IPICYT

INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.

**POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

# ESPECIES VEGETALES CON POTENCIAL PARA LA RESTAURACIÓN FORESTAL EN EL ESTADO DE SAN LUIS POTOSÍ BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

Tesis que presenta

**Jesús Sandoval Martínez**

Para obtener el grado de

**Doctor en Ciencias Ambientales**

Codirectores:

Dr. Ernesto Iván Badano

Dr. Jorge Alberto Flores Cano

Septiembre 2024

# CONSTANCIA DE APROBACIÓN DE LA TESIS

La tesis “Especies vegetales con potencial para la restauración forestal en el Estado de San Luis Potosí bajo escenarios de cambio climático”, presentada para obtener el Grado de Doctor en Ciencias Ambientales, fue elaborada por Jesús Sandoval Martínez y aprobada el 05 de septiembre de 2024 por los suscritos, designados como Jurado de Tesis por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

**Dr. Ernesto Iván Badano**
**Codirector de tesis**

**Dr. Jorge Alberto Flores Cano**
**Codirector de tesis**

**Dra. Sandra Milena Gelviz Gelvez**
**Sinodal**

**Dr. Felipe Barragán Torres**
**Sinodal**

**Dr. Joel David Flores Rivas**
**Sinodal**

# CRÉDITOS INSTITUCIONALES

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la codirección del Dr. Ernesto Iván Badano y el Dr. Jorge Alberto Flores Cano.

Durante la realización del trabajo, el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia, y Tecnología (Matrícula 201334).

Esta investigación de tesis fue financiada por el Fondo Institucional de Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación mediante el proyecto "Evaluación y optimización de los recursos hídricos en el nexo agricultura-sociedad-industria en tres zonas del país: árida, bajío y tropical, hacia un modelo de transferencia y política pública", con clave FORDECYT clave 297525, del cual forma parte el Dr. Ernesto I. Badano.

# ACTA DE EXAMEN

# DEDICATORIA

Este logro se lo dedico primeramente a Dios Padre por haberme iluminado y fortalecido para culminar satisfactoriamente este proyecto.

A mi padre Dionisio Santillán Sandoval ✝ y hermano Mateo Sandoval Martínez ✝ que se encuentran al lado de Dios Padre.

A mi madre Leocadia Martínez Vázquez por el amor que me demuestras día a día, por la preocupación que sentías cada vez que salía de casa a realizar mi trabajo, y por tu apoyo incondicional.

A mi padre Federico Ortiz Monsiváis por siempre estar ahí en todo momento y poner en mi toda tu confianza, también por cuidarme, amarme y guiarme por el buen camino.

A mis hermanos por su confianza y apoyo.

A ti Mayra por caminar conmigo de la mano en este trayecto, por tu amor, tu confianza, por creer en mí y demostrarme que siempre cuento contigo.

# AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Dr. Ernesto I. Badano y Dr. Jorge Alberto Flores Cano por darme la oportunidad y confianza de realizar este trabajo de investigación, por todo su apoyo, por ser más que mis formadores, ser amigos y maestros de vida.

Reconozco y resalto el apoyo, asesorías y consejos por parte de la Dra. Sandra Milena Gelviz Gelvez, del Dr. Felipe Barragán Torres y del Dr. Joel David Flores Rivas para la finalización de este trabajo y contribuir significativamente en mi formación.

Al Instituto de Investigación Científica y Tecnológica (IPICYT) y la División de Ciencias Ambientales por el seguimiento y las facilidades para llevar a cabo este proyecto.

Agradezco Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT) por la beca otorgada para llevar a cabo mis estudios de posgrado.

A compañeros y amigos de la División de Ciencias Ambientales, especialmente Pablo, Francisco, Miguel, por hacer muy placentero este tiempo de trabajo.

Agradezco al M.C. Juan Pablo Rodas Ortiz por el apoyo y asesoría brindados en el uso de instrumental de campo y laboratorio, como también su colaboración en el montado de los experimentos.

Se agradece el apoyo financiero para la investigación aportado por el Fondo Institucional de Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación mediante el proyecto "Evaluación y optimización de los recursos hídricos en el nexo agricultura-sociedad-industria en tres zonas del país: árida, bajío y tropical, hacia un modelo de transferencia y política pública", con clave FORDECYT clave 297525, del cual forma parte el Dr. Ernesto I. Badano.

# CONTENIDO

**CONSTANCIA DE APROBACIÓN DE LA TESIS** ..... II
**CRÉDITOS INSTITUCIONALES** ..... III
**ACTA DE EXAMEN** ..... IV
**DEDICATORIA** ..... V
**AGRADECIMIENTOS** ..... VI
**RESUMEN** ..... 1
**Palabras clave** ..... 2
**ABSTRACT** ..... 3
**Keywords** ..... 4
**INTRODUCCIÓN GENERAL** ..... 5
**HIPÓTESIS** ..... 9
**OBJETIVO GENERAL** ..... 9
**OBJETIVOS ESPECÍFICOS** ..... 9
**CAPÍTULO I: Identificación de especies vegetales para la restauración forestal en el Estado de San Luis Potosí bajo escenarios de cambio climático** ..... 10
**INTRODUCCIÓN** ..... 10
**MATERIALES Y MÉTODOS** ..... 13
**Especies vegetales nativas útiles para la restauración** ..... 13
**Calibración de los SDM bajo el clima actual** ..... 14
**Proyección de los SDM sobre escenarios de cambio climático** ..... 17
**Mapeo de la distribución actual y futura de las especies** ..... 18
**RESULTADOS Y DISCUSIÓN** ..... 20
**Especies útiles para programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos** ..... 20
**Especies para restaurar la vegetación en áreas degradadas de en San Luis Potosí** ..... 22
**RECOMENDACIONES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA** ..... 32
**CAPÍTULO II: Efecto del cambio climático sobre especies con potencial para la restauración: modelos de distribución de especies corroborados con experimentos de campo** ..... 35
**INTRODUCCIÓN** ..... 35
**MATERIALES Y MÉTODOS** ..... 37
**Modelos de distribución de *V. pennatula* y *N. laevigata*** ..... 37
**Distribución futura de las especies** ..... 41
**Experimentos de reclutamiento en campo** ..... 42

**RESULTADOS** ..... 47
**Probabilidades de ocurrencia actuales y futuras de las especies** ..... 47
**Experimentos de reclutamiento de las especies en campo** ..... 51
**DISCUSIÓN** ..... 54
**DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES** ..... 58
**BIBLIOGRAFÍA** ..... 60
**APÉNDICE A** ..... 70
**APÉNDICE B** ..... 96
**APÉNDICE C** ..... 123

# RESUMEN

Las actividades humanas constituyen una de las principales causas de degradación de ecosistemas naturales. Esto se manifiesta en la perdida de hábitats para las especies silvestres y de los servicios ambientales que sustentan a las poblaciones humanas. Para mitigar estos efectos negativos, la restauración ecológica se ha vuelto una prioridad global, buscándose desencadenar procesos de sucesión natural para recuperar bienes y servicios ambientales. No obstante, el cambio climático representa un desafío para alcanzar estas metas, ya que los cambios esperados de temperatura y precipitación tendrán afectarán a las especies vegetales que actualmente se emplean para la restauración de ecosistemas terrestres. Esto lleva a proponer que es de suma importancia identificar qué especies pudieran utilizarse para la restauración en el futuro. Bajo esta perspectiva, en esta tesis se emplean modelos de distribución de especies (SDM) para predecir la distribución actual y futura de hábitats altamente adecuados para especies con potencial de ser usadas para la restauración ecológica en el Estado de San Luis Potosí. Adicionalmente, se validan experimentalmente en campo las predicciones de los SDM bajo escenarios de cambio climático. Los SDM se calibraron asociando puntos de ocurrencia de las especies objeto con la distribución espacial de variables ambientales y, después, se proyectaron sobre las predicciones climáticas del modelo de cambio climático CanESM5. Esos resultados se sobrepusieron a la capa edafológica de Mexico para establecer preferencias de las especies por algunos tipos de suelo. La parte experimental se desarrolló en la zona media de San Luis Potosí, donde se comparó el desempeño de *Vachellia pennatula* y *Neltuma laevigata*, dos especies potencialmente útiles para la restauración, bajo el clima actual y condiciones simuladas de cambio climático. La comparación de la cobertura de hábitats adecuados entre el presente y el futuro indica que sólo el 26.8% de las especies vegetales que actualmente se pueden emplear para restaurar ecosistemas seguiría siendo útiles en escenarios de cambio climático en San Luis Potosí. Por otra parte, los resultados experimentales validaron el uso de SDM para seleccionar especies para restaurar ecosistemas. Esto sugiere que los SDM, siempre que sus predicciones sean validadas en campo, constituyen una herramienta útil para planificar programas de restauración climáticamente adaptativos, que tendrían mayor éxito al mediano y largo plazo.

**Palabras clave**

cambio climático, distribución de hábitats, modelos de distribución de especies, restauración ecológica, simulaciones climáticas

# ABSTRACT

Human activities are the main cause of degradation of natural ecosystems. This manifests in the loss of habitats for wild species and the environmental services that support human populations. To mitigate these negative effects, ecological restoration has become a global priority, seeking to trigger natural succession processes to recover the environmental goods and services. However, climate change is a great challenge to achieve these goals, as the expected changes in temperature and precipitation will affect those plant species that are currently used for restoring terrestrial ecosystems. This leads to propose that it is of paramount importance to identify what species could be used for restoration in the future. From this perspective, in this thesis we use species distribution models (SDM) to predict the current and future distribution of highly suitable habitats for species with potential to be used for ecological restoration in the State of San Luis Potosí. Additionally, the predictions of SDM are experimentally validated in the field under climate change scenarios. SDM were calibrated by associating occurrence points of the target species with the spatial distribution of environmental variables, and then projected onto climate predictions of the climate change model CanESM5. These results were superimposed on the geological layers of Mexico to establish whether the different species have preferences for some soil types. The experiments were developed in the middle zone of San Luis Potosí, where the performance of *Vachellia pennatula* and *Neltuma laevigata*, two potentially useful species for restoration, was compared under the current climate and simulated climate change conditions. The comparison of the cover of suitable habitats between the present and the future indicates that only 26.8% of the plant species that can currently be used to restore ecosystems would continue to be useful under climate change scenarios in San Luis Potosí. On the other hand, the experimental results validated the use of SDM to select species for ecosystem restoration. This suggests that SDM, after their predictions are validated in the field, are a useful tool for planning climate-adaptive restoration programs, which would be more successful in the medium and long term.

**Keywords**

climate change, habitat distribution, species distribution models, ecological restoration climate change simulation

# INTRODUCCIÓN GENERAL

Las comunidades vegetales sustentan el funcionamiento de los ecosistemas terrestres, ya que enlazan los flujos de materia y energía desde los productores primarios hacia los niveles superiores de las tramas tróficas (Hooper & Vitousek, 1997). Sin embargo, la estructura de la vegetación en la mayoría de los ecosistemas ha sido profundamente afectada por las actividades antrópicas (Mayfield et al., 2005), ocasionando que las funciones ecosistémicas que resultan en bienes y servicios para los humanos, comúnmente denominadas servicios ambientales o servicios ecosistémicos, disminuyan en calidad y en cantidad (Birch et al., 2010; Chiabai et al., 2011; Hooper et al., 2005). A su vez, esta modificación de los ecosistemas ha puesto en riesgo la persistencia de muchas especies de plantas y animales (Foley et al., 2005; Gardner et al., 2009).

Estas afectaciones a las comunidades vegetales son particularmente evidentes en los ecosistemas forestales (Erb et al., 2016). Nuestra especie ha aprovechado a los bosques como fuente de recursos naturales desde sus orígenes, pero desde el establecimiento de los asentamientos humanos permanentes, entre 10,000 y 7,000 años atrás, estos ecosistemas empezaron a ser reemplazados por campos agrícolas y, posteriormente por áreas destinadas a las actividades pecuarias (Kimmins, 1987). Esos impactos sobre los bosques se incrementaron conforme se desarrollaron las sociedades humanas, pero fue recién hasta la segunda mitad del siglo XX que su magnitud alcanzó niveles alarmantes debido al crecimiento exponencial de nuestra población (Hansen et al., 2001; Tilman et al., 2001). Sin embargo, este avance de la frontera agrícola/ganadera suele dejar atrás tierras sobreexplotadas, las cuales son abandonadas debido a la pérdida de fertilidad de los suelos (Hobley, 2005; Rey-Benayas, 2005). Las condiciones ambientales que predominan en esas áreas degradadas incluyen la falta de humedad en el suelo, elevados niveles de radiación solar y temperaturas extremas, entre otros factores, que suelen dificultar el restablecimiento autónomo de bosques mediante procesos de sucesión ecológica (Badano, 2011; González-Salvatierra et al., 2013; Padilla & Pugnaire, 2006). Esto tiene efectos negativos para la biodiversidad y el bienestar humano, ya que los bosques actúan como reservorios de agua dulce y sumideros de carbono, contribuyen a la regulación del clima, proveen hábitat a

muchas especies, entre varios otros procesos en los cuales están involucrados (Chiabai et al., 2011).

En este escenario de degradación forestal, la restauración ecológica orientada a la recuperación de los servicios ambientales se ha convertido en una meta global (Stanturf et al., 2014). La restauración ecológica se define como el intento de devolver un ecosistema que ha sido degradado o dañado por las actividades humanas a un estado previo, lo que implica realizar intervenciones para, inicialmente, recuperar la vegetación en el área afectada (Palmer et al., 2016). En ecosistemas forestales, las estrategias de restauración ecológica pueden ser "pasivas", donde la única intervención que se aplica es la supresión de las actividades humanas para permitir el desarrollo autónomo de la vegetación mediante procesos de sucesión ecológica (Holl & Aide, 2011). Esta estrategia ha demostrado ser viable en ecosistemas donde predominan especies arbóreas de rápido crecimiento, como ocurre en los bosques tropicales, lo que permite que las comunidades vegetales se recuperen en poco tiempo (Crouzeilles et al., 2017). Alternativamente, se pueden aplicar estrategias de restauración "activas" que, además de la supresión de las actividades humanas, implican acciones dirigidas a la recuperación de la vegetación. Esto incluye la preparación de suelos para incrementar su fertilidad y retención de agua, la traslocación de suelo desde bosques hacia las áreas afectadas para facilitar el establecimiento de árboles, y la siembra de semillas o el trasplante de plántulas y/o bríznales (Chazdon, 2008; Douterlungne et al., 2018; Holl & Aide, 2011). Estas estrategias suelen aplicarse en ecosistemas donde las especies arbóreas son de lento crecimiento, como es el caso de bosques templados y fríos, o en zonas donde el bosque fue degradado hasta el punto en que se eliminaron las fuentes naturales de propágulos (Garcia et al., 2016; McIver & Starr, 2001). Uno de los pasos más críticos para lograr una restauración forestal exitosa con esta metodología es la selección de las especies que se sembrarán en las áreas afectadas, las cuales deben ser nativas de esos ecosistemas y poseer adaptaciones para tolerar las condiciones ambientales que predominan en los hábitats degradados (Badano, 2011; Rey-Benayas et al., 2009).

