerabilidad biológica e iv) impacto de las actividades humanas. Los valores asignados bajo cada criterio corresponden a parámetros establecidos en el formato de evaluación. Asimismo, a través de la revisión de la literatura y la consulta de especialistas, se abordaron los criterios de vulnerabilidad biológica e impacto de las actividades humanas (Carvajal-Hernández *et al.* 2020). Este método incluso contempla la ausencia de información para algunos factores (por ejemplo, información demográfica o genética; SEMARNAT 2010). La categorización se basó en la suma de las puntuaciones resultantes de los valores asignados a cada uno de los criterios (ordenados de mayor a menor amenaza): En peligro ( $\geq 2$  puntos), Amenazado ( $> 1,7$  y  $< 2$ ) y Sujeto a protección especial ( $< 1,7$ ).

## RESULTADOS

### MODELO DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL A NIVEL MUNDIAL

En el mundo, el modelo de distribución potencial mostró condiciones climáticas y edáficas muy adecuadas para *C. salvadorensis* en la región de Mesoamérica, abarcando los países de México, Guatemala, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica y Panamá. En la Tabla 1 se presentan las variables que mostraron mayor importancia en el análisis de la distribución potencial de la especie. La variable que mayor contribución aportó al modelo fue la Bio 2 (Rango diario medio) calculada como la Media mensual (temperatura máxima - temperatura mínima), con valores óptimos alrededor de 34,75, es decir con muy poca variación de temperatura diaria. Le siguen en importancia la profundidad hasta la roca madre y profundidad absoluta hasta la roca madre.

Los resultados obtenidos sugieren que el modelo de distribución potencial de *C. salvadorensis* que incluye variables edáficas ( $AUC_{\text{entrenamiento}} = 0,876$ ,  $AUC_{\text{prueba}} = 0,803$ ) fue mejor que el que no las incluye ( $AUC_{\text{entrenamiento}} = 0,775$ ,  $AUC_{\text{prueba}} = 0,792$ ). El modelo ha probado ser útil para detectar las áreas en donde aún existe una alta probabilidad para que la especie se encuentre. El clima es uno de los factores más importantes que influyen los patrones de distribución de las especies,

sin embargo, como observamos en este estudio en el caso de las plantas también es importante incluir variables edáficas. Los factores climáticos y edáficos estudiados nos muestran que la especie es netamente tropical y encuentra nichos óptimos para su distribución en las costas del pacífico que van desde el norte de México hasta Panamá, en altitudes que van de los 650 hasta los 1830 m.s.n.m.

La Fig. 1 muestra los puntos de presencia y el área de distribución potencial de *C. salvadorensis* en la actualidad. El modelo de distribución potencial mostró condiciones climáticas y edáficas muy adecuadas para *C. salvadorensis* cerca de la costa del Pacífico. El modelo de distribución potencial mostró que en México esta especie se distribuye en el estado de Sinaloa (siendo el límite de distribución septentrional), ocupando zonas de la costa del Pacífico, la Sierra Madre Occidental, zonas del centro del país y la Sierra Madre de Chiapas.

En Guatemala, continua por la Sierra Madre de Chiapas. En Honduras, continua de manera más restringida por el sur del país por la Cordillera del Sur. En El Salvador, su distribución está restringida a la continuación de la Sierra Madre de Chiapas y algunas zonas cercanas al Pacífico. En Nicaragua, su distribución se restringe al sur del país en la frontera con Costa Rica en la región del Pacífico, la cual se caracteriza por ser la región volcánica y lacustre del país. En Costa Rica, se distribuye por la Cordillera de Guanacaste, las Serranías de Nicoya, península de Nicoya, principalmente en la Sierra Minera de Tilarán y el sur del Eje montañoso central.

Por último, en Panamá se distribuye principalmente en la cordillera Central y el sur de la Provincia de Veraguas, la cual corresponde a su límite de distribución meridional. En general, esta especie se encuentra en bosques húmedos, en algunos bosques secos y bosques premontanos. Sobre todo, se observó que se distribuye en zonas serranas y costeras del pacífico. El área potencial para la distribución de esta especie obtenida del modelo mundial se estima en 98.143 km<sup>2</sup> sin considerar el impacto causado por el cambio de uso de suelo.

Se calculó que el área de *C. salvadorensis* que se encuentra potencialmente resguardada es de 772 km<sup>2</sup> (~0,8% de su distribución total) en 129 ANPs a lo largo de su distribución. Siendo México el país con mayor número de ANPs (54), seguido por El Salvador (36), Guatemala (20), Costa Rica (14), Nicaragua (4) y Panamá (1). En cuanto a la distribución protegida, México es el país que más superficie protege (337 km<sup>2</sup>), seguido por Costa Rica (168 km<sup>2</sup>), El Salvador (117 km<sup>2</sup>), Nicaragua (102 km<sup>2</sup>), Guatemala (47 km<sup>2</sup>) y Panamá (1 km<sup>2</sup>). Lamentablemente de las 129 ANPs, 45 protegen sólo 1 km<sup>2</sup> cada una, mientras que 14 ANPs protegen más de 10 km<sup>2</sup> cada una. Las ANPs que más distribución protegen son: i) Reserva Comunal Mascalco, Oaxaca, México (102 km<sup>2</sup>); ii)



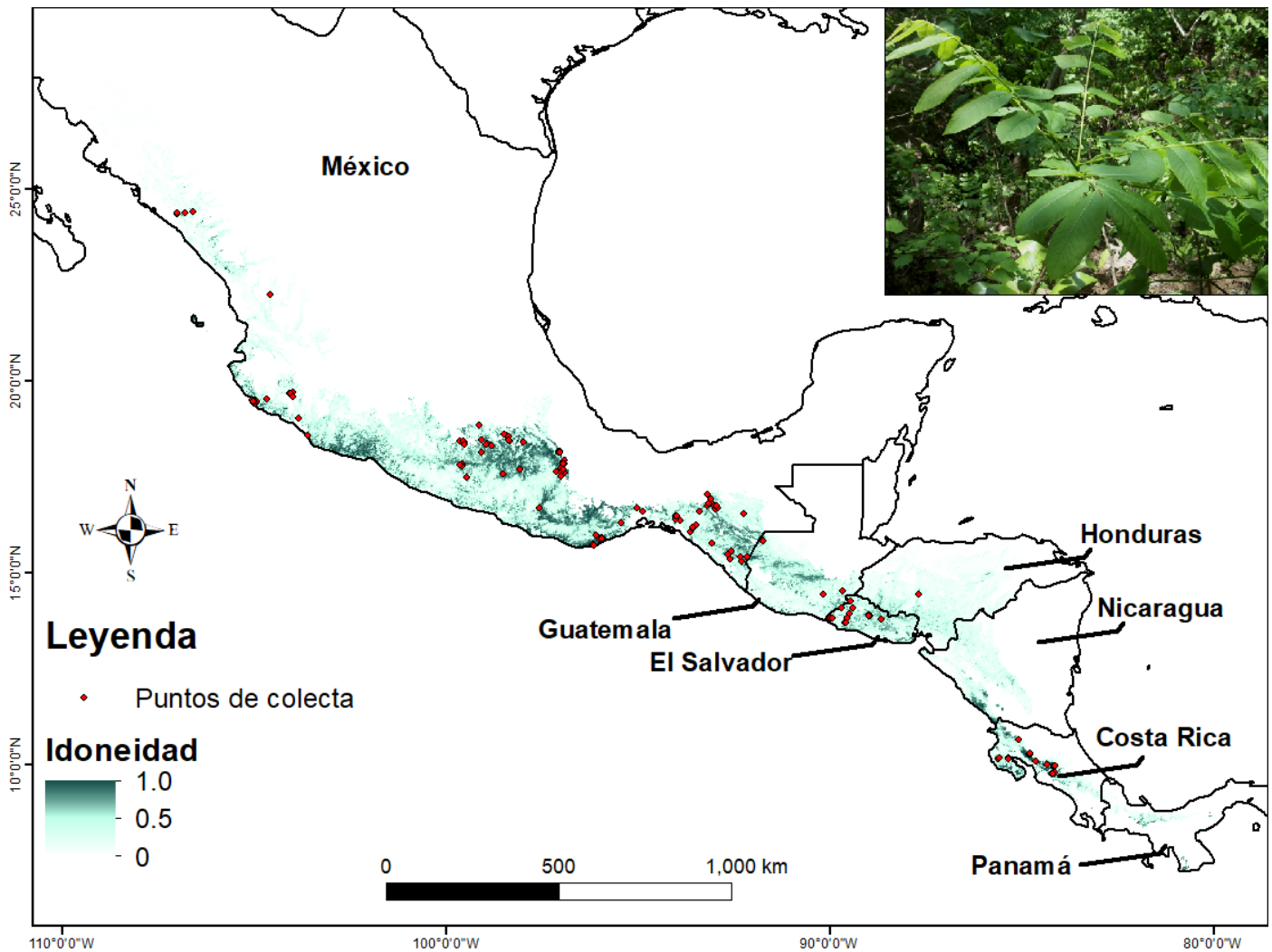


FIGURA 1. Puntos de presencia y el área de distribución potencial de *Cedrela salvadorensis*. / Occurrences and potential range of *Cedrela salvadorensis*.

Área Comunitaria Protegida de San Isidro, Oaxaca, México (70 km<sup>2</sup>); y iii) Río Escalante Chacocente, Carazo, Nicaragua (54 km<sup>2</sup>).

Haciendo uso del mapa global de bosque, se redujo el área de distribución potencial de *C. salvadorensis* a 67.786 km<sup>2</sup> (69% de la distribución potencial), para ello se conservaron únicamente las áreas de distribución potencial determinadas por el modelo de distribución y que coincidían con áreas con cobertura vegetal según el mapa (Fig. 2). Es de considerar que el mapa utilizado para determinar la distribución actual de *C. salvadorensis* fue realizado con datos del año 2017, por lo que es probable que la especie pudiera no estar actualmente en algunos de estos sitios debido a procesos de deforestación

en los últimos años. De la distribución actual (recortada a vegetación) de *C. salvadorensis*, únicamente 238 km<sup>2</sup> (0,35% de la distribución actual) se encuentran protegidos en 73 ANPs (Fig. 2), por lo que sólo estas ANPs realmente resguardan la distribución de la especie.