Aunque estos dos métodos de restauración comparten el objetivo de recobrar la funcionalidad de los ecosistemas, es importante destacar que existen diferencias notables entre ellos. En contraste con la restauración activa, la restauración pasiva usualmente resulta en una mayor diversidad de especies y una estructura de la vegetación más compleja en las

áreas afectadas y, consecuentemente, se asume que los servicios ambientales recuperados son de mejor calidad (Crouzeilles et al., 2017; Holl & Aide, 2011; Strassburg et al., 2020). No obstante, las estrategias de restauración activa son las más empleadas porque mediante las intervenciones que se desarrollan se pueden omitir varias etapas de la sucesión ecológica que son previas al establecimiento de las especies arbóreas, conduciendo a una recuperación más rápida de la vegetación (McIver & Starr, 2001).

Independientemente de las diferencias entre esos dos métodos de restauración ecológica, ambos enfrentan hoy en día un desafío común: el cambio climático. Aunque los últimos modelos de circulación general atmósfera-océano del Programa Mundial de Investigación Climática (modelos CMIP6) difieren en sus predicciones del clima futuro, todos ellos coinciden en que la temperatura promedio del aire se incrementará dramáticamente (hasta 5 °C) durante este siglo, lo que también altera los regímenes de precipitación (Cook et al., 2020; Forster et al., 2019). Aunque estos modelos predictivos para el clima del siglo XXI se actualizan y perfeccionan constantemente, los datos climáticos de los últimos 150 años corroboran que la temperatura del planeta se está elevando como consecuencia de una mayor concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera (Abram et al., 2016; Storelvmo et al., 2016). Teniendo esto en cuenta, y considerando que los cambios climáticos que tuvieron lugar durante los últimos 100 milenios reconfiguraron la distribución de plantas y animales en extensas áreas geográficas (Carotenuto et al., 2016; Comes & Kadereit, 1998), es innegable que las especies silvestres de plantas podría alterar sus patrones de distribución en el futuro debido al cambio climático acelerado que están causando las actividades humanas (Takolander et al., 2018; Thomas et al., 2004; Thuiller et al., 2005). En los ecosistemas forestales, estos efectos negativos del cambio climático se verán reflejados en el reclutamiento de las especies arbóreas, ya que el clima es uno de los principales factores que regula en la germinación de las semillas y la supervivencia de las plántulas en condiciones naturales (Canham & Murphy, 2016; Ibáñez et al., 2007; McLachlan et al., 2007). Sobre esta base, es previsible que los programas de restauración forestal deberán adaptarse a esos cambios climáticos, especialmente porque las especies que pudieran emplearse actualmente para desarrollar estas prácticas pudieran no tolerar los aumentos de temperatura y los cambios de precipitación que se esperan para el futuro en las zonas afectadas.

En este contexto, esta tesis pretende evaluar el grado de tolerancia al cambio climático de especies nativas presentes en los diferentes tipos de ecosistemas del Estado de San Luis Potosí (México) con objeto de definir su utilidad para el desarrollo de planes de restauración ecológica a nivel regional. Para esto se propone utilizar dos enfoques complementarios. El primero es biogeográfico, el cual implica calibrar modelos de distribución para esas especies (SDM, por las siglas en ingles de *Species Distribution Models*) bajo el clima actual y, posteriormente, proyectarlos sobre escenarios de cambio climático. Esto permitirá identificar cuáles hábitats dentro de la región objeto pudieran ser adecuados para su establecimiento en el futuro, de manera que puedan emplearse para empezar a desarrollar programas de restauración locales que sean climáticamente adaptativos, es decir, con especies que toleren el cambio climático. El segundo enfoque es experimental e implica realizar manipulaciones en campo para simular la mayor temperatura y la menor precipitación que esas especies enfrentarán en el futuro para, posteriormente, desarrollar plantas bajo esas condiciones ambientales y comparar su desempeño con el de plantas desarrolladas bajo el clima actual. En este caso, si los SDM predicen que una dada especie tolerará el cambio climático en un sitio particular, entonces los resultados de los experimentos debieran mostrar que los incrementos locales en temperatura y sequía no afectarán sustancialmente el desempeño de dicha especie. Esto último, validaría el uso de los SDM para el desarrollo de programas de restauración climáticamente adaptativos.

Tomando en consideración lo anterior, el primer capítulo de esta tesis se centró en la calibración de SDM bajo el clima actual para especies vegetales potencialmente útiles para el desarrollo de programas de restauración ecológica en el Estado de San Luis Potosí, para luego proyectarlos en escenarios climáticos y establecer cuáles de ellas pudieran continuar empleándose para estos fines en el futuro. El segundo capítulo de la tesis estuvo dirigido a validar las predicciones de los SDM con experimentos de campo en donde se simularon condiciones de cambio climático. En este último caso, se evaluó la emergencia y supervivencia de plántulas de *Neltuma laevigata* (mezquite) y *Vachellia pennatula* (tepame), dos especies arbóreas ampliamente recomendadas para la restauración ecológica en zonas semiáridas de México (Moreno-Calles & Casas, 2010; Purata et al., 1999; Rodríguez-Sauceda et al., 2014), comparándose esos resultados con las predicciones de los SDM respectivos.

# HIPÓTESIS

El avance del cambio climático alterará los rangos de distribución de las especies vegetales que actualmente se usan para desarrollar programas de restauración ecológica en los diferentes ecosistemas del Estado de San Luis Potosí. Así, las especies que sean afectadas negativamente por este fenómeno perderán hábitats climáticamente adecuados para su desarrollo y esto disminuirá su potencial para ser empleadas en programas de restauración ecológica. En cambio, las especies que no alteren sus rangos de distribución ante el cambio climático, o incluso los expandan, deben ser recomendadas para el desarrollo de estos programas, ya que esto incrementaría el éxito de esas acciones en el futuro.

# OBJETIVO GENERAL

Determinar la utilidad de los modelos de distribución de especies (SDM) basados en el clima para establecer cuáles especies vegetales serán útiles para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos en el Estado de San Luis Potosí.

# OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la utilidad de los SDM para seleccionar especies vegetales con elevado potencial para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos para los diferentes ecosistemas del Estado de San Luis Potosí.
- Establecer la validez de las predicciones de los SDM para las especies sobre escenarios de cambio climático mediante la implementación de experimentos de campo donde se simulen las futuras condiciones de temperatura y precipitación.

# CAPÍTULO I: Identificación de especies vegetales para la restauración forestal en el Estado de San Luis Potosí bajo escenarios de cambio climático

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas son una unidad funcional de la naturaleza que se define a partir de los flujos de materia y energía que ocurren entre el medio abiótico y las especies que componen las comunidades bióticas (Chapin et al., 2012). Estos flujos de materia y energía se denominan funciones ecosistémicas y parte de ellos tiene valor agregado para los humanos porque dan lugar a bienes y servicios que sustentan nuestras actividades y, en última instancia, nuestra existencia (Karjalainen et al., 2010). Estas últimas funciones ecosistémicas se denominan servicios ambientales e incluyen la captura de carbono y la depuración atmosférica, la captación, almacenamiento y aprovisionamiento de agua dulce, el mantenimiento de la fertilidad de los suelos, la polinización asistida por animales para la producción de alimentos, entre otros, cuyo valor monetario global supera los 145 trillones de dólares americanos al año (Costanza et al., 2014). Sin embargo, el crecimiento exponencial de la población humana en los últimos 70 años ha incrementado considerablemente la demanda de alimentos y energía, lo que ha llevado a la degradación de muchos ecosistemas (Khan et al., 2021). Estos impactos se manifiestan en la pérdida de biodiversidad, la modificación de procesos biogeoquímicos, la contaminación de los suelos y la atmósfera, entre otros factores que reducen la cantidad y calidad de los servicios ambientales de los que dependemos (Chapin et al., 1998; Hooper et al., 2005; Sala et al., 2000).

México no escapa de este escenario de degradación. Por ejemplo, las tasas de deforestación durante la última mitad del siglo pasado superaron las 500,000 hectáreas anuales debido, principalmente, a la creciente demanda de tierras para la agricultura (Bravo-Peña et al., 2010; Velázquez et al., 2002). Sin embargo, gran parte de esas áreas no resultaron aptas para el desarrollo sostenible de esas actividades, fundamentalmente por la rápida degradación y pérdida de fertilidad de los suelos (Ortiz-García et al., 2022), y esto resultó en el abandono de los campos debido a la migración de la población rural hacia centros

urbanizados (López et al., 2006). A nivel regional, el Estado de San Luis Potosí posee una gran diversidad de tipos de vegetación, pero estos ecosistemas también sufrieron extensos cambios en uso del suelo debido al crecimiento poblacional. El último Censo de Población y Vivienda realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (disponible en https://www.inegi.org.mx, consultado el 17 de mayo de 2024) indica que la población humana en esta entidad federativa se triplicó en los últimos 60 años, alcanzando los casi tres millones de habitantes. Esto aumentó la demanda de bienes y servicios a nivel regional, ocasionando la expansión de la frontera agropecuaria, pero por los motivos explicados anteriormente, muchas de esas tierras hoy se encuentran degradadas y en estado de abandono (Alcalá-Jáuregui et al., 2021; Miranda-Aragón et al., 2013).

Para contrarrestar estos efectos negativos de las actividades humanas sobre los ecosistemas, la restauración ecológica se ha convertido en una meta global. Estos procesos apuntan a recuperar la diversidad y la estructura de la vegetación en las áreas afectadas en un intento de recobrar, al menos parcialmente, los servicios ecosistémicos que se perdieron (Strassburg et al., 2020). Para alcanzar esas metas, la recomendación general es reintroducir plantas nativas de la región en las áreas que han sido degradadas, ya que esto acelera la recuperación del funcionamiento ecosistémico (Elliott et al., 2003; Gann et al., 2019). Sin embargo, debido al escaso conocimiento que existe sobre la autoecología de la mayoría de esas especies, muchos intentos de restauración ecológica fallan debido al escaso establecimiento de los individuos reintroducidos en las áreas degradadas (Padilla et al., 2009). En este sentido, para que una restauración ecológica sea exitosa, es importante seleccionar especies nativas y pioneras que resistan temperaturas extremas, alta radiación solar y poca humedad del suelo, que son los factores ambientales que más comúnmente restringen el establecimiento de plantas en esos hábitats (Badano et al., 2009; González-Salvatierra et al., 2013; Padilla et al., 2011).

Aunque el uso de especies nativas tolerantes a condiciones ambientales extremas ha incrementado sustancialmente el éxito de los esfuerzos de restauración, estas prácticas actualmente enfrentan un desafío adicional: el cambio climático. Este fenómeno resulta de la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera, lo que incrementan la temperatura y, consecuentemente, modifica los regímenes pluviales a escala global (Cook et al., 2020). Para México, los últimos modelos de circulación del Programa Mundial de

Investigación Climática (modelos CMIP6) predicen que la temperatura del aire aumentará en un promedio de 4.5 °C durante este siglo, mientras que la precipitación se reducirá entre un 10% y un 15% (Almazroui et al., 2021). Sin embargo, esos cambios ambientales serán particularmente dramáticos en el Estado de San Luis Potosí, ya que de acuerdo con el Atlas Interactivo del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (https://interactive-atlas.ipcc.ch; consultado el 17 de enero de 2024), el cual está basado en las predicciones de los modelos CMIP6, la temperatura media del aire en esta región puede aumentar hasta 6.0 °C a finales de este siglo, en comparación con la temperatura media del periodo 1981-2021, mientras que la precipitación puede disminuir más del 19% (Gutiérrez et al., 2021).

Esos cambios ambientales están empezando a alterar la distribución de las especies (Bellard et al., 2012; Pecl et al., 2017) y, por esta razón, es relevante determinar si las plantas nativas que pueden emplearse para el desarrollo de programas de restauración ecológica tolerarán los incrementos de temperatura y las disminuciones en la precipitación que se esperan en el futuro (Christmas et al., 2015; Pearson, 2006; Timpane-Padgham et al., 2017). Ese tipo de análisis pueden abordarse con modelos de distribución de especies basados en el clima (Zurell et al., 2020). Estos modelos (de aquí en adelante, SDM por las siglas en ingles de *Species Distribution Models*) asocian la presencia de una determinada especie con la distribución geoespacial de variables climáticas para estimar su probabilidad de ocurrencia actual a través de los diferentes hábitats de una región, a la vez que se pueden trasladar a escenarios de cambio climático para predecir la distribución futura de las especies (Peterson et al., 2018). Por lo tanto, se puede proponer que las especies que mantengan o aumenten su probabilidad de ocurrencia futura en un hábitat determinado, serán útiles para propósitos de restauración ecológica en esos sitios, mientras que el uso de aquellas especies que reduzcan localmente sus probabilidades de ocurrencia debiera ser evitado. Estos criterios para la selección de especies permitirían ejecutar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos, ya que solamente se emplearían plantas nativas que podrán establecerse bajo el clima actual y, además, tolerar las condiciones climáticas que se esperan en el mediano y largo plazo.

Tomando en cuenta lo anterior, el objetivo en este capítulo de la tesis es usar SDM para generar una lista lo más completa posible de especies vegetales que puedan emplearse

para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos en el Estado de San Luis Potosí. En particular, se analiza la viabilidad de emplear especies nativas con forma de crecimiento arbórea y arbustiva, que son las más comúnmente recomendadas para desarrollar programas de restauración ecológica. No obstante, debido a que gran parte la gran superficie estatal corresponde a desiertos áridos o semiáridos, también se incluyen plantas nativas suculentas de esos ecosistemas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Especies vegetales nativas útiles para la restauración

Para establecer qué especies vegetales pueden resultar de utilidad para diseñar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos a nivel regional, en una primera instancia se realizó una búsqueda extensiva de puntos de ocurrencia georreferenciados de las plantas leñosas y suculentas nativas de México que están presentes en el Estado de San Luis Potosí, como también en las entidades federativas con las que colinda (Guanajuato, Hidalgo, Nuevo León, Querétaro, Tamaulipas, Veracruz, Zacatecas). El motivo por el cual se incluyeron especies de los estados vecinos radica en la consideración de que algunas de ellas pueden migrar hacia San Luis Potosí con el avance del cambio climático. Los datos georreferenciados de las especies se obtuvieron de la plataforma de Global Biodiversity Information Facility (https://www.gbif.org), ya que concentra la mayor colección de registros corroborados de plantas a nivel mundial (Heberling et al., 2021). Esta búsqueda resultó en más de 50 000 registros, con los que se confeccionó una lista florística con 624 especies leñosas y suculentas (Apéndice A).

Pese a al elevado número de especies contenido en la lista florística, resultó imposible determinar si todas ellas son útiles para desarrollar programas de restauración ecológica, fundamentalmente debido a la falta de información sobre su autoecología. Por este motivo, para cada especie realizamos una búsqueda intensiva de folletos técnicos, artículos científicos, libros y manuales en que se recomendara su uso en programas de restauración por motivos ecológicos (toleran las condiciones ambientales que predominan en áreas degradadas), por su valor socioeconómico (su explotación contribuye a sustentar la economía

de las familias que residen en el mismo ecosistema que ellas) o por su valor sociocultural (se emplean como plantas de ornato o son apreciadas debido a otros usos y costumbres locales). Este proceso redujo la lista florística a 129 especies pertenecientes a 40 familias (Apéndice A) y, para cada una de ellas, se procedió a calibrar el SDM correspondiente bajo el clima actual y luego proyectarlo sobre escenarios de cambio climático.