#### ESTATUS DE CONSERVACIÓN

De acuerdo con las condiciones del criterio B establecido por la UICN y los resultados del EOO (708.911,8 km<sup>2</sup>), AOO (564 km<sup>2</sup>), número de subpoblaciones (70) y número de localidades (99), *C. salvadorensis* debería ser considerada como una especie casi amenazada (NT, B1a + B2a) debido a que su AOO es menor a 2.000 km<sup>2</sup> y como se observó en la

distribución actual se encuentra disminuyendo. Además, sus poblaciones se encuentran fragmentadas, ocurre en más de 10 localidades y no hay fluctuaciones extremas (UICN 2019). La comparación de los resultados obtenidos en este estudio con la información disponible en la página de *C. salvadorensis* de la UICN (Fuentes *et al.* 2019) muestra diferencias en la categoría de riesgo (LC), los autores reconocen que el hábitat se encuentra disminuyendo, se menciona que existe en numerosas localidades, su EOO era de 541.073,7 km<sup>2</sup> y su

AOO era de 448 km<sup>2</sup> y sus subpoblaciones eran abundantes. Por otro lado, respecto a la categorización basada en la guía que establecen las leyes mexicanas, la suma de los criterios evaluados es de 1,2, con un valor de 0,6 en el criterio D. De acuerdo con la NOM-059, valores mayores o iguales a 1 y menores que 1,5 y si la sumatoria del criterio D es igual o mayor que 0,3 corresponden a especies que deben considerarse como Sujetas a Protección Especial (Pr), como en el caso de *C. salvadorensis* (Tabla 2).