**Calibración de los SDM bajo el clima actual**

El proceso de calibración de los SDM radica en la búsqueda de relaciones estadísticas entre los registros georreferenciados de las especies y los valores históricos de un conjunto de variables climáticas asociadas a esos puntos. Esto permite estimar las probabilidades de ocurrencia actual de la especie focal a través de los hábitats de una región en función de las condiciones climáticas locales. Así, la expresión geográfica de un SDM es un mapa donde se puede establecer el rango de distribución actual de una especie agrupando hábitats con elevada probabilidad de ocupación, es decir, unidades espaciales donde el clima coincide ampliamente con los requisitos de nicho de la especie (Peterson et al., 2011; Soberón & Nakamura, 2009). Adicionalmente, tras su calibración, los SDM pueden trasladarse a escenarios de cambio climático para estimar los futuros rangos de distribución de las especies (Elith & Leathwick, 2009).

Idealmente, los SDM debieran calibrarse tanto con presencias como con ausencias de las especies. Sin embargo, generalmente se calibran con algoritmos informáticos que se basan solamente en presencias porque comúnmente no se georreferencian ausencias de las especies (Peterson et al., 2011). Bajo estas consideraciones, los MDS de las especies seleccionadas para este estudio (Apéndice A) se calibraron con MaxEnt 3.4 (Phillips et al., 2017), ya que este programa informático genera modelos robustos solamente con presencias y requiriendo un tamaño muestral mínimo de 30 registros (Warren & Seifert, 2011).

Los puntos de ocurrencia georreferenciados de las especies seleccionadas se obtuvieron de las bases de datos de Global Biodiversity Information Facility. Sin embargo, para la calibración de sus SDM, la búsqueda de puntos de ocurrencia abarcó la superficie completa de Norteamérica y Centroamérica para cubrir la mayor variabilidad de condiciones climáticas en las cuales se pueden desarrollar esas especies, que es una condición necesaria

para obtener SDM de alta precisión (Hernández-Quiroz et al., 2018; Sandoval-Martínez et al., 2023). Por otra parte, los datos climáticos requeridos para calibrar los SDM se obtuvieron de las capas bioclimáticas globales de la plataforma WorldClim (http://worldclim.org; descargada el 01 de febrero de 2023). En nuestro caso, escogimos capas con una resolución espacial de 2.5 minutos de arco (~20 $km^2$/píxel) que contienen información de 19 variables bioclimáticas (Tabla 1.1). Los valores bioclimáticos dentro de cada pixel se estiman a partir de interpolaciones de datos recopilados por estaciones meteorológicas entre 1970 y 2000, lo que constituye una aproximación al clima actual (Fick & Hijmans, 2017). Para optimizar la calibración de los SDM, las capas geoclimáticas se restringieron a Norteamérica y Centroamérica, que es el área geográfica sobre la que se colectaron los puntos de ocurrencia de las especies.

**Tabla 1.1.** Variables bioclimáticas provistas por WorldClim. Se indica el nombre de cada variable y el código que se emplea para designarla en las capas geoclimáticas.

| Variable bioclimática | Código |
|---|---|
| Temperatura media anual | BIO01 |
| Rango diario medio de temperatura | BIO02 |
| Isotermalidad | BIO03 |
| Estacionalidad de la temperatura | BIO04 |
| Temperatura máxima del mes más cálido | BIO05 |
| Temperatura mínima del mes más frío | BIO06 |
| Rango anual de temperatura | BIO07 |
| Temperatura media del trimestre más húmedo | BIO08 |
| Temperatura media del trimestre más seco | BIO09 |
| Temperatura media del trimestre más cálido | BIO10 |
| Temperatura media del trimestre más frío | BIO11 |
| Precipitación anual | BIO12 |
| Precipitación del mes más húmedo | BIO13 |
| Precipitación del mes más seco | BIO14 |
| Estacionalidad de la precipitación | BIO15 |
| Precipitación del trimestre más húmedo | BIO16 |
| Precipitación del trimestre más seco | BIO17 |
| Precipitación del trimestre más cálido | BIO18 |
| Precipitación del trimestre más frío | BIO19 |

Los puntos de ocurrencia de las especies se visualizaron en el sistema de información geográfica Quantum GIS 3.22 (https://www.qgis.org) para suprimir aquellos ubicados en asentamientos humanos. Esta depuración de datos se realizó porque muchas especies de plantas se usan para fines ornamentales y su presencia en asentamientos humanos puede atribuirse a causas diferentes al clima local, como por ejemplo el riego y la protección de heladas (Guerra-Coss et al., 2021; Ramírez-Albores et al., 2016). Además, debido a que los SDM pueden sobrestimar las probabilidades de ocurrencia de las especies si las unidades

espaciales de calibración (pixeles) contienen información repetida (Elith et al., 2006, 2010), para cada una de ellas se realizó una depuración de datos trazando una superficie circular de 5 km de diámetro alrededor de sus puntos de ocurrencia, lo que equivale a una superficie similar a resolución espacial de las capas geoclimáticas (~20 $km^2$/píxel). Cuando dos o más de esas superficies se solapaban, se seleccionaba un punto al azar y se eliminaban los demás. Tras este proceso de depuración, 97 especies retuvieron más de 30 puntos de ocurrencia, que es tamaño muestra mínimo requerido para calibrar SDM robustos en MaxEnt y, por lo tanto, este estudio se enfocó solamente en esas especies.

Los SDM también puede sobreestimar las probabilidades de ocurrencia de las especies si en su calibración se incluyen variables bioclimáticas redundantes, es decir, variables que están espacialmente autocorrelacionadas entre ellas (Elith & Leathwick, 2009). Para minimizar esta redundancia climática, para cada especie realizamos pruebas de correlación de Spearman entre todas las combinaciones posibles de variables bioclimáticas. Los análisis se realizaron con los valores de las variables bioclimáticas asociadas a los registros georreferenciados de cada especie, buscando coeficientes de correlación superiores a 0.70. Cuando varias variables bioclimáticas se correlacionaron a este nivel, retuvimos aquella con el mayor número de correlaciones con otras.

Con la información anterior, el SDM de cada especie se calibró seleccionando aleatoriamente el 75% de los registros georeferenciados, mientras que los registros restantes se utilizaron como puntos de validación para evaluar la precisión del SDM con curvas de características operativas del receptor (ROC). Estas curvas indican la fracción de puntos de validación clasificados correctamente por el SDM calibrado, mientras que el área bajo la curva ROC (AUC) indica la precisión del modelo. Los valores AUC varían entre 0 (cero) y 1 (uno), donde valores mayores a 0.9 indican que el SDM predice las probabilidades de ocurrencia de las especies con alta precisión (Barry & Elith, 2006). Sin embargo, como los puntos usados para calibrar un SDM se seleccionan al azar, las probabilidades de ocurrencia estimadas para la especie focal y el valor AUC del modelo pueden variar si se realizan calibraciones sucesivas (Phillips et al., 2017). Para evitar posibles sesgos debido a la selección aleatoria de los puntos para la calibración de los SDM, repetimos el procedimiento de calibración 100 veces para cada especie utilizando el algoritmo de remuestreo Bootstrap de MaxEnt y, después de cada ejecución, solicitamos una curva ROC con su valor AUC.

Además, como los datos de ausencia de las especies no estaban disponibles, programamos MaxEnt para volver a muestrear el trasfondo ambiental diez mil veces en cada ejecución Bootstrap para generar pseudoausencias de las especies y así compensar la falta de esos datos (Barbet-Massin et al., 2012). Para cada especie, los resultados de las 100 ejecuciones Bootstrap se integraron en un solo SDM y la precisión del modelo se estimó promediando los valores de AUC.

**Proyección de los SDM sobre escenarios de cambio climático**

Para estimar los rangos de distribución futuros de las especies, MaxEnt fue programado para transferir los SDM calibrados en cada ejecución Bootstrap sobre capas bioclimáticas derivadas de las predicciones de los últimos modelos de circulación general del Programa Mundial de Investigación Climática (CMIP6). En otras palabras, cada SDM fue proyectado sobre escenarios de cambio climático cada vez que fue calibrado y, posteriormente, esos resultados fueron integrados en una sola proyección para cada escenario de cambio climático (Elith et al., 2010).

Las capas bioclimáticas futuras también se obtuvieron de la plataforma en línea WorldClim a una resolución espacial de 2.5 minutos de arco, pero como hay más de 100 modelos CMIP6 de cambio climático, escogimos el modelo CanESM5 –*Canadian Earth System Model* version 5 (Swart et al., 2019). Se seleccionó este modelo porque es muy sensible a los cambios esperados en las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero (Meehl et al., 2020) y, aunque esta característica puede llevar a predecir efectos del cambio climático más fuertes de lo esperado sobre las plantas, también permite obtener una visión más precisa de los hábitats en donde esos organismos pudieran encontrarse en el futuro. Al igual que todos los modelos CMIP6 disponibles en WorldClim, este modelo considera cuatro vías socioeconómicas compartidas –SSP por las siglas en ingles de *Shared Socioeconomic Pathways*– que estiman las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero en el futuro en función de las decisiones que tomen actualmente las sociedades humanas (Riahi et al., 2017). Así, las SSP están asociadas a diferentes niveles de forzamiento radiativo (2.6, 4.5, 7.0 y 8.5 $W/m^2$), que es la diferencia entre la energía que ingresa al planeta y la que éste reemite al espacio, donde mayor forzamiento ratiativo implica mayores cambios climáticos (Meinshausen et al., 2020). Además, dado que las predicciones climáticas de los

modelos CMIP6 se proveen en períodos de 20 años a lo largo de este siglo (2041-2060, 2061-2080 y 2081-2100), los SDM se proyectaron considerando los niveles de forzamiento radiativo de las cuatro SSP y todos esos períodos de tiempo (3 períodos de tiempo x 4 SSP = 12 proyecciones de cada SDM en total).

**Mapeo de la distribución actual y futura de las especies**

Aunque los SDM fueron calibrados considerando la superficie completa de Norteamérica y Centroamérica, acotamos su expresión geográfica solamente al territorio continental mexicano, que es la zona de interés. Esto resultó en mapas donde las probabilidades de ocurrencia de las especies focales en las diferentes unidades espaciales (pixeles) variaron entre 0 (cero) y 1 (uno). Por lo tanto, fue necesario establecer criterios para determinar qué unidades espaciales realmente pueden contener a cada especie bajo el clima actual y futuro. Todos estos procesos se realizaron en Quantum GIS 3.22.

Dado que en la calibración de los SDM se usan las condiciones climáticas actuales para estimar las probabilidades de ocurrencia de las especies, en una primera instancia reclasificamos las unidades espaciales de esos mapas en cuatro categorías de probabilidad bajo los siguientes supuestos: (1) pixeles con probabilidades de ocurrencia inferiores a 0.1 son hábitats con climas completamente inadecuados para la supervivencia de la especie focal, (2) pixeles probabilidades de ocurrencia entre 0.1 y 0.4 son hábitats con climas poco adecuados para la supervivencia de la especie focal, (3) pixeles con probabilidades de ocurrencia entre 0.4 y 0.7 son hábitats con climas moderadamente adecuados para la supervivencia de la especie focal, y (4) pixeles con probabilidades superiores a 0.7 son hábitats con climas altamente adecuados para la supervivencia de la especie focal. De esta manera, si el clima actual es un determinante importante de la presencia de la especie focal en una dada unidad espacial, entonces una gran fracción de los registros de presencia usados para calibrar los SDM debieran estar contenidos en pixeles clasificados como altamente adecuados para su desarrollo. Para validar este criterio, sobre los mapas reclasificados visualizamos los registros de las especies y contamos cuántos de ellos estaban contenidos en cada categoría de probabilidad de ocurrencia. Para todas las especies, más del 50% de sus ocurrencias estuvieron contenidas en pixeles con probabilidades de ocurrencia superiores a 0.7, lo que indica que el criterio propuesto es válido.

El criterio anterior, sin embargo, solamente es válido en términos climáticos y no considera otros factores que también pueden influir en el desarrollo de las especies vegetales. Este es el caso del tipo de suelo, que puede tan importante como el clima para el establecimiento y supervivencia de las plantas (Greig-Smith, 1979). Por este motivo, se descargó del geoportal online de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad una capa edafológica que fue generada para México mediante la combinación de 17 coberturas de suelo a escala 1:250,000 y otras 15 coberturas de suelo a escala 1:1,000,000 (http://geoportal.conabio.gob.mx, descargada el 11 de octubre de 2023). Esta capa se visualizó sobre los mapas anteriores y sobre ellos se proyectaron los puntos de ocurrencia de la especie focal correspondiente. Con este procedimiento, asumimos que solamente los tipos de suelo que concentraban un mínimo del 10% de las ocurrencias de cada especie eran aptos para su desarrollo. En cambio, los tipos de suelo que no cumplían con este requisito se consideraron como sitios no adecuados para la especie, independientemente de sus condiciones climáticas. Así, definimos que solamente las unidades espaciales que cumplieran los requisitos climático y edafológico pudieran contener a cada especie, tanto bajo el clima actual como futuro.

Aunque los mapas anteriores se generaron para toda la superficie continental de México, los mismos fueron recortados para el Estado de San Luis Potosí porque el enfoque de este estudio es regional y no contempla especies de otras regiones del país. Para establecer si las especies seleccionadas pudieran ser útiles para realizar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos en esta entidad federativa, calculamos la cobertura de hábitats altamente adecuados para la supervivencia de cada una de ellas, es decir, la cobertura de pixeles con probabilidades de ocurrencia superiores a 0.7 y coincidentes con tipos de suelo aptos para su desarrollo. Después, calculamos la diferencia en cobertura de esos hábitats entre el clima actual y cada uno de los 12 escenarios de cambio climático definidos por las combinaciones de forzamiento radiativo y períodos de tiempo futuros.