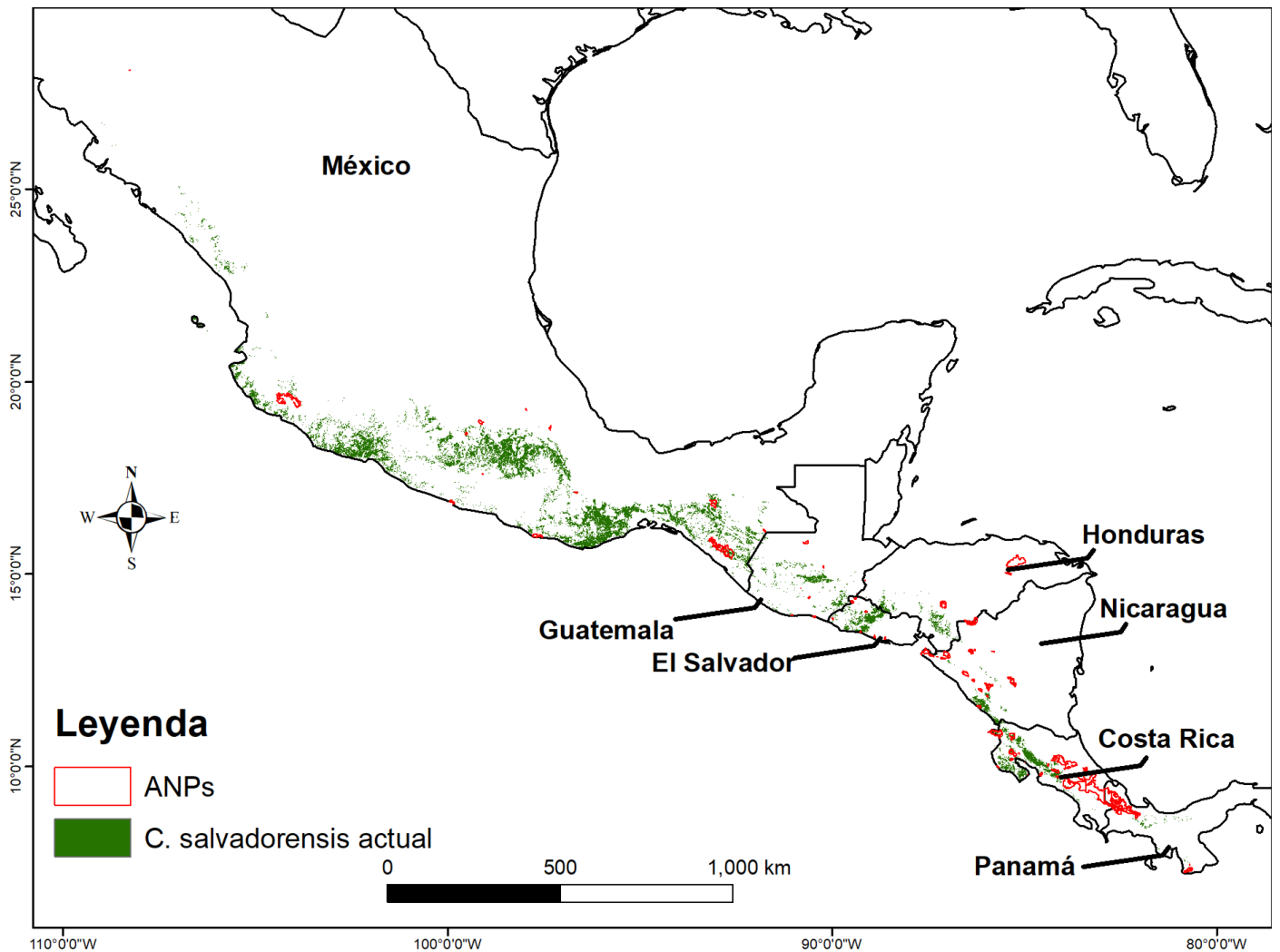


FIGURA 2. Distribución actual de *Cedrela salvadorensis*, considerando los sitios con cobertura vegetal según el mapa global de bosque PALSAR-2/PALSAR/JERS-1 (Shimada *et al.* 2014) y su relación con la Áreas Naturales Protegidas. / Current distribution of *Cedrela salvadorensis*, considering the sites with vegetation cover according to the global map of forest PALSAR-2/PALSAR/JERS-1 (Shimada *et al.* 2014) and its relation with natural protected areas.

**TABLA 2.** Evaluación de *Cedrela salvadorensis* de acuerdo con el Anexo normativo I (Método de evaluación del riesgo de extinción de las especies silvestres en México (SEMARNAT 2010). / Evaluation of *Cedrela salvadorensis* according to normative Annex I (Method for evaluating the risk of extinction of wild species in Mexico (SEMARNAT 2010).

|      |  |    |
|------|--|----|
| A.   | Características de la distribución geográfica.   |    |
| a.   | Extensión de la distribución (1%)  | 1  |
| b.   | Número de poblaciones o localidades conocidas existentes (> 26)  | 0  |
| c.   | Número de provincias biogeográficas (> 6)  | 0  |
| d.   | Representatividad de la distribución del taxón en el Territorio Mexicano (Distribución periférica o extra limital)   | 1  |
| i.   | Subtotal criterio A (4/11) = 0,4   |    |
| B.   | Características del hábitat.   |    |
| a.   | ¿En cuántos tipos de vegetación se presenta? (> 4)   | 0  |
| b.   | ¿El taxón tiene un hábitat especializado? (no)   | 0  |
| c.   | ¿La permanencia de la población es dependiente de un hábitat primario? (si)  | 1  |
| d.   | ¿La permanencia de la población requiere de regímenes de perturbación particulares o está asociada a etapas transitorias en la sucesión? (no)                            | 0  |
| e.   | Amplitud del intervalo altitudinal que ocupa el taxón ( $\geq 1000$ m)   | 0  |
| i.   | Subtotal criterio B (1/9) = 0,1  |    |
| C.   | Vulnerabilidad biológica intrínseca.   |    |
| a.   | Demografía   |    |
| i.   | Número total de individuos (no hay información)  | 0  |
| ii.  | Reclutamiento (no hay información)   | 0  |
| iii. | Atributos demográficos   |    |
| 1.   | ¿Hay evidencia de densa dependencia en la reproducción? (no)   | 0  |
| 2.   | ¿Hay clonalidad? (no)  | 1  |
| 3.   | ¿Hay evidencia de decrecimiento de las poblaciones en el país? (si)  | 1  |
| 4.   | ¿Hay evidencia de una varianza muy grande en la fecundidad? (no)   | 0  |
| 5.   | ¿El taxón es dioico, los individuos son dicógamos o auto incompatibles? (no)   | 0  |
| 6.   | ¿La floración es sincrónica o gregaria? (no)   | 0  |
| 7.   | ¿El taxón produce pocos propágulos (en comparación con otros miembros de su linaje)? (no)  | 0  |
| b.   | Genética.  |    |
| i.   | Variación molecular (heterocigosis) (no hay información)   | 0  |
| ii.  | Estructura genética molecular (no hay información)   | 0  |
| iii. | Cantidad de variación genética (no hay información)  | 0  |
| iv.  | Nivel de diferenciación entre poblaciones (no hay información)   | 0  |
| c.   | Interacciones bióticas especializadas.   |    |
| i.   | ¿El taxón requiere una «nodriza» para su establecimiento? (no)   | 0  |
| ii.  | ¿El taxón requiere un hospedero o forofito específico? (no)  | 0  |
| iii. | ¿El taxón requiere un polinizador específico? (no)   | 0  |
| iv.  | ¿El taxón tiene un dispersor específico? (no)  | 0  |
| v.   | ¿El taxón presenta mirmecofilia obligada? (no)   | 0  |
| vi.  | ¿El taxón presenta dependencia estricta de la micorriza? (no)  | 0  |
| vii. | ¿El taxón sufre una afectación importante por depredadores, patógenos (incluyendo competencia muy intensa con especies alóctonas o invasoras)? (no)                      | 0  |
| 1.   | Subtotal del Criterio C (2/23) = 0,1   |    |
| D.   | Impacto de la actividad humana.  |    |
| a.   | ¿Cómo afecta al taxón la alteración antrópica del hábitat? (Es perjudicado por el disturbio)   | 1  |
| b.   | ¿Cuál es el nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón? (El impacto es fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones)                | 2  |
| c.   | ¿Existe evidencia que indique un deterioro en la calidad o extensión del hábitat como efecto de cambios globales o se prevé un cambio drástico en el uso del suelo? (si) | 1  |
| d.   | ¿Cuál es el impacto del uso sobre el taxón? (El impacto de uso es fuerte y afecta a todas las poblaciones)   | 3  |
| e.   | ¿Él es cultivado o propagado <i>ex situ</i> ? (si)   | -1 |
| i.   | Subtotal del Criterio D (6/10) = 0,6   |    |
| 1.   | Suma de todos los criterios = 1,2  |    |