Basándonos en los mapas anteriores, asumimos que una especie resultará útil para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos al corto plazo (período 2041-2060) si la cobertura de hábitats altamente adecuados para su desarrollo en todos los niveles de forzamiento radiativo (2.6, 4.5, 7.0 y 8.5 $W/m^2$) se mantiene sobre el 50%, en comparación con la cobertura que tienen esos hábitats bajo el clima actual. Este

mismo criterio, sin embargo, es demasiado restrictivo para definir que especies de plantas pueden ser útiles para esos fines al mediano y largo plazo (períodos 2061-2080 y 2081-2100). Esto se debe a que, si se mantienen las actuales tasas de emisión de gases de invernadero, los niveles de forzamiento radiativo entre mediados y finales de este siglo serán muy altos (7.0 y 8.5 $W/m^2$) y esto puede causar reducciones dramáticas en los rangos de distribución de las especies e, incluso, llevarlas a su extinción (Barnosky, 2015; Barnosky et al., 2011; Pigot et al., 2023). Por lo tanto, en adición al criterio anterior y con la esperanza de que las sociedades humanas reduzcan prontamente sus tasas de emisión de gases de invernadero, proponemos que el desarrollo de programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos debe realizarse con especies cuya cobertura de hábitats altamente adecuados para su desarrollo a se mantenga sobre el 50% entre mediados y finales de este siglo (períodos 2061-2080 y 2081-2100) en niveles de forzamiento radiativo bajos a intermedios (2.6 y 4.5 $W/m^2$).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Especies útiles para programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos

Tras la calibración de los SDM para las 97 especies vegetales seleccionadas y su posterior proyección sobre escenarios de cambio climático en México, la comparación de coberturas de hábitats altamente adecuados entre el clima actual y futuro (es decir, sitios con probabilidades de ocurrencia de las especies superior a 0.7) indicó que solamente 26 de ellas, pertenecientes a 16 familias taxonómicas, pudieran emplearse para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos (Tabla 1.2). En otras palabras, a escala nacional, solamente para esas 26 especies se mantendrían coberturas de hábitats altamente adecuados por encima del 50% al corto plazo (período 2041-2060) bajo todos los niveles de forzamiento radiativo (2.6, 4.5, 7.0 y 8.5 $W/m^2$), como también al mediano y largo plazo (períodos 2061-2080 y 2081-2100) a niveles de forzamiento radiativo bajos o intermedios (2.6 y 4.5 $W/m^2$). Entre ellas, Fabaceae fue la familia taxonómica más representada, con siete especies, seguida por las familias Asparagaceae, Malvacae, Moraceae y Salicaceae, con dos especies cada una, mientras que las familias Amaranthaceae, Anacardiaceae, Apocynaceae, Bignoniaceae, Burseraceae, Cactaceae, Caricaceae, Meliaceae, Platanaceae, Sapindaceae y

Zygophyllaceae solamente tuvieron una especie (Tabla 1.2). Esto revela que la cantidad de plantas nativas con potencial para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos a nivel regional es bastante limitada porque, aunque representa el 26.8% de las especies incluidas en este estudio (97 especies), solamente incluye al 4.2% del total especies leñosas y suculentas contenidas en la lista florística que elaboramos para el Estado de San Luis Potosí (624 especies). Sin embargo, estos resultados son congruentes con los obtenidos en muchas otras investigaciones similares desarrolladas a escala regional y global, que sugieren que la mayor temperatura y la menor precipitación que se esperan debido al avance del cambio climático reducirán en los rangos de distribución de la mayoría de las especies vegetales dentro de las regiones biogeográficas donde son nativas (Ayebare et al., 2018; Dyderski et al., 2018; Kelly & Goulden, 2008; Schipper et al., 2020; Wan et al., 2021).

**Tabla 1.2.** Lista de especies que cumplen con los criterios establecidos para ser consideradas potencial potencialmente útiles para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos en el Estado de San Luis Potosí. La tabla indica el nombre científico de las especies y la familia taxonómica, la cantidad de puntos de ocurrencia y las variables bioclimáticas empleadas para calibrar su SDM, y los valores promedios de AUC (± D.E.).

| Familia | Especie | Ocurrencias | Código (BIO) | Valor AUC |
|---|---|---|---|---|
| Amaranthaceae | *Atriplex canescens* | 291 | 2, 7, 10, 15, 17, 19 | 0.952 ± 0.003 |
| Anacardiaceae | *Spondias purpurea* | 297 | 1, 3, 7, 16, 18, 19 | 0.965 ± 0.002 |
| Apocynaceae | *Plumeria rubra* | 297 | 4, 5, 6, 16, 17 | 0.960 ± 0.002 |
| Asparagaceae | *Agave scabra* | 220 | 1, 7, 15, 17 | 0.954 ± 0.003 |
| Asparagaceae | *Yucca filifera* | 190 | 2, 3, 7, 10, 16, 17 | 0.981 ± 0.002 |
| Bignoniaceae | *Tecoma stans* | 96 | 10, 11, 16, 17, 19 | 0.940 ± 0.006 |
| Burseraceae | *Bursera simaruba* | 298 | 1, 3, 7, 12, 15 | 0.960 ± 0.002 |
| Cactaceae | *Myrtillocactus geometrizans* | 251 | 1, 4, 7, 15, 18, 19 | 0.983 ± 0.001 |
| Caricaceae | *Carica papaya* | 299 | 1, 4, 7, 12, 15 | 0.966 ± 0.002 |
| Fabaceae | *Enterolobium cyclocarpum* | 159 | 1, 4, 7, 16, 17 | 0.974 ± 0.002 |
| Fabaceae | *Inga vera* | 300 | 1, 4, 7, 12 | 0.963 ± 0.002 |
| Fabaceae | *Neltuma laevigata* | 211 | 3, 7, 10, 16, 17, 19 | 0.972 ± 0.002 |
| Fabaceae | *Pithecellobium dulce* | 296 | 2, 10, 11, 16, 17, 18 | 0.965 ± 0.002 |
| Fabaceae | *Senegalia berlandieri* | 204 | 10, 11, 15, 16, 17 | 0.972 ± 0.002 |
| Fabaceae | *Vachellia cornigera* | 296 | 1, 3, 7, 16, 17, 18 | 0.971 ± 0.001 |
| Fabaceae | *Vachellia farnesiana* | 298 | 1, 3, 7, 16, 17 | 0.936 ± 0.004 |
| Malvaceae | *Ceiba pentandra* | 199 | 1, 3, 5, 7, 12, 15, 18 | 0.969 ± 0.002 |
| Malvaceae | *Pseudobombax ellipticum* | 298 | 1, 4, 7, 16, 17 | 0.956 ± 0.002 |
| Meliaceae | *Cedrela odorata* | 296 | 3, 6, 12, 15 | 0.960 ± 0.002 |
| Moraceae | *Ficus cotinifolia* | 295 | 3, 5, 6, 16, 17, 18 | 0.961 ± 0.002 |
| Moraceae | *Maclura tinctoria* | 276 | 10, 11, 12, 17, 18 | 0.965 ± 0.002 |
| Platanaceae | *Platanus mexicana* | 176 | 1, 3, 7, 15, 19 | 0.973 ± 0.003 |
| Salicaceae | *Populus mexicana* | 41 | 2, 3, 10, 11, 16 | 0.982 ± 0.004 |
| Salicaceae | *Salix humboldtiana* | 297 | 4, 11, 15, 18 | 0.958 ± 0.002 |
| Sapindaceae | *Sapindus saponaria* | 294 | 10, 11, 12, 19 | 0.921 ± 0.005 |
| Zygophyllaceae | *Larrea tridentata* | 298 | 1, 2, 4, 8, 9, 16, 19 | 0.956 ± 0.002 |

La cantidad y la naturaleza de las variables bioclimáticas empleadas para la confección de SDM fueron diferentes entre las especies que pudieran mantener altos niveles

de cobertura de hábitats altamente adecuado en el futuro. Esto indica que cada una de ellas tiene diferentes requerimientos climáticos para sobrevivir (Tabla 1.2). No obstante, para la mayoría de esas especies, las variables bioclimáticas más comúnmente incluidas en la calibración de sus SDM fueron aquellas derivadas de la temperatura (BIO01 a BIO11). Esto último sugiere que las variaciones en temperatura serían factores determinantes para su supervivencia conforme avance el cambio climático, mientras que la precipitación jugaría roles importantes, pero menos determinantes.

Los valores AUC, por otra parte, constituyen una medida del desempeño del SDM para estimar la probabilidad de ocurrencia de la especie focal en un punto determinado del espacio en función de los valores locales de las variables bioclimáticas empleadas para calibrarlo (Phillips & Dudík, 2008). Para todas las especies anteriores, los valores AUC de sus SDM fueron siempre superiores a 0.9 (Tabla 1.2). Esto indica que los SDM calibrados para las especies con potencial de ser incluidas en desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos estiman con mucha precisión los hábitats que son altamente adecuados para su desarrollo (Elith et al., 2006). Sin embargo, debe tenerse en cuenta que los resultados descritos en esta sección están referidos a la distribución de hábitats altamente adecuados para las especies a nivel nacional, mientras que los resultados y recomendaciones para cada una de esas especies dentro del Estado de San Luis Potosí se proveen en la siguiente sección.

**Especies para restaurar la vegetación en áreas degradadas de en San Luis Potosí**

En función de la distribución de las variables bioclimáticas y de los tipos de suelo, para las 26 especies potencialmente útiles para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos se elaboraron mapas para el estado de San Luis Potosí bajo el clima actual, como también como bajo las condiciones climáticas esperadas al corto, mediano y largo plazo (períodos 2041-206-, 2061-2080 y 2081-2100) bajo todos los niveles de forzamiento radiativo (2.6, 4.5, 7.0 y 8.5 $W/m^2$). Estos mapas indican la distribución de hábitats inadecuados (probabilidades de ocurrencia inferiores 0.1), poco adecuados (probabilidades de ocurrencia entre 0.1 y 0.4), moderadamente adecuados (probabilidades de ocurrencia entre 0.4 y 0.7) y altamente adecuados (probabilidades superiores a 0.7) para su supervivencia (Apéndice B). A partir de esta información, observamos que todas las especies

experimentarán cambios en la cobertura de los diferentes tipos de hábitats, donde la magnitud de esos cambios depende de la intensidad de los cambios climáticos (Tabla 1.3).

De estos resultados, llama la atención que cinco especies (*Bursera simaruba*, *Carica papaya*, *Ceiba pentandra*, *Pseudobombax ellipticum* y *Spondias purpurea*) no disponen de hábitats altamente adecuados para su desarrollo bajo el clima actual, pero el avance del cambio climático dará lugar a estos hábitats (Tabla 1.3). Para la mayoría de las demás especies, se predicen expansiones en la cobertura de hábitats altamente adecuados para su desarrollo, tanto al corto plazo bajo todos los niveles de forzamiento radiativo como al mediano y largo plazo a niveles de forzamiento radiativo entre bajos e intermedios (Tabla 1.3). De hecho, aunque casi para todas las especies se pronostican reducciones en la disponibilidad de hábitats altamente adecuados para su desarrollo al mediano y largo plazo con niveles de forzamiento radiativo elevados, solamente para dos de ellas (*Ceiba pentandra* y *Enterolobium cyclocarpum*) se predice la pérdida total de esos hábitats (Tabla 1.3). Solamente para dos especies se prevén reducciones en la cobertura de hábitats altamente adecuados para su desarrollo en todos los escenarios climáticos (Agave scabra y *Yucca filifera*), pero nuestras proyecciones indican que, para ambas especies, la cobertura de esos hábitats se mantendrá por encima del 50% al corto plazo y mediano plazo bajo cualquier nivel de forzamiento radiativo, como también al largo plazo bajo forzamientos radiativos bajos a intermedios (Tabla 1.3).

Si bien los resultados descritos en los párrafos anteriores resumen las predicciones generales que se realizaron con los SDM, consideramos importante detallar lo que puede ocurrir con cada especie. Por ello, debajo se presentan los resultados concretos para cada una de las 26 especies que tendrían el potencial para ser utilizadas en programas de restauración climáticamente adaptativos en el Estado de San Luis Potosí. Es importante señalar que los resultados de los SDM solamente toman en cuenta el factor climático, al cual sumamos el factor edafológico, omitiendo fuentes externas que pudieran conducir a resultados diferentes. Esto incluye la interacción con otros organismos y los mecanismos de dispersión de las especies focales, que pueden ser determinantes en la distribución geográfica de las plantas (Soberón, 2010; Soberón & Nakamura, 2009).

**Tabla 1.3**. Superficie de la cobertura de hábitats altamente adecuados para el reclutamiento de las especies propuestas para la restauración forestal en el estado de San Luis Potosí. Los valores estimados se presentan en km$^2$ para el escenario climático actual, cuatro niveles de forzamiento radiativo (2.6, 4.5, 7.0 y 8.5 W/m$^2$) y tres periodos de tiempo (2041-2060, 2061-2080 y 2081-2100).

| Familia | Especie | Clima actual | Periodo 2041-2060 | | | | Periodo 2061-2080 | | | | Periodo 2081-2100 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 2.6 W/m$^2$ | 4.5 W/m$^2$ | 7.0 W/m$^2$ | 8.5 W/m$^2$ | 2.6 W/m$^2$ | 4.5 W/m$^2$ | 7.0 W/m$^2$ | 8.5 W/m$^2$ | 2.6 W/m$^2$ | 4.5 W/m$^2$ | 7.0 W/m$^2$ | 8.5 W/m$^2$ |
| Amaranthaceae | *Atriplex canescens* | 28,916 | 32,802 | 33,420 | 34,459 | 35,789 | 33,091 | 34,306 | 36,252 | 36,856 | 33,554 | 36,369 | 35,186 | 33,200 |
| Anacardiaceae | *Spondias purpurea* | 0 | 670 | 597 | 883 | 659 | 603 | 560 | 884 | 657 | 359 | 807 | 356 | 26 |
| Apocynaceae | *Plumeria rubra* | 1,700 | 5,773 | 6,380 | 6,398 | 6,196 | 6,475 | 7,431 | 4,649 | 4,047 | 5,343 | 7,123 | 1,443 | 883 |
| Asparagaceae | *Agave scabra* | 46,804 | 37,735 | 36,885 | 35,210 | 34,546 | 37,613 | 34,158 | 30,482 | 24,378 | 37,008 | 33,566 | 13,525 | 2,449 |
| Asparagaceae | *Yucca filifera* | 33,447 | 25,390 | 23,639 | 26,354 | 21,665 | 24,312 | 20,458 | 22,956 | 19,365 | 23,972 | 20,469 | 18,719 | 13,235 |
| Bignoniaceae | *Tecoma stans* | 39,544 | 45,015 | 44,974 | 45,032 | 44,865 | 44,976 | 44,857 | 41,594 | 39,001 | 44,966 | 44,143 | 33,775 | 22,938 |
| Burseraceae | *Bursera simaruba* | 0 | 566 | 287 | 1,290 | 626 | 359 | 506 | 972 | 703 | 109 | 1,147 | 675 | 164 |
| Cactaceae | *Myrtillocactus geometrizans* | 4,480 | 11,794 | 11,931 | 12,331 | 11,862 | 11,803 | 12,133 | 10,983 | 9,801 | 10,960 | 11,321 | 9,274 | 4,809 |
| Caricaceae | *Carica papaya* | 0 | 25 | 25 | 65 | 39 | 25 | 39 | 69 | 82 | 25 | 78 | 58 | 66 |
| Fabaceae | *Enterolobium cyclocarpum* | 36 | 924 | 746 | 456 | 319 | 916 | 532 | 0 | 0 | 803 | 433 | 0 | 0 |
| Fabaceae | *Inga vera* | 71 | 165 | 154 | 134 | 134 | 185 | 134 | 48 | 63 | 146 | 116 | 35 | 1 |
| Fabaceae | *Neltuma laevigata* | 36,308 | 41,516 | 41,113 | 42,132 | 41,089 | 41,159 | 41,401 | 40,167 | 37,277 | 40,489 | 41,484 | 36,069 | 30,612 |
| Fabaceae | *Pithecellobium dulce* | 127 | 5,038 | 6,034 | 6,741 | 7,036 | 5,409 | 6,965 | 6,409 | 6,932 | 5,082 | 7,357 | 4,631 | 5,217 |
| Fabaceae | *Senegalia berlandieri* | 25,697 | 33,687 | 33,341 | 32,849 | 32,070 | 33,421 | 31,998 | 26,800 | 21,195 | 34,044 | 30,469 | 10,813 | 1,142 |
| Fabaceae | *Vachellia cornigera* | 1,770 | 4,883 | 4,498 | 4,401 | 3,626 | 4,718 | 3,935 | 2,325 | 1,376 | 3,745 | 4,182 | 865 | 52 |
| Fabaceae | *Vachellia farnesiana* | 21,209 | 21,345 | 21,707 | 22,387 | 22,210 | 21,391 | 22,276 | 22,223 | 21,527 | 21,164 | 22,270 | 21,897 | 20,596 |
| Malvaceae | *Ceiba pentandra* | 0 | 545 | 307 | 1,585 | 773 | 296 | 627 | 688 | 337 | 0 | 1,026 | 103 | 0 |
| Malvaceae | *Pseudobombax ellipticum* | 0 | 587 | 476 | 375 | 212 | 657 | 419 | 182 | 171 | 307 | 330 | 137 | 68 |
| Meliaceae | *Cedrela odorata* | 5,713 | 8,726 | 8,568 | 9,269 | 8,219 | 8,950 | 8,929 | 8,397 | 7,651 | 7,434 | 10,132 | 5,577 | 4,649 |
| Moraceae | *Ficus cotinifolia* | 3,627 | 8,824 | 8,559 | 7,657 | 7,715 | 8,896 | 8,624 | 4,323 | 3,645 | 7,821 | 8,708 | 1,341 | 297 |
| Moraceae | *Maclura tinctoria* | 3,230 | 2,011 | 3,446 | 4,429 | 4,387 | 2,488 | 4,700 | 4,718 | 3,860 | 2,165 | 4,442 | 2,183 | 399 |
| Platanaceae | *Platanus mexicana* | 9,797 | 7,154 | 6,786 | 6,479 | 5,864 | 7,158 | 5,940 | 4,601 | 3,031 | 6,591 | 5,286 | 1,692 | 650 |
| Salicaceae | *Populus mexicana* | 4,258 | 5,132 | 5,521 | 5,533 | 5,684 | 5,242 | 5,670 | 5,676 | 5,717 | 5,280 | 5,659 | 5,465 | 2,103 |
| Salicaceae | *Salix humboldtiana* | 6,816 | 16,574 | 17,692 | 18,710 | 18,018 | 16,848 | 17,737 | 17,545 | 17,972 | 13,979 | 16,477 | 19,094 | 19,975 |
| Sapindaceae | *Sapindus saponaria* | 11,049 | 14,985 | 15,333 | 14,804 | 14,520 | 15,036 | 15,019 | 16,471 | 16,580 | 14,789 | 15,249 | 13,697 | 12,068 |
| Zygophyllaceae | *Larrea tridentata* | 3,088 | 318 | 1,675 | 2,976 | 2,601 | 545 | 733 | 4,686 | 5,056 | 752 | 1,307 | 8,524 | 6,828 |