## DISCUSIÓN

Los modelos de distribución según Richardson & Whittaker (2010) pueden ser útiles como un requerimiento clave para la biogeografía de la conservación. Estos modelos tienen la capacidad predictiva para proyectar el espacio geográfico-ecológico en el pasado y en el futuro (Guisan & Thuiller 2005). Se encontraron condiciones idóneas para la distribución de *C. salvadorensis* en México y Centroamérica, particularmente a lo largo de la costa del pacífico, este patrón de distribución concuerda con la descripción que hacen Pennington & Muellner (2010), quienes plantean que *C. salvadorensis* tiene un rango de distribución desde México hasta Panamá, en bosques tropicales caducifolios y semicaducifolios.

En un estudio realizado por Koecke *et al.* (2013), encontraron que las variables bioclimáticas más importantes para predecir la distribución de las especies del género *Cedrela* eran: Bio 2, Bio 4, Bio 6, Bio 14, Bio 15, Bio 18 y Bio 19. Lo cual representa que cuatro variables son compartidas entre modelos: Bio 2, Bio 15, Bio 19 y Bio 14 (ver Tabla 1). Una mejora en el modelo anterior, es la inclusión de variables edáficas, las cuales han demostrado mejorar la eficiencia de los modelos de distribución de plantas (Velazco *et al.* 2017). Este progreso en el modelo queda demostrado al comparar los mapas de distribución potencial generados por Köcke (2015), quien predijo áreas de presencia en países suramericanos como Ecuador, Brasil, etc., sitios que se encuentran mucho más al sur del punto de presencia más meridional de la especie en Costa Rica, y en los que no existen registros de herbario de la especie. En nuestro caso Suramérica no se consideró como un área donde proyectar la distribución potencial, debido a que se acotó el área de calibración (conocida como región M) a aquellas ecorregiones donde se ha encontrado algún registro de presencia de la especie. La región M o el área accesible para la especie es una mejora en los modelos de distribución de especies que se usa con el fin de evitar sesgos ambientales dentro del algoritmo utilizado para calibrar el modelo (Barve *et al.* 2011, Zacarías-Correa *et al.* 2020).

La habilidad para predecir eficazmente la distribución de cualquier especie ha ido incrementando, conforme avanzan los estudios y las técnicas de modelación, así como el conocimiento y la disponibilidad de más variables ambientales. En este estudio se encontró que *C. salvadorensis* amplía su rango de distribución geográfico hacia el norte de México incluyendo los estados de Sinaloa, Nayarit y probablemente al sur de Sonora, y hacia el sur en los países de Nicaragua y Panamá (Fuentes *et al.* 2019). La eficacia del modelo generado con Maxent en la predicción de la distribución es útil para diversos fines como conservación, reproducción o comercio de la especie.

*Cedrela salvadorensis* es una especie de preocupación menor (LC) de acuerdo con la evaluación de la UICN (Fuentes *et al.* 2019). Sin embargo, el panorama poco alentador que se observa a partir de los datos generados por nuestros modelos en cuanto a la disminución de la distribución potencial y la distribución recortada a la vegetación, nos muestra que es urgente realizar acciones de conservación de la especie. Asimismo, debemos considerar la observación que hace Pennington & Muellner (2010) sobre la distribución de *C. salvadorensis* al mencionar que se encuentra principalmente en las riberas de los ríos en suelos pedregoso. Esta observación proporciona una noción más precisa del patrón de distribución espacial de *C. salvadorensis* y recalcan la importancia de realizar propuestas de conservación.

Además, en este estudio se ha mostrado que la perturbación influye en la distribución de esta especie, reduciendo su área de distribución en aproximadamente el 31%, por el efecto de la perturbación humana, respecto a lo estimado por el modelo de distribución potencial. En consecuencia, la disminución de la cobertura vegetal por las amenazas antrópicas repercute no solo en esta especie, sino en todas las especies que coexisten en los hábitats similares a *C. salvadorensis*. Esta información podría servir tal como describe Plissock & Fuentes (2011), para especies con algún problema de conservación, identificando áreas prioritarias que ayuden a su preservación.