**Familia Amaranthaceae – *Atriplex canescens***: El SDM de *Atriplex canescens* proyectado sobre el espacio geográfico del estado de San Luis Potosí indicó que, bajo el clima actual, la cobertura de hábitats altamente adecuados para su supervivencia es de 28,915.6 $km^2$ (47.3% de la superficie estatal). Para el futuro, el SDM de esta especie indica que la cobertura de estos hábitats se expandiría, superando los 32,000 0 $km^2$ en todos los períodos de tiempo y bajo todos los niveles de forzamiento radiativo (Tabla 1.3). Esto lleva a sugerir que *Atriplex canescens* no sólo toleraría las condiciones más cálidas y secas que se esperan en el futuro, sino que pudiera beneficiarse de las mismas, resultando en una especie altamente útil para la restauración ecológica en las regiones Altiplano, Centro y Media de San Luis Potosí (Figura 1 en el Apéndice B).

**Familia Anacardiaceae – *Spondias purpurea***: Aunque el SDM de *Spondias purpurea* indica que en la actualidad no hay hábitats altamente adecuados para su desarrollo en el Estado de San Luis Potosí, la proyección del SDM sobre escenarios de cambio climático sugiere que dispondrá de esos hábitats en el futuro. De acuerdo con las proyecciones al corto y mediano plazo, la cobertura de hábitats altamente adecuados para *Spondias purpurea* en esta entidad federativa oscilaría entre 560 y 884 $Km^2$ (0.9% al 1.4% de la superficie estatal; Taba 1.3). Sin embargo, se espera que la cobertura de esos hábitats disminuya al largo plazo en la mayoría de los escenarios de forzamiento radiativo, con excepción de 4.5 $W/m^2$ (Taba 1.3). Con base en la distribución y cobertura predicha de los hábitats altamente adecuados para esta especie, la misma resultaría útil para restaurar áreas degradadas en pequeñas fracciones de las regiones Media y Huasteca de San Luis Potosí (Figura 2 en el Apéndice B).

**Familia Apocynaceae – *Plumeria rubra***: El SDM de esta especie estimó que, bajo el clima actual, la cobertura de hábitat altamente adecuado para su supervivencia cubre 1,699.7 $km^2$ del Estado de San Luis Potosí (2.8% de la superficie estatal), pero de acuerdo con las proyecciones futuras la cobertura de estos hábitats pudiera superar los 4,000 $km^2$ al corto y mediano plazo, independientemente del nivel de forzamiento radiativo (Tabla 1.3). Al largo plazo, la cobertura de hábitats altamente adecuados también se incrementaría para *Plumeria rubra* a niveles de forzamiento radiativo bajos o intermedios, mientras que se observarían reducciones a niveles de forzamiento radiativo altos (Tabal 1.3). Esas expansiones en la cobertura de hábitats altamente adecuados para *Plumaria rubra* se concentrarían en las

regiones Media y Centro, aunque también cubriría pequeñas porciones de las regiones Altiplano y Huasteca (Figura 3 en el Apéndice B).

**Familia Asparagaceae – *Agave scabra* y *Yucca filifera***: Bajo el clima actual, los SDM estimaron que la cobertura de hábitats altamente adecuados para el desarrollo estas dos especies en San Luis Potosí es de 46,803.9 $km^2$ para *Agave scabra* (76.6% de la superficie estatal) y de 33,447.2 $km^2$ para *Yucca filifera* (54.7% de la superficie estatal). No obstante, las coberturas de estos hábitats disminuirían en condiciones de cambio climático, con mayores pérdidas a medida que se incremente el forzamiento radiativo (Tabla 1.3). En el caso de *Agave scabra*, al corto plazo se pronostican pérdidas que van del 19% al 26% de la cobertura que actualmente tienen esos hábitats, mientras que para el mediano plazo esas pérdidas oscilarían entre 20% y el 48%. En el caso de *Yucca filifera*, esas pérdidas de hábitat varían entre el 24% y el 35 al corto plazo y entre el 27% y 42% al mediano plazo. Para ambas especies, las pérdidas más pronunciadas de hábitats altamente adecuados ocurrirían en el largo plazo, donde sólo a niveles de forzamiento radiativo bajos o intermedios la cobertura esos hábitats no caería por debajo del 50% de la superficie que tiene ahora (Tabla 1.3). Aunque esos resultados sugieren que las dos especies serán afectadas negativamente por el cambio climático, ambas satisfacen los criterios para ser incluidas como especies con las que se pudieran desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos, principalmente en las regiones Altiplano, Centro y Media del Estado de San Luis Potosí (Figura 4 y 5 en el Apéndice B).

**Bignoniaceae – *Tecoma stans*:** La proyección del SDM de esta especie bajo el clima actual indicó que la cobertura de hábitats altamente adecuados para su desarrollo en San Luis Potosí es de 39,543.5 $km^2$ (64.7% de la superficie estatal). La cobertura de estos hábitats aumentaría en condiciones de cambio climático, pudiendo superar los 44,000 $km^2$ con cualquier nivel de forzamiento radiativo al corto plazo, o con forzamientos radiativo bajos a intermedios en el mediano y largo plazo (Tabla 1.3). Los principales incrementos en la cobertura de hábitats altamente adecuados para *Tecoma stans* ocurrirían en las regiones Altiplano, Centro y Media de San Luis Potosí, que es donde se debiera usar para el desarrollo de programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos, pero también ocurren en pequeñas fracciones de la región Huasteca (Figura 6 en el Apéndice B).

**Familia Burseraceae – *Bursera simaruba***: El SDM de *Bursera simaruba* estimó que, bajo el clima actual, en el Estado de San Luis no hay hábitats altamente adecuados adecuado para su desarrollo. Sin embargo, estos hábitats pudieran empezar a estar disponibles con el avance del cambio climático, cubriendo entre el 0.5% y el 2.1% de la superficie estatal al corto y mediano plazo. Aunque los hábitats se mantendrían en el futuro, su cobertura pudiera empezar a reducirse al largo plazo, especialmente con niveles de forzamiento radiativo muy elevados (Tabla 1.3). Estos hábitats altamente adecuados para *Bursera simaruba* estarían disponibles en las regiones Media y Huasteca de San Luis Potosí (Figura 7 en el Apéndice B).

**Familia Cactaceae – *Myrtillocactus geometrizans***: El SDM de este cactus columnar indicó que la cobertura de hábitats altamente adecuados para su desarrollo es de 4,480.5 $km^2$ en el Estado de San Luis Potosí (7.3% de la superficie estatal). Las proyecciones del SDM sobre escenarios de cambio climático indicaron que la cobertura de esos hábitats se duplicaría a lo largo de este siglo en casi todos los niveles de forzamiento radiativo. La excepción se observó al largo plazo con un forzamiento radiativo muy alto, donde la especie tendría una cobertura de hábitats altamente adecuados similar a la actual (Tabla 1.3). Los incrementos en la cobertura de esos hábitats se concentrarían en las regiones Altiplano, Centro y Media de San Luis Potosí (Figura 8 en el Apéndice B).

**Familia Caricaceae – *Carica papaya***: Esta es otra especie cuyo SDM no estima disponibilidad de hábitats altamente adecuados para su desarrollo en el Estado de San Luis Potosí, pero al proyectarse sobre escenarios climáticos futuros predicen que esos hábitats estarán disponibles. La cobertura de hábitats altamente adecuados para *Carica papaya* será limitada al corto plazo (25-65 $km^2$), pero se incrementará hacia el mediano plazo y largo plazo conforme aumente el forzamiento radiativo (Tabla 1.3). Estos hábitats estarán disponibles para la especie en la región Huasteca de San Luis Potosí, que es donde debiera ser empleada para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos (Figura 9 en el Apéndice B).

**Familia Fabaceae – *Enterolobium cyclocarpum*, *Inga vera*, *Neltuma laevigata*, *Pithecellobium dulce*, *Senegalia berlandieri*, *Vachellia cornigera* y *Vachellia farnesiana***: Esta es la familia con la mayor cantidad de especies que se pudieran utilizar para desarrollar

programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos en el estado de San Luis Potosí, pero los resultados obtenidos difieren un poco entre ellas. La cobertura de hábitats altamente adecuados para *Enterolobium cyclocarpum* bajo el clima actual apenas alcanza los 36.0 $km^2$ (menos del 0.1% de la superficie estatal), pero se expandiría considerablemente al corto plazo bajo todos los niveles de forzamiento radiativo, como también al mediano y largo plazo a niveles de forzamiento radiativo bajos o intermedios (Tabla 3.1). Sin embargo, en estos dos últimos períodos de tiempo, ocurriría la pérdida total de estos hábitats con niveles de forzamiento radiativo altos (Tabal 1.3). Algo similar ocurriría con los hábitats altamente adecuados para *Inga vera*, que actualmente cubren 71.0 $Km^2$ (menos del 0.1% de la superficie estatal) y se incrementarían en la mayoría de los escenarios climáticos futuros, sin llegar a desaparecer completamente al mediano y largo plazo con altos forzamientos radiativos (Tabal 1.3). Para *Neltuma laevigata* y *Senegalia berlandieri*, cuyos hábitats altamente adecuados hoy cubren 36,308 $km^2$ (59.4% de la superficie estatal) y 25,697 $km^2$ (42.0 % de la superficie estatal), respectivamente, los SDM también predicen incrementos sustanciales en esas superficies al corto y mediano plazo en todos los niveles de forzamiento radiativo, mientras que para el largo plazo solamente se estiman expansiones a forzamientos radiativos bajos o intermedios, sin que haya efectos con forzamientos radiativos altos (Tabal 3.1). El caso de *Pithecellobium dulce* es particularmente llamativo porque es la única especie de esta familia taxonómica que mostrará incrementos sustanciales en la cobertura de hábitats altamente adecuados en todos los periodos de tiempo y bajo todos los niveles de forzamiento radiativo. La cobertura estimada de esos hábitats en la actualidad es de solamente 127 $km^2$ (0.2% de la superficie de San Luis Potosí), pero se incrementará por encima de los 4,600 $km^2$ aun en el peor escenario climático (Tabal 1.3). Finalmente, *Vachellia cornígera* y *Vachellia farnesiana*, que actualmente dispondrían en el Estado de San Luis Potosí de 1,770 $km^2$ (2.9% de la superficie estatal) y 21,209 $km^2$ (34.7% de la superficie estatal) de hábitats altamente adecuados, expandirían estas superficies al corto y mediano plazo bajo la mayoría de los niveles de forzamiento radiativo (Tabal 3.1). Sin embargo, la cobertura de esos hábitats pudiera disminuir en escenarios climáticos de alto forzamiento radiativo, especialmente al largo plazo (Tabla 1.3). Considerando los sitios donde ocurrirán las expansiones de hábitats altamente adecuados en el futuro, se puede proponer que *Enterolobium cyclocarpum*, *Inga vera* y *Vachellia cornígera* serían útiles para desarrollar planes de restauración ecológica

climáticamente adaptativos en las regiones Huasteca y Media de San Luis Potosí, mientras que *Neltuma laevigata* y *Senegalia berlandieri* debieran emplearse en las regiones Altiplano, Centro y Media. En cambio, *Pithecellobium dulce* y *Vachellia farnesiana* pudieran emplearse para estos fines en las cuatro regiones de esta entidad federativa (Figuras 10, 11, 12, 13, 14, 15 y 16 en el Apéndice B).

**Familia Malvaceae – *Ceiba pentandra* y *Pseudobombax ellipticum***: Para ambas especies, sus SDM indicaron que en la actualidad no hay hábitats altamente adecuados para su desarorllo en el Estado de San Luis Potosí. No obstante, esos hábitats estarán disponibles para *Ceiba pentandra* y *Pseudobombax ellipticum* al corto y mediano plazo bajo todos los niveles de forzamiento radiativo, mientras que solamente estarán disponibles para *Pseudobombax ellipticum* al largo plazo (Tabla 1.3). En este último período de tiempo, no se pronostican hábitats altamente adecuados para *Ceiba pentandra* a altos niveles de forzamiento radiativo. Las expansiones de esos hábitats se concentran en las regiones Media y Huasteca de San Luis Potosí, por lo que ambas especies pueden recomendarse para programas de restauración climáticamente adaptativos en esas zonas (Figuras 17 y 18 en el Apéndice B).

**Familia Meliaceae – *Cedrela odorata***: La proyección del SDM de *Cedrela odorata* sobre el espacio geográfico de los hábitats altamente adecuados para su desarrollo cubren 5,713.2 $km^2$ en el Estado de San Luis Potosí (9.3% de la superficie estatal). La cobertura de estos hábitats, sin embargo, aumentaría conforme avance el cambio climático, superando los 7,000 $km^2$ al corto y mediano plazo bajo todos los niveles de forzamiento radiativo, como también al largo plazo con forzamientos radiativos bajos a intermedios (Tabla 1.3). Dentro del estado, estas expansiones de hábitats altamente adecuados para *Cedrela odorata* se predice que ocurrirán en las regiones Media y Huasteca (Figura 19 en el Apéndice B).

**Familia Moraceae – *Ficus cotinifolia* y *Maclura tinctoria***: Aunque estas dos especies pertenecen a la misma familia, se obtuvieron predicciones diferentes para cada una. En el caso de *Ficus cotinifolia*, su SDM indica que bajo el clima actual la cobertura de hábitats altamente favorables para su desarrollo es de 3,626.9 $km^2$ (5.9% de la superficie estatal). Esta superficie puede expandirse a más del doble al corto y mediano plazo bajo todos los niveles de forzamiento radiativo (Tabla 1.3). Al largo plazo, la cobertura de hábitats altamente

favorables para *Ficus cotinifolia* se mantendrá aproximadamente igual a la que tiene actualmente con un bajo forzamiento radiativo, mientras que se incrementará con forzamientos radiativos intermedios o ligeramente altos y disminuirá dramáticamente con forzamientos radiativos muy altos (Tabla 1.3). Para *Maclura tinctoria*, su SDM estima que la cobertura actual de hábitats altamente favorables en San Luis Potosí es de 3,230.1 $km^2$ (5.3% de la superficie estatal). Esta cobertura aumentaría al corto y mediano plazo bajo forzamientos radiativos intermedios a altos, pero disminuiría al 62-77% con forzamientos radiativos bajos (Taba 1.3). Algo similar ocurriría al largo plazo, perdiéndose solamente una fracción considerable de hábitat altamente favorable bajo forzamientos radiativos muy altos (Tabla 1.3). Estos efectos de cambio climático sobre *Ficus cotinifolia y Maclura tinctoria* se presentarían, principalmente, en la región Media del estado de San Luis Potosí, pero también en pequeñas fracciones en las regiones Huasteca y Centro, y es allí donde pueden ser empleadas para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos (Figuras 20 y 21 en el Apéndice B).

**Familia Platanaceae – *Platanus mexicana*:** La proyección del SDM de esta especie sobre el Estado de San Luis Potosí indicó que la cobertura actual de hábitats altamente adecuados para su desarrollo es de 9,796.5 $km^2$ (16.0% de la superficie estatal). Aunque el mismo SDM predice contracciones en la cobertura de estos hábitats al corto plazo bajo todos los niveles de forzamiento radiativo, como también al mediano y largo plazo con forzamientos radiativos bajos e intermedios, en ningún caso esos valores disminuyen por debajo del 50% de su cobertura actual (Tabla 1.3). Con base en la distribución actual de la especie y los efectos que tendrá el cambio climático sobre los hábitats que son altamente favorables para su desarrollo, se recomienda emplearla para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos en las regiones Media y Centro del estado de San Luis Potosí, aunque también puede resultar útil en pequeñas fracciones de las regiones Huasteca y Altiplano (Figura 22 en el Apéndice B).

**Familia Salicaceae – *Populus mexicana* y *Salix humboldtiana***: Los SDM de estas especies indicaron que la cobertura actual de hábitats altamente favorables para su desarrollo en San Luis Potosí es de 4,258.5 $km^2$ (7.0% de la superficie estatal) para *Populus mexicana* y de 6,815.9 $km^2$ (11.1% de la superficie estatal) para *Salix humboldtiana*. Para ambas especies, los SDM predicen que la cobertura de esos hábitats se incrementará al corto, mediano y largo

plazo bajo casi todos los niveles de forzamiento radiativo (Tabla 1.3). Solamente para *Populus mexicana* se predice una contracción en la cobertura de hábitats altamente favorables al largo plazo bajo un forzamiento radiativo muy alto, aunque se mantendrán por encima del 50% de la cobertura que tienen actualmente (Tabla 1.3). En el caso de las expansiones de esos habitas, es importante mencionar que se espera que sean mucho más notorias para *Salix humboldtiana* que para *Populus mexicana*. Para *Populus mexicana*, esos efectos potencialmente positivos del cambio climático se concentran en las regiones Media y Huasteca de San Luis Potosí, mientras que en el caso de *Salix humboldtiana* se pueden encontrar las cuatro regiones de esta entidad federativa (Figuras 22 y 23 en el Apéndice B).

**Familia Sapindaceae – *Sapindus saponaria***: El SDM de *Sapindus saponaria* estima que los hábitats altamente favorables para su desarrollo actualmente cubren 11,048.8 $km^2$ en el Estado de San Luis Potosí (18.1% de la superficie estatal). El SDM también predice que la cobertura de estos hábitats se expandirá al corto, mediano y largo plazo bajo todos los niveles de forzamiento radiativo (Tabla 1.3). Con base en los sitios donde ocurrirán estas expansiones de hábitats altamente favorables, se puede recomendar a *Sapindus saponaria* como especie útil para el desarrollo de programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos en las regiones Media, Altiplano y Centro del estado de San Luis Potosí, aunque también puede resultar útil en pequeñas fracciones de la región Huasteca (Figura 25 en el Apéndice B).

**Familia Zygophyllaceae – *Larrea tridentata***: La cobertura de hábitats altamente favorables para el desarrollo de *Larrea tridentata*, estimada a partir de su SDM, es de 3,088.1 $km^2$ en el Estado de San Luis Potosí (5.1% de la superficie estatal). Al corto, mediano y largo plazo, el avance del cambio climático disminuirá la cobertura de esos hábitats a menos del 21% de la cobertura que tienen actualmente si los niveles de forzamiento radiativo son muy bajos (Tabla 1.3). Por este motivo, y con base en los criterios establecidos en este estudio, *Larrea tridentata* no debiera incluirse en la lista de especies recomendadas para el desarrollo de programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos para el Estado de San Luis Potosí. Sin embargo, consideramos realizar una excepción con esta especie porque es la única para la cual se predice que la cobertura de hábitats altamente favorables para su desarrollo se expandirá al mediano y largo plazo si se alcanzan niveles de forzamiento elevados (Tabla 1.3). De esta manera, *Larrea tridentata* puede resultar una especie útil para la restauración ecológica si en el futuro se alcanzan niveles climáticos extremos. Los incrementos en la

cobertura de esos hábitats bajo condiciones extremas se darían, principalmente, en la Región Altiplano de San Luis Potosí, por lo que *Larrea tridentata* pudiera ser una especie muy importante para restaurar áreas degradadas en climas desérticos (Figura 26 en el Apéndice B).

## RECOMENDACIONES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

La restauración ecológica hoy se considera una actividad esencial para reparar la degradación que las actividades humanas han causado sobre los ecosistemas. Sin embargo, estas prácticas tienen limitaciones porque, además de ser costosa en términos económicos y de tiempo, también puede conllevar un elevado riesgo de fracaso o se pueden alcanzar resultados no deseados debido a una selección inadecuada de las especies vegetales empleadas (Kimball et al., 2015). Por tal motivo, es importante que estos esfuerzos se planifiquen adecuadamente para que se traduzcan en una restauración exitosa (Wortley et al., 2013). Los resultados de este estudio pueden contribuir a alcanzar estas metas, especialmente si se toma en cuenta el avance del cambio climático. En concreto, nuestra propuesta es que los tomadores de decisiones en materia de restauración ecológica empleen SDM para seleccionar especies nativas que, por una parte, toleren las condiciones climáticas actuales en las áreas degradadas de una determinada región y que, por otra parte, puedan adaptarse al clima cambiante en esos sitios.

Este estudio se enfocó en el Estado de San Luis Potosí, donde identificamos cinco especies vegetales nativas que pudieran beneficiarse del avance del cambio climático debido a que las condiciones más severas de calentamiento y sequía expandirían la cobertura de hábitats altamente favorables para su desarrollo, incluso al mediano y largo plazo bajo altos forzamientos radiativos. Estas especies incluyen a *Atriplex canescens Myrtillocactus geometrizans*, *Pithecellobium dulce*, *Salix humboldtiana* y *Sapindus saponaria*. A estas especies se suman *Cedrela odorata*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Ficus cotinifolia Inga vera*, *Neltuma laevigata*, *Plumeria rubra*, *Populus mexicana*, *Senegalia berlandieri*, *Tecoma stans*, *Vachellia cornígera* y *Vachellia farnesiana*, ya que los hábitats altamente adecuados para su desarrollo también se expandirían en casi todos los escenarios de cambio climático, con excepción de aquellos con forzamientos radiativos elevados al mediano y corto plazo. Todas

esas especies debieran ser consideradas prioritarias para el desarrollo de programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos en el Estado de San Luis Potosí. Esto se debe a que, entre todas esas especies, los hábitats altamente favorables para su desarrollo cubren la mayor parte de la superficie de esta entidad federativa en todos los escenarios de cambio climático esperados durante este siglo.

Además de las especies anteriores, un conjunto de plantas nativas que llaman la atención son *Bursera simaruba*, *Carica papaya*, *Ceiba pentandra*, *Pseudobombax ellipticum* y *Spondias purpurea*. La particularidad de estas especies es que sus SDM estiman que no existen hábitats altamente adecuados para su desarrollo en San Luis Potosí bajo el clima actual, pero pudieran existir en el futuro. Esto indicaría que el avance del cambio climático pudiera beneficiar a esas especies y, aunque la cobertura futura de esos hábitats sería muy limitada, cabría consideraras para el desarrollo de programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos.

Otro grupo de especies que pudiera ser relevante para desarrollar programas de restauración ecológica con miras al futuro son aquellas para las cuales los SDM predicen reducciones de menos del 50% en la cobertura de los hábitats altamente adecuados para su desarrollo sobre escenarios de cambio climático. Estas especies son *Agave scabra*, *Yucca filifera*, *Maclura tinctoria* y *Platanus mexicana*, cuyo uso para restaurar la vegetación en áreas degradas debe ser analizado cuidadosamente y considerando en qué sitios del Estado de San Luis Potosí pudieran mantenerse esos hábitats en el futuro, especialmente bajo condiciones climáticas al mediano y largo plazo bajo altos forzamientos radiativos altos. Una excepción a esta generalidad es *Larrea tridentata*, ya que es la única especie que pudiera perder hábitats altamente adecuados bajo condiciones de cambio climático moderadas, pero esos hábitats se expandirían bajo condiciones de alta temperatura y sequía.

Como consideración final, es importante mencionar que esta lista de plantas es muy reducida (26 especies), en comparación con el número de total de especies para las que calibramos SDM y los proyectamos sobre escenarios de cambio climático (129 especies). Por lo tanto, a partir de los SDM, se puede sugerir que el cambio climático afectará negativamente a la mayor parte de las especies nativas presentes en el Estado de San Luis Potosí que pueden considerarse potencialmente útiles para la restauración ecológica. Sin

embargo, debe tenerse en cuenta que el objetivo último de la restauración ecológica es acelerar los procesos de sucesión ecológica a partir de la introducción de especies que toleren las condiciones ambientales de las áreas degradas (Gómez-Aparicio, 2009; Holz & Placci, 2005; Whisenant, 2005). En nuestro caso, pese al limitado número de especies que pudieran beneficiarse del cambio climático, o al menos tolerarlo, consideramos que las mismas permitirían iniciar procesos de sucesión, facilitando el establecimiento de otras especies vegetales que, con el paso del tiempo, pudieran desarrollar de comunidades bióticas que tengan capacidad de resistir este fenómeno.

# CAPÍTULO II: Efecto del cambio climático sobre especies con potencial para la restauración: modelos de distribución de especies corroborados con experimentos de campo

## INTRODUCCIÓN

Los rangos de distribución de las especies de plantas están determinados por los hábitats donde pueden reclutar y sobrevivir (Soberón, 2010). Aunque parásitos, herbívoros y competidores pueden afectar negativamente su establecimiento, sus efectos sobre las plantas son locales porque están distribuidos de manera desigual en los paisajes naturales. Así, los patrones de distribución de las especies vegetales están principalmente determinados por factores abióticos (Soberón, 2007) y, por ello, son extremadamente sensibles al cambio climático (Canham & Murphy, 2016). Los últimos modelos de circulación general del Programa Mundial de Investigación Climática (modelos CMIP6) predicen que el calentamiento global ocasionado por las crecientes concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera conducirán a mayores forzamientos radiativo (diferencia entre la energía entrante y saliente en el planeta), aumentando progresivamente la temperatura durante este siglo (Forster et al., 2019). Esto modelos también predicen que el calentamiento afectará los ciclos hidrológicos, disminuyendo las precipitaciones y provocando incrementos en la aridez en varias regiones del mundo (Cook et al., 2020). Esos cambios ambientales afectarán la distribución de las plantas, pero la magnitud de estos efectos puede variar entre especies dependiendo de su capacidad para tolerar la aridez (Schipper et al., 2020).

Saber cómo responderán las plantas al cambio climático puede incrementar el éxito de los programas de restauración ecológica a largo plazo (Gelviz-Gelvez et al., 2015). Esto se debe a que la selección de especies para restaurar ecosistemas comúnmente depende de su capacidad para establecerse bajo las condiciones climáticas actuales en áreas que fueron degradadas por las actividades humanas (Blakesley et al., 2002; Elliott et al., 2003) pero, para garantizar el éxito de estas acciones en el futuro, es necesario determinar si esas especies se establecerán y sobrevivirán en condiciones de cambio climático (Harris et al., 2006; Löf et al., 2019). Los modelos de distribución de especies basados en el clima (SDM, por las

siglas en inglés de *species distribution models*) pueden ser útiles para tomar decisiones al respecto, ya que estiman las probabilidades de ocurrencia de una dada especie a través de los diferentes hábitats de un paisaje en función de los valores locales de un conjunto de variables climáticas (Booth, 2022; Peterson et al., 2011). Para esto, los SDM se fundamentan en correlaciones entre los registros georreferencias de la especie dentro de una determinada región las condiciones climáticas asociadas a esos sitios (Soberón & Nakamura, 2009). Aunque los SDM se calibran bajo el clima actual porque los registros georreferenciados de las especies son datos históricos, pueden ser proyectados sobre escenarios de cambio climático para predecir la distribución futura de hábitats adecuados para la supervivencia de las especies (Elith & Leathwick, 2009).

Este marco teórico permite proponer que, si los SDM predicen que las especies actualmente empleadas para recuperar ecosistemas degradados mantendrán o aumentarán sus probabilidades de ocurrencia en los sitios objetivo de la restauración, entonces se debe continuar usándose para estos propósitos porque podrían tolerar el cambio climático. Sin embargo, un aspecto importante que se debe tener en cuenta de los SDM es que sólo estiman las probabilidades de ocupación de los hábitats por parte de las especies, pero no indican si estas pueden realmente reclutar en estos hábitats. Esto se debe a que, comúnmente, la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas son procesos regulados por condiciones ambientales más restrictivas que la supervivencia de individuos adultos (Grubb, 1977; Mclaughlin & Zavaleta, 2012). Por lo tanto, el uso de SDM para desarrollar programas de restauración forestal climáticamente adaptativos requiere validar si las probabilidades de ocurrencia futuras que predicen también se aplicarían a las primeras etapas del ciclo de vida de las plantas. Para esto, debido a que existen estructuras para manipular la temperatura y las precipitaciones (Aronson & McNulty, 2009; Kundel et al., 2018; Marion et al., 1997; Yahdjian & Sala, 2002), pudieran simularse condiciones de cambio climático en áreas degradadas para sembrar semillas de las especies objeto bajo las condiciones climáticas actuales y futuras. Así, si los SDM predicen que las especies mantendrán o aumentarán sus probabilidades de ocurrencia en esos sitios, sus tasas de reclutamiento bajo condiciones simuladas de cambio climático deberían ser similares, o mayores, que las que tienen bajo el clima actual. Por el contrario, si los SDM predicen disminuciones en las probabilidades de

ocurrencia futura, las tasas de reclutamiento de las especies deberían ser mayores en condiciones climáticas actuales.