Además, *C. salvadorensis* podría ser una especie paraguas mediante la cual se puede proteger la biodiversidad, debido a la alta concentración de especies con distribución muy restringida que se encuentra en las selvas donde aún se distribuye *C. salvadorensis*. Actualmente, la información disponible para establecer estrategias y acciones de conservación de este árbol es mínima, por lo cual este estudio puede ser una base para la implementación de diversas estrategias para conservarlo. *C. salvadorensis* puede ser utilizado con fines de restauración ya que su población ha disminuido significativamente en los últimos años (Orsi *et al.* 2011). Por lo que es urgente que los planes de restauración y reforestación de los países donde esta especie es nativa la incluyan con fines de propagación para ayudar a su conservación. En este sentido el escenario para la supervivencia de *C. salvadorensis* es preocupante debido principalmente a la pérdida y fragmentación del hábitat.

La evaluación indicó que, de acuerdo con el criterio B de distribución geográfica de la UICN, dado su AOO y la amenaza a su hábitat, la especie podría ser considerada como casi amenazada (NT) en lugar de menor preocupación (LC). Sin embargo, de acuerdo con los criterios de la NOM-059, podría considerarse en la categoría de Sujeta a Protección Especial (Pr). La información proporcionada en este estudio

no coincide con la incluida en la ficha técnica de la UICN (Fuentes *et al.* 2019), ya que, a pesar de tener datos similares, el estudio anterior no contemplaba la reducción del área de distribución que observamos en esta evaluación.

De hecho, nuestros datos aumentan el EOO y AOO de la especie, por lo que es importante tomar en cuenta los criterios mencionados por la UICN para asignar la categoría de casi amenazada, por tener un AOO menor a 2.000 km<sup>2</sup> el cual está disminuyendo, además de considerar que sus poblaciones se encuentran fragmentadas. Asimismo, para realizar el modelo de distribución potencial en este estudio se incluyeron nuevos datos de presencia de El Salvador. A pesar de encontrar una mayor EOO y AOO que los datos de la UICN, el método de modelado de MaxEnt se podría considerar una predicción más certera que el propuesto por la UICN. Encontramos diferencias entre la distribución potencial derivada del método MaxEnt (98.143 km<sup>2</sup>) y el EOO de la UICN (708.912 km<sup>2</sup>), reforzando que el último método sobreestima la distribución de las especies con sus implicaciones para la conservación (Peterson 2017; Nori *et al.* 2018). Otro estudio realizado para una especie de cícada en México llegó a la misma conclusión, las evaluaciones del portal de la UICN deben ser actualizadas y complementadas con datos de campo y modelos de distribución potencial (Carvajal-Hernández *et al.* 2020). Por lo que proponemos que además del método propuesto por la UICN (Polígono Mínimo Convexo), se incluya un modelo que considere las características ecológicas de la especie tales como el modelo MaxEnt y el recorte a condiciones de vegetación adecuadas para complementar su evaluación.

A nivel regional, la especie se encuentra protegida por las leyes de El Salvador (MARN 2009), catalogada como amenazada, debido principalmente a la deforestación para extender la frontera agrícola. También se encuentra protegida en Costa Rica (MINAE 1997), como una especie en peligro de extinción, vedada. En México, donde se encuentra la mayor proporción mundial de la distribución de esta especie, no está protegida. De acuerdo con este estudio, la especie debería incluirse en la NOM-059 bajo la categoría de protección especial (Pr). Debido principalmente a la destrucción de su hábitat y la extracción de individuos para el aprovechamiento maderable. Lamentablemente, muchas especies nativas de México están amenazadas por diferentes problemas, por lo que es necesario realizar evaluaciones para identificar aquellas más vulnerables y propensas a desaparecer (Armenta-Montero *et al.* 2015, Vergara-Rodríguez *et al.* 2017, Carvajal-Hernández *et al.* 2020). Para finalizar, es importante recalcar que a pesar de la crítica situación de *C. salvadorensis*, su presencia en algunas ANPs podría ser clave para su conservación.

## AGRADECIMIENTOS

MMA agradece a Francisco Rafael Hernández, por su colaboración en el trabajo de campo y a la administración del bosque Cinquera (ARDM), por su apoyo en el trabajo de campo.

## REFERENCIAS

- Achard, F., Hugh, D.E., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., Malingreau, J.P. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297: 999-1002.
- Aguilar, R.S., Abundiz, B.L., Barajas, M.J. 2001. Comparación de la gravedad específica y características anatómicas de la madera de dos comunidades vegetales en México. *Anales Del Instituto de Biología. Serie Botánica* 72: 171-185.
- Armenta-Montero, S., Carvajal, H.C.I., Ellis, E.A., Krömer, T. 2015. Distribution and conservation status of *Phlegmariurus* (Lycopodiaceae) in the state of Veracruz, Mexico. *Tropical Conservation Science* 8: 114-137.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., Peterson, A.T., Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222: 1810-1819.
- Busby, J.R. 1991. BIOCLIM-a bioclimate analysis and prediction system. *Plant Protection Quarterly* 61: 8-9.
- Cao, Y., De Walt, R.E., Robinson, J.L., Tweddale, T., Hinz, L., Pessino, M. 2013. Using Maxent to model the historic distributions of stonefly species in Illinois streams: the effects of regularization and threshold selections. *Ecological Modelling* 259: 30-39.
- Carvajal-Hernández, C.I., Juárez, F.M.A., Armenta, M.S., Demeneghi, C.A.P., Vázquez, T.M. 2020. Different Criteria for Evaluation of the Conservation Status of *Ceratozamia miqueliana* (Zamiaceae). *Tropical Conservation Science* 13: 1-12.
- Cayuela, L. 2006. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. *Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente* 15: 192-198.
- Céspedes, C.L., Calderón, J.S., Salazar, J.R., Lotina, H.B., Segura, R. 2001. Plant-growth inhibitory activity of cedrelanolide from *Cedrela salvadorensis*. *Journal of Chemical Ecology* 27: 137-149.
- CEPF. 2021. URL: <https://www.cepf.net/our-work/biodiversity-hotspots/mesoamerica/species>. Accedido: octubre 15,