Teniendo en cuenta estos aspectos, el objetivo de este estudio fue determinar si las predicciones de los SDM pueden validarse experimentalmente en campo y, así, usarse con confianza para desarrollar programas de restauración forestal climáticamente adaptativos. Para ello, nos centramos en dos especies arbóreas de la familia Fabaceae que son nativas de México, *Vachellia pennatula* (comúnmente conocido como tepame) y *Neltuma laevigata* (comúnmente conocido como mezquite). Ambas especies pertenecen a la familia Fabaceae y son plantas pioneras tolerantes a la sequía, por lo que han sido recomendadas para restaurar áreas degradadas en climas áridos a semiáridos (Moreno-Calles & Casas, 2010; Purata et al., 1999; Rodríguez-Sauceda et al., 2019; Sandoval-Martínez et al., 2022). En este estudio, calibramos los SDM de esas especies bajo el clima actual y los transferimos a los escenarios de cambio climático que podrían ocurrir durante este siglo. Después, empleamos el enfoque experimental propuesto anteriormente para evaluar si los SDM proporcionan predicciones confiables sobre las probabilidades de ocurrencia futuras de estas especies. Debido a la elevada tolerancia a la sequía de *V. pennatula y N. laevigata*, planteamos la hipótesis de que ambas especies deberían ser candidatas adecuadas para restaurar ecosistemas áridos y semiáridos, tanto en el clima actual como en el clima futuro.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Modelos de distribución de *V. pennatula* y *N. laevigata*

Calibrar SDM consiste en determinar si los puntos de ocurrencia georreferenciados de las especies se relacionan con la distribución espacial de un conjunto de variables ambientales. De esta manera, los SDM estiman las probabilidades de ocurrencia de las especies a través del espacio geográfico, asignando valores de probabilidad más altos a aquellas unidades espaciales donde las condiciones ambientales coinciden con los requisitos de su nicho (Soberón & Peterson, 2004). Aunque los datos de ocurrencia debieran incluir tanto ausencias como presencias de las especies, las ausencias comúnmente no están disponibles y, por lo tanto, los SDM generalmente se calibran con algoritmos informáticos

que se basan únicamente en presencias (Peterson et al., 2011). El trasfondo ambiental de los SDM está determinado por capas bioclimáticas que indican los valores actuales de esas variables derivados de datos históricos de temperatura y precipitación en las diferentes unidades espaciales de una región (Phillips et al., 2017). Una vez que los SDM se calibran bajo el clima actual, pueden proyectarse sobre trasfondos ambientales definidos por los valores futuros de esas variables con objeto de predecir la distribución futura de hábitats climáticamente adecuados para las especies (Peterson et al., 2011).

En este estudio, utilizamos el portal en línea del Global Biodiversity Information Facility para recopilar presencias georreferenciadas de *V. pennatula* y *N. laevigata*. Los datos de ocurrencia de ambas especies cubrieron completamente sus rangos de distribución nativos (América del Norte y Central). Estos datos se visualizaron en el espacio geográfico y los registros ubicados dentro de los asentamientos humanos se eliminaron porque podrían constituir presencias subsidiadas (por ejemplo, los árboles ubicados en parques y jardines son regados y protegidos para asegurar su establecimiento y supervivencia) en vez de ocurrencias naturales determinadas por clima local (Hernández-Quiroz et al., 2018). Las capas bioclimáticas se obtuvieron de WorldClim, que proporciona los valores mundiales actuales de 19 variables bioclimáticas que son útiles para explicar la distribución de especies (Fick & Hijmans, 2017). Estas capas están disponibles a diferentes resoluciones espaciales (10, 5, 2.5 y 0.5 minutos por píxel), pero para calibrar los SDM elegimos una resolución espacial media-fina (2.5 minutos de arco ≈20 $km^2$ por píxel) porque las resoluciones más bajas o altas pueden ser demasiado gruesas (5 minutos de arco ≈40 $km^2$ por píxel) o demasiado finas (0.5 minutos de arco ≈1 km2 por píxel) como para ser útiles para planificar programas de restauración.

La extensión de las capas bioclimáticas se restringió a América del Norte y Central para optimizar la calibración de los SDM. Además, debido a que se han detectado cambios abruptos en los valores de algunas variables bioclimáticas entre áreas contiguas, verificamos estas discontinuidades en nuestro entorno geográfico (Booth, 2022). Para ello, reclasificamos los píxeles de las capas bioclimáticas en centiles y visualizamos esta información sobre el espacio geográfico para buscar discontinuidades en los valores de las 19 variables bioclimáticas. Al no detectarse discontinuidades para ninguna de estas variables, se utilizaron las capas bioclimáticas como las proporciona WorldClim.

La calibración de los SDM se realizó en MaxEnt 3.4 porque el algoritmo de máxima entropía de este programa genera modelos robustos solamente con datos de presencia de las especies (Phillips et al., 2017). Sin embargo, estos modelos pueden sobreestimar las probabilidades de ocurrencia de las especies si las unidades espaciales (pixeles) contienen más de un registro de ocurrencia (Elith et al., 2011). Para resolver este problema, buscamos registros de ocurrencia de las especies que estuvieran distanciados menos de 5 km entre ellos, ya que esta distancia se aproxima a la escala espacial de las capas bioclimáticas (2.5 minutos de arco por píxel). Cuando dos o más registros se agrupaban dentro de esta distancia, seleccionamos uno de ellos al azar y eliminamos el resto. Este proceso de depuración retuvo 119 puntos de ocurrencia para *V. pennatula* y 211 puntos de ocurrencia para *N. laevigata*. Debido a que los SDM también pueden sobreestimar las probabilidades de ocurrencia de las especies si se calibran con variables ambientales espacialmente autocorrelacionadas (Elith & Leathwick, 2009), utilizamos los valores bioclimáticos actuales asociados a los registros de cada especie para realizar pruebas de correlación de Spearman entre ellos. Estos análisis se realizaron de a pares para todas las combinaciones posibles de variables bioclimáticas, buscándose coeficientes de correlación superiores a 0.7. Cuando varias variables se correlacionaron a este nivel, retuvimos aquella con el mayor número de correlaciones con las demás. Esto resultó en un conjunto de seis variables bioclimáticas para cada especie. Cuatro de estas variables coincidieron entre especies (isotermalidad, precipitación del trimestre más húmedo del año, precipitación del trimestre más seco del año y precipitación del trimestre más frío del año) y dos variables fueron exclusivas de cada especie (*V. pennatula*: temperatura máxima del mes más cálido y temperatura mínima del mes más frío; *N. laevigata*: rango de temperatura anual y temperatura media del trimestre más cálido del año).

Para calibrar los SDM, programamos MaxEnt para seleccionar aleatoriamente el 75% de los datos de ocurrencia de cada especie como puntos de entrenamiento, mientras que el restante 25% de los datos se usaron como puntos de prueba para determinar la precisión con que los modelos estiman las probabilidades de ocurrencia actuales de las especies. Para ello, utilizamos curvas características operativas del receptor (ROC por sus siglas en ingles de *receiver-operating characteristic*) que indican la fracción de puntos de prueba clasificados correctamente por el modelo calibrado con puntos de entrenamiento, mientras que el área bajo la curva (AUC por sus siglas en ingles de *area under curve*) indica la precisión de los

modelos. El AUC varía de 0 (cero) a 1 (uno) y supone que los SDM estiman con precisión las probabilidades de ocurrencia de las especies cuando este valor supera un umbral de 0.9 (Elith et al., 2006). Para cada especie, repetimos el procedimiento de calibración 100 veces con el algoritmo de remuestreo Bootstrap de MaxEnt para evitar posibles sesgos debido a la selección aleatoria de puntos de entrenamiento/prueba. Cuando se utiliza este procedimiento, MaxEnt integra automáticamente los resultados en un solo SDM y promedia los valores AUC para estimar la precisión de ese modelo integrado (Elith et al., 2011).

Los resultados de los SDM de *V. pennatula y N. laevigata* se visualizaron en la superficie continental de México como mapas de probabilidades de ocurrencia donde las unidades espaciales (píxeles) tomaron valores entre 0 (cero) y 1 (uno). Para simplificar la visualización de esa información, los píxeles del mapa se reclasificaron en cuatro categorías utilizando los siguientes criterios: (1) las unidades especiales con valores de probabilidad de ocurrencia inferiores a 0.1 se consideraron inadecuadas para la supervivencia de las especies, (2) las unidades especiales con valores de probabilidad entre 0.1 y 0.4 se consideraron poco adecuadas, (3) las unidades especiales con valores de probabilidad entre 0.4 y 0.7 se consideraron moderadamente adecuadas, y (4) las unidades especiales con valores de probabilidad superiores a 0.7 se consideraron altamente adecuadas. La validez de estos criterios se evaluó superponiendo los registros georreferenciados de los puntos de ocurrencia sobre los mapas reclasificados y se contó cuántos de ellos estaban contenidos en cada categoría. Para ambas especies, la mayor fracción de registros coincidió con hábitats altamente adecuados (47.9% para *V. pennatula* y 52.1% para *N. laevigata*), seguidos de hábitats moderadamente adecuados (36.1% para *V. pennatula* y 31.3% para *N. laevigata*) y hábitats poco adecuados (13.4% para *V. pennatula* y 13.3% para *N. laevigata*), mientras que la fracción más pequeña de registros se concentró en hábitats inadecuados (2.5% para *V. pennatula* y 3.3% para *N. laevigata*). Este procedimiento validó el uso de los criterios propuestos para clasificar las unidades espaciales. Todos los análisis geoespaciales descritos en esta y las siguientes secciones se realizaron en Quantum GIS 3.22 (https://www.qgis.org), mientras que los análisis estadísticos se realizaron en R 4.2 (https://www.r-project.org).

**Distribución futura de las especies**

Para predecir las probabilidades de ocurrencia futuras de *V. pennatula* y *N. laevigata* en México, Maxent fue programado para transferir los SDM calibrados en cada ejecución Bootstrap sobre capas bioclimáticas que estiman los valores futuros de esas variables, las que también se obtuvieron de WorldClim. Aunque WorldClim estima los valores futuros de las variables bioclimáticas a partir de diferentes modelos CMIP6, elegimos el modelo CanESM5 –*Canadian Earth System Model* version 5 (Swart et al., 2019)– porque es más sensible al aumento en las concentraciones de gases de efecto invernadero que otros modelos de circulación general (Meehl et al., 2020). Estas predicciones comprenden períodos sucesivos de 20 años (2041–2060, 2061–2080 y 2081–2100) en los que el clima se estima en cuatro niveles de forzamiento radiativo (2.6, 4.5, 7.0 y 8.5 $W/m^2$). De esta manera, los SDM calibrados bajo el clima actual se transfirieron a doce escenarios de cambio climático (tres períodos de tiempo con cuatro niveles de forzamiento radiativo cada uno). Los resultados de estos procesos se integraron en un solo mapa de probabilidades de ocurrencia para cada escenario de cambio climático y se visualizaron sobre México utilizando las cuatro categorías descritas anteriormente para clasificar las unidades espaciales. Después de cada ejecución Bootstrap, se realizó un análisis multivariado de superficie de similitud ambiental (MESS por sus siglas en ingles de *multivariate environmental similarity surface*) para evaluar la confiabilidad predictiva de los SDM. Estos análisis asignan valores negativos a áreas que, en el futuro, podrían ser climáticamente disimilares en relación con el clima actual, mientras que asignan valores positivos a aquellas que serían climáticamente similares. De esta manera, se comparan los valores actuales y futuros de las variables bioclimáticas en cada unidad espacial de la región objetivo para identificar áreas donde el clima se volverá inadecuado para las especies, es decir, sitios donde los valores climáticos ya no coincidirán con los requisitos de su nicho. Por lo tanto, la confiabilidad predictiva de los SDM disminuye a medida que aumenta la superposición entre las unidades espaciales (pixeles) donde se predice la presencia de la especie y áreas con valores MESS negativos (Elith et al., 2010). Siguiendo este razonamiento, superpusimos el resultado del análisis MESS realizado para cada escenario de cambio climático sobre el mapa de probabilidad de ocupación del hábitat correspondiente. Posteriormente, calculamos el porcentaje de superposición entre áreas MESS inadecuadas (valores negativos) y unidades espaciales donde se predice la presencia

de la especie (píxeles con probabilidades de ocurrencia superiores a 0.1), asumiendo que los aumentos en este valor son indicativos de errores de predicción más grandes.

Una vez que los SDM de *V. pennatula* y *N. laevigata* fueron calibrados y transferidos a escenarios de cambio climático, evaluamos si estas especies arbóreas, mantendrán o disminuirán sus probabilidades de ocurrencia en México. Para ello, generamos mil coordenadas geográficas aleatorias en la superficie continental de este país y las superpusimos en los mapas de ocupación de hábitats para extraer las probabilidades de ocurrencia actuales y futuras de las especies. Esta información se utilizó para realizar un análisis de regresión lineal simple para cada escenario de cambio climático, donde las probabilidades de ocurrencia futuras se incluyeron como variable de respuesta y las probabilidades de ocurrencia actuales como variable predictiva. Estos análisis se realizaron bajo la hipótesis nula de que, si el cambio climático no afecta la distribución de las especies, los valores de estas dos variables deben concurrir en todo el espacio geográfico. En consecuencia, el intercepto de la función de regresión ($\beta_0$) no debería diferir de 0 (cero) y su pendiente ($\beta_1$) no debiera diferir de 1 (uno). Para probar esta hipótesis, se estimaron $\beta_0$ y $\beta_1$ con el método de mínimos cuadrados y se compararon con sus valores teóricos ($\beta_0 = 0$ y $\beta_1 = 1$) usando pruebas *t* para una muestra (Zar, 2010).

**Experimentos de reclutamiento en campo**

Los experimentos dirigidos a validar el uso de SDM para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos se llevaron a cabo en Sierra de Álvarez, Estado de San Luis Potosí, México. Nos centramos en esta región porque las especies objeto eran elementos muy conspicuos en los bosques secos que originalmente cubrían los valles intermontanos (Rzedowski, 1966), pero la mayoría de estos ecosistemas fueron reemplazados por campos agrícolas durante el siglo pasado (Reyes-Hernández, 2019). Para los experimentos, seleccionamos un campo agrícola recientemente abandonado de 5.9 ha (21°58’31” N, 100°22’51” W, 1305 m) donde ambas especies coexisten. Es importante señalar que el sitio se seleccionó antes de calibrar los SDM para evitar sesgar los resultados.