2021

- CONABIO. 2018. Portal de Información Geográfica - CONABIO. URL: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Accedido: Agosto 16, 2019.
- Contreras-Medina, M.R., Luna, V.I., Ríos, M.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.
- Córdova-Córdova, D., Burelo-Ramos, C.M., Campos-Díaz, M.J., Morales-Rodríguez, N.E.M., Álvarez-Jiménez, W., Beauregard, G., Muñiz-Chavarría, N., Ortega-Ramírez, M.E. 2020. Meliaceae (Sapindales): riqueza y distribución en el estado de Tabasco, México. *Acta botánica mexicana* 127: 1-15.
- Dauby, G., Stévant, T., Droissart, V., Cosiaux, A., Deblauwe, V., Simo-Droissart, M., Sosef, M.S.M., Lowry, P.P., Schatz, G., Gereau, R., Couvreur, T.L.P. 2017. ConR: An R package to assist large-scale multispecies preliminary conservation assessments using distribution data. *Ecology and Evolution* 7: 11292-11303.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E., Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions* 17: 43-57.
- Escalante, T., Rodríguez, T.G., Linaje, M., Illoldi, R.P., González, L.R. 2013. Identification of areas of endemism from species distribution models: threshold selection and Nearctic mammals. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 16: 5-17.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe principal. Roma.
- FAO. 2014. State of the World's Forests. Rome. URL: <http://www.fao.org/3/i3710e/i3710e.pdf>. Accedido: Septiembre 29, 2020.
- Ficker, C.E., Arnason, J.T., Vindas, P.S., Alvarez, L.P., Akpagana, K., Gbeassor, M., de Souza, C., Smith, M.L. 2003. Inhibition of human pathogenic fungi by ethnobotanically selected plant extracts. *Mycoses* 46: 29-37.
- Fuentes, A.C.D., Samain, M.S., Martínez, S.E. 2019. *Cedrela salvadorensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. URL: <https://www.iucnredlist.org/species/153073106/153076510>. Accedido: Octubre 27, 2020.
- Gómez-Pompa, A., Vázquez, Y.C., Guevara, S. 1972. The tropical rain forest: a nonrenewable resource. *Science* 177: 762-765.
- Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Hengl, T., de Jesus, J.M., MacMillan, R.A., Batjes, N.H., Heuvelink, G.B.M., Ribeiro, E., Samuel, R.A., Kempen, B., Leenaars, J.G.B., Walsh, M.G., Gonzalez, M.R. 2014. SoilGrids1km – Global Soil Information Based on Automated Mapping. *PLOS ONE* 9: e105992.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- IUCN. 2019. Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN. Versión 14. Comité de Estándares y Peticiones de la Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN. URL: <https://www.iucnredlist.org/es/resources/redlistguidelines>. Accedido: septiembre 23, 2021.
- Jiménez, A., Mata, R., Pereda, M.R., Calderon, J., Isman, M.B., Nicol, R., Arnason, J.T. 1997. Insecticidal Limonoids from *Swietenia humilis* and *Cedrela salvadorensis*. *Journal of Chemical Ecology* 23: 1225-1234.
- Karger, D.N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria, A.R.W., Zimmermann, N.E., Linder, H.P., Kessler, M. 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4: 1-20.
- Köcke, A.V. 2015. Spatio-temporal evolution of *Cedrela* (Meliaceae). PhD Thesis. Johann Wolfgang-Goethe-Universität, Germany.
- Koecke, A., Muellner-Riehl, A., Pennington, T., Schorr, G., Schnitzler, J. 2013. Niche evolution through time and across continents: The story of Neotropical *Cedrela* (Meliaceae). *American Journal of Botany* 100: 1800-1810.
- Maria, B., Udo, S. 2017. Why input matters: Selection of climate data sets for modelling the potential distribution of a treeline species in the Himalayan region. *Ecological Modelling* 359: 92-102.
- MARN. 2009. Listado Oficial de Especies de Flora Silvestre Amenazada o en Peligro de Extinción en El Salvador. Tomo 363. Número 78. El Salvador. 21 pp.
- Menjívar, J.E., Cerén, J.G. 2017. Towards a better understanding of El Salvador flora. *Webbia* 72: 31-34.
- MINAE. 1997. Decreto Ejecutivo N° 25700-MINAE., 16 La Gaceta. Diario Oficial (CR) Costa Rica: 9-10.
- Montgomery, D.C., Peck, E.A., Vining, G.G. 2012. Introduction to Linear Regression Analysis (5th Ed.). Wiley, USA. 672 pp.
- Moya, R., Wiemann, M.C., Olivares, C. 2013. Identificación de especies de árboles en peligro o amenazadas de Costa Rica basada en la anatomía de la madera y fluorescencia. *Revista de Biología Tropical* 61: 1133-1156.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Naimi, B. 2013. usdm: Uncertainty analysis for species distribution models. URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/usdm/index.html>. Accedido: Marzo 20, 2020.
- Namkoong, G., Boyle, T.J.B., Gregorius, H.R., Joly, H., Savolainen, O., Ratnam, W., Young, A. 1996. Testing criteria and

- indicators for assessing the sustainability of forest management: genetic criteria and indicators. Center for International Forestry Research (CIFOR) 10: 1-12.
- Nori, J., Villalobos, F., Loyola, R. 2018. Global priority areas for amphibian research. *Journal of Biogeography* 45: 2588-2594.
- Orsi, F., Church, R.L., Geneletti, D. 2011. Restoring forest landscapes for biodiversity conservation and rural livelihoods: A spatial optimisation model. *Environmental Modelling and Software* 26: 1622-1638.
- Pennington, T.D., Muellner, A.N. 2010. A Monograph of *Cedrela* (Meliaceae). Dh books. Editorial, England. 112 pp.
- Peterson, A.T. 2017. Problems with reductive, polygon-based methods for estimating species' ranges: reply to Pimm *et al.* 2017. *Conservation biology* 31: 948-951.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: Twenty-first international conference on Machine learning - ICML '04 (p. 83). ACM Press, New York, NY, USA. 83 pp.
- Plischoff, P., Fuentes, C.T. 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: Una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande* 48: 61-79.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.r-project.org/>. Accedido: Diciembre 16, 2020.
- Redonda-Martínez, R., Plischoff, P., Moreira-Muñoz, A., Martínez Salas, E.M., Samain, M.S. 2021. Towards conservation of the remarkably high number of daisy trees (Asteraceae) in Mexico. *Plants* 10: 1-24.
- Richardson, D.M., Whittaker, R.J. 2010. Conservation biogeography - foundations, concepts and challenges. *Diversity and Distributions* 16: 313-320.
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., Brooks, T.M. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 71-76.
- Segura, R., Calderón, J., Toscano, R., Gutiérrez, A., Mata, R. 1994. Cedrelanolide I, a new limonoid from *Cedrela salvadorensis*. *Tetrahedron Letters* 35: 3427-3440.
- Shimada, M., Itoh, T., Motooka, T., Watanabe, M., Shiraiishi, T., Thapa, R., Lucas, R. 2014. New global forest/non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007-2010). *Remote Sensing of environment* 155: 13-31.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Diario Oficial, México. 78 pp.
- Stockwell, D. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* 13: 143-158.
- Téllez, O., Mattana, E., Diazgranados, M., Kühn, N., Castillo, L.E., Lira, R., Montes, L.L., Rodríguez, I., Flores, O.C.M., Way, M., Dávila, P., Ulián, T. 2020. Native trees of Mexico: diversity, distribution, uses and conservation. *PeerJ* 8: e9898.
- Trejo, I., Dirzo, R. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11: 2063-2084.
- UNEP-WCMC, IUCN. 2021. Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA) and World Database on Other Effective Area-based Conservation Measures (WD-OECM) [Online], September 2021, Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN. Available at: <https://www.protectedplanet.net/>
- Velazco, S.J.E., Galvão, F., Villalobos, F., de Marco, P. 2017. Using worldwide edaphic data to model plant species niches: An assessment at a continental extent. *PLOS ONE* 12: e0186025.
- Venne, S., Currie, D.J. 2021. Can habitat suitability estimated from MaxEnt predict colonizations and extinctions? *Diversity and Distributions* 27: 873-886.
- Vergara-Rodríguez, D., Mathieu, G., Samain, M.S., Armenta, M.S., Krömer, T. 2017. Diversity, Distribution, and Conservation Status of *Peperomia* (Piperaceae) in the State of Veracruz, Mexico. *Tropical Conservation Science* 10: 1-28.
- Yackulic, C.B., Chandler, R., Zipkin, E.F., Royle, J.A., Nichols, J.D., Campbell, E.H., Veran, S. 2013. Presence-only modelling using MAXENT: when can we trust the inferences?. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 236-243.
- Zacarias-Correa, A.G., Lira-Noriega, A., Pérez-Calix, E., Samain, M.S., Wolfe, A.D. 2020. Back to the future of a rare plant species of the Chihuahuan desert: tracing distribution patterns across time and genetic diversity as a basis for conservation actions. *Biodiversity and Conservation* 29: 1821-1840.

Received: 04.06.2021

Accepted: 01.11.2021