El clima en esta región es semiárido con una marcada temporada de lluvias entre julio y noviembre (García, 2004). La estación climática más cercana del Servicio Meteorológico

Nacional de México, ubicada a 4.3 km al norte del sitio experimental, reporta normales anuales (promedios de los últimos 30 años) de 20.6 °C para la temperatura media del aire y de 798.0 mm para la precipitación total (consultado el 05 de junio de 2019 en https://smn.conagua.gob.mx). En las coordenadas geográficas del sitio experimental, las diferencias entre estas normales anuales y los valores predichos por CanESM5 para los diferentes escenarios de cambio climático indican aumentos en la temperatura y disminuciones en la precipitación, donde estos cambios se intensificarán conforme aumente el forzamiento radiativo y avance el tiempo hacia finales del siglo XXI (Tabla 2.1).

**Tabla 2.1.** Aumentos netos en la temperatura media anual del aire (ΔT) y disminuciones porcentuales en la precipitación anual (ΔP) pronosticados por el modelo de cambio climático CanESM5 en las coordenadas geográficas del sitio experimental en los diferentes escenarios de cambio climático (tres períodos de tiempo con cuatro niveles de forzamiento radiativo cada uno). Los valores promedio actuales de estas dos variables se utilizaron como referencia para calcular las diferencias y los signos antes de los números indican la dirección de los cambios (+ = aumento; - = disminución). Las diferencias significativas entre los valores teóricos y los calculados entre las unidades controles y las unidades de SCC se indican con un asterisco (pruebas t de una muestra crítica α = 0.05).

| Periodo de tiempo | Forzamiento radiativo | ΔT (°C) | ΔP (%) |
|---|---|---|---|
| **2041-2060** | 2.6 $W/m^2$ | +1.9* | -18.9 |
| | 4.5 $W/m^2$ | +2.4 | -18.4 |
| | 7.0 $W/m^2$ | +2.9* | -20.4* |
| | 8.5 $W/m^2$ | +3.1* | -20.6* |
| **2061-2080** | 2.6 $W/m^2$ | +2.1* | -18.7 |
| | 4.5 $W/m^2$ | +3.0* | -18.4 |
| | 7.0 $W/m^2$ | +4.2* | -22.8* |
| | 8.5 $W/m^2$ | +4.7* | -23.3* |
| **2081-2100** | 2.6 $W/m^2$ | +2.0* | -19.5* |
| | 4.5 $W/m^2$ | +3.5* | -20.2* |
| | 7.0 $W/m^2$ | +5.6* | -27.8* |
| | 8.5 $W/m^2$ | +6.7* | -27.8* |

Las semillas para los experimentos se obtuvieron cosechando frutos maduros (vainas) de árboles adultos ubicados en los alrededores del sitio seleccionado. Las vainas se recolectaron en febrero-mayo de 2019 y se llevaron al laboratorio para liberar sus semillas. Como las semillas de leguminosas silvestres suelen estar parasitadas por larvas de gorgojos (Rodríguez-Trejo, 2021), las colocamos en recipientes con agua para realizar la prueba de flotación y separar las semillas viables de aquellas infestadas por insectos –las semillas que flotan son inviables porque los gorgojos dejan cavidades de aire a medida que consumen los cotiledones y los embriones (Gribko & Jones, 1995). Después de esta prueba, las semillas viables se secaron con toallas de papel, obteniéndose más de 3000 semillas. Como ambas especies producen semillas ortodoxas con latencia física –es decir, las semillas están

cubiertas por capas de células en empalizada que impiden el intercambio de gas y agua con el ambiente externo (Baskin et al., 2000)– las conservamos en bolsas de papel a temperatura ambiente (~20 °C) hasta su uso en los experimentos. Debido a su latencia, algunos autores han propuesto que las semillas de estas especies requieren de escarificación química o mecánica para aumentar los porcentajes de germinación (Cervantes et al., 1996; Morales-Domínguez et al., 2019), pero algunos otros autores han demostrado que esto no es una condición necesaria para su germinación (Flores & Jurado, 1998; Purata et al., 1999). De hecho, un estudio reciente ha demostrado que la escarificación de semillas con latencia física puede reducir la germinación cuando se siembran en condiciones de mayor aridez, como las simuladas en este estudio (Sandoval-Martínez et al., 2022). Por estas razones, las semillas utilizadas en los experimentos que se describen a continuación no fueron escarificadas.

En junio del 2019, en el sitio experimental se seleccionaron aleatoriamente diez puntos espaciados a 20 m entre sí para establecer unidades experimentales de simulación de cambio climático (de aquí en adelante, unidades de SCC), en las cuales se aumentó la temperatura y se disminuyó la precipitación. La temperatura en las unidades de SCC se incrementó con cámaras de techo abierto hexagonales (OTC por sus siglas en ingles de *open top chambers*; Marion et al., 1997)– construidas con paneles trapezoidales (122 cm en la base, 88 cm en la parte superior) de acrílico transparente de 3 mm de espesor (Figura 2.1). Por otro lado, la precipitación en estas unidades se redujo con refugios de lluvia (Yahdjian & Sala, 2002) que consistían en cinco canaletas de policarbonato transparente en forma de U, de 10 cm de ancho y 2 mm de espesor, sostenidas equidistantemente sobre marcos metálicos (250 cm por lado, 120 cm de altura) con una pendiente de 10° entre lados para permitir el drenaje de lluvia fuera de la unidad experimental (Figura 2.1). La eficiencia de estas estructuras para simular las condiciones del cambio climático ha sido probada en experimentos previos realizados en áreas deforestadas de Sierra de Álvarez, que indicaron que las cámaras de techo abierto aumentan la temperatura del aire entre 1.5 y 3.0 °C, mientras los refugios de lluvia de cinco canaletas la reducen entre un 15-20% (Badano et al., 2018; Badano & Sánchez-Montes de Oca, 2022). Por cada parcela SCC se instaló una unidad experimental control bajo el clima actual, la cual se ubicó a 5 m de distancia en una dirección aleatoria. Estas unidades únicamente se cercaron con malla de alambre (apertura de 13 mm) para evitar el acceso de depredadores de semillas y plántulas (Figura 2.1). La mitad de las

unidades de SCC y controles se asignaron aleatoriamente a cada especie (cinco unidades experimentales de cada tratamiento climático por especie).

Las semillas se sembraron el 04 de julio de 2019. Para ello, aflojamos los primeros 5 cm de suelo con palas y sembramos 50 semillas de las especies correspondientes dentro de cada unidad experimental. Los lugares de siembra se marcaron con estacas numeradas y se monitoreó la emergencia y establecimiento de las plántulas cada 21 días hasta el 05 de junio de 2020 (336 días). Para determinar qué escenario de cambio climático se alcanzó dentro de las parcelas de SCC, en el centro de todas las unidades experimentales (20 cm sobre el suelo) instalamos sensores automatizados (HOBO U23 Pro v2, Onset Computer Corporation, USA) que midieron la temperatura del aire cada hora (Figura 2.1). Complementariamente, en el centro de seis parcelas de SCC y seis controles (tres unidades experimentales de cada tratamiento climático por especie), se instalaron pluviómetros automatizados (HOBO RG3-M, Onset Computer Corporation, USA) que midieron la precipitación en cada evento de lluvia (Figura 2.1).

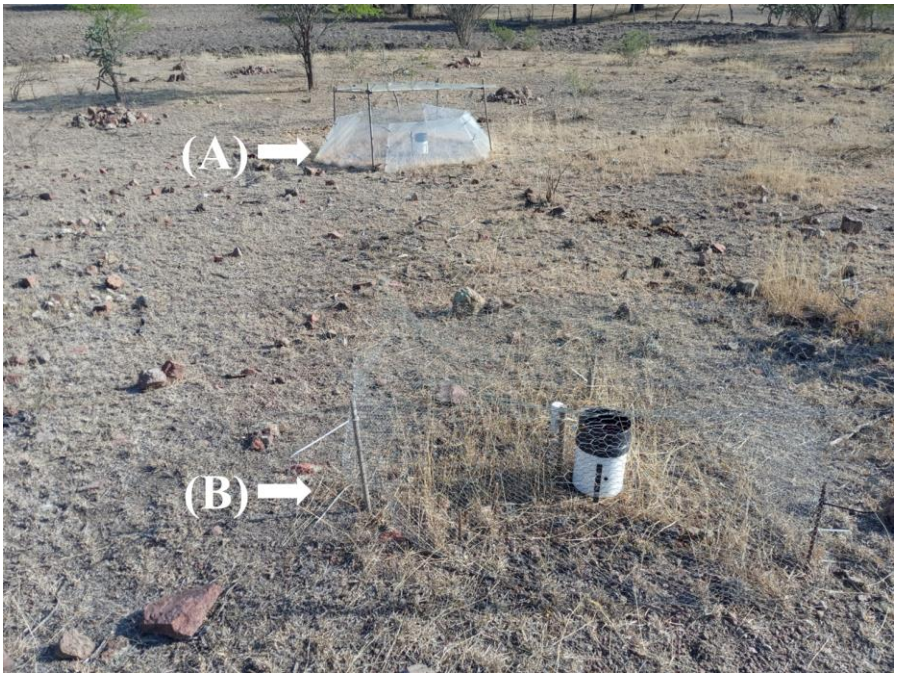



**Figura 2.1.** Unidades experimentales que se instalaron en campo. En la figura se muestra una parcela SCC que consta de una cámara de techo abierto y un refugio contra la lluvia (A), así como un control cercado con malla de alambre (B). Los dispositivos dentro de las unidades experimentales son sensores climáticos automatizados para medir la temperatura y la precipitación.

Una vez finalizados los experimentos, los valores de temperatura registrados por cada sensor se promediaron en intervalos de tiempo de 21 días y los valores registrados por los pluviómetros se acumularon durante esos mismos períodos de tiempo. Estas variables se compararon entre tratamientos climáticos a lo largo del tiempo con ANDEVA de medidas repetidas de una vía. Además, para determinar qué escenario de cambio climático se simuló en el experimento, calculamos las diferencias de temperatura y precipitación entre cada parcela SCC y su control. Estas diferencias empíricas se compararon con pruebas *t* de una muestra con las diferencias teóricas calculadas entre las normales climáticas y los escenarios de cambio climático obtenidos de las capas bioclimáticas (Tabla 2.1). En estos análisis, asumimos que el escenario de cambio climático alcanzado en las parcelas SCC fue aquel cuyas diferencias teóricas coincidían con las diferencias empíricas (es decir, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas).

Para determinar si las respuestas de reclutamiento de *V. pennatula* y *N. laevigata* diferían entre tratamientos climáticos, calculamos las tasas de emergencia y establecimiento de plántulas sobre intervalos de tiempo de 21 días utilizando el método de Kaplan-Meier (Kaplan & Meier, 1958). Las tasas de emergencia se estimaron considerando todas las semillas sembradas en las unidades experimentales, mientras que las tasas de establecimiento solo consideraron las semillas que dieron origen a plántulas. Estos valores se compararon entre tratamientos climáticos con pruebas de Gehan-Wilcoxon (Kleinbaum & Klein, 2005). Posteriormente, utilizamos los SDM para estimar las probabilidades de ocurrencia actuales y futuras de *V. pennatula* y *N. laevigata* en las coordenadas geográficas del sitio experimental y aquellas que tendrían en el escenario de cambio climático simulado en las unidades de SCC. Esto respaldaría el uso de SDM para desarrollar programas de restauración forestal adaptativos al clima si las probabilidades de ocurrencia futuras de las especies coinciden con sus respuestas de reclutamiento en el experimento de campo, lo que ocurriría en las siguientes tres situaciones: (1) si los SDM predicen mayores probabilidades de ocurrencia en condiciones de cambio climático, sus tasas de reclutamiento deberían ser más altas dentro de las parcelas SCC que en los controles; (2) si los SDM predicen menores probabilidades de ocurrencia en condiciones de cambio climático, sus tasas de reclutamiento deberían ser más altas en los controles que en las parcelas SCC; y (3) si los SDM predicen que las probabilidades de ocurrencia bajo las condiciones climáticas actuales y de cambio climático

son similares, las tasas de reclutamiento deberían ser similares entre controles y parcelas SCC.

# RESULTADOS

### Probabilidades de ocurrencia actuales y futuras de las especies

Los valores AUC promedio de los SDM de *V. pennatula* y *N. laevigata* fueron superiores a 0.97, lo que indica que ambos modelos estiman con alta precisión la distribución actual de las especies en el espacio geográfico. Entre las seis variables bioclimáticas utilizadas para calibrar los SDM, la isotermalidad fue la variable con mayor porcentaje de contribución para explicar la varianza del modelo en ambas especies (62.8% para *V. pennatula* y 54,4% para *N. laevigata*). En el SDM de *V. pennatula*, siguieron la precipitación del trimestre más húmedo (11.8%), la precipitación del trimestre más frío (9.2%), la temperatura mínima del mes más frío (8.4%), la temperatura máxima del mes más cálido (3.9%) y la precipitación del trimestre más seco (3.8%). En el SDM de *N. laevigata*, siguieron la precipitación del trimestre más frío (21.6%), el rango anual de temperatura (15,4%), la precipitación del trimestre más húmedo (5.4%), la precipitación del trimestre más seco (2%) y la temperatura media del trimestre más cálido (1.2%). Los resúmenes de los resultados de MaxEnt que respaldan estos resultados se proporcionan en el repositorio digital Zenodo (https://doi.org/10.5281/zenodo.7211507).

El SDM de *V. pennatula* estimó que, bajo el clima actual, el 41.3% de la superficie continental de México proporciona hábitats adecuados para esta especie (Figura 2; Apéndice C). La mayor parte de esta superficie está compuesta por hábitats poco adecuados, mientras que una fracción pequeña de este país ofrece hábitats moderados y altamente adecuados para esta especie (Apéndice C). Este SDM generó predicciones altamente confiables de las probabilidades de ocurrencia de *V. pennatula* en todos los escenarios de cambio climático, ya que la superposición entre las unidades espaciales donde se predice la ocurrencia de la especie y las áreas MESS inadecuadas (valores negativos) siempre estuvo por debajo del 5% (Apéndice C). Se encontraron relaciones positivas entre las probabilidades de ocurrencia actuales y futuras de *V. pennatula* en todos los escenarios de cambio climático (Figura 2.2) y

los valores empíricos de $\beta_0$ y $\beta_1$ siempre difirieron de los valores teóricos esperados sin efectos del cambio climático (Tabla 2.2). Estas relaciones predijeron mayores probabilidades ocurrencia de *V. pennatula* en hábitats que hoy son inadecuados o poco adecuados, mientras que se predijeron disminuciones en sus probabilidades de ocurrencia en hábitats que actualmente son moderada o altamente adecuados. De hecho, como se estimaron valores $\beta_0$ más grandes y valores $\beta_1$ más pequeños para las funciones de regresión con mayor forzamiento radiativo y más tiempo, estas relaciones estarían indicando que los efectos previstos del cambio climático sobre las probabilidades de ocurrencia de *V. pennatula* aumentarían con mayores emisiones de gases de efecto invernadero (Figura 2.2, Tabla 2.2).

**Tabla 2.2.** Ordenadas ($\beta_0$ ± 95% C.I.) y pendientes ($\beta_1$ ± 95% C.I.) de las funciones de regresión lineal que describen las relaciones entre probabilidades de ocurrencia futura y actual de *V. pennatula* y *N. laevigata* en México. Los valores de ambos parámetros se proporcionan para las probabilidades de ocurrencia futura estimadas en los diferentes escenarios de cambio climático incluidos en este estudio (tres períodos de tiempo con cuatro niveles de forzamiento radiativo cada uno). Un asterisco al lado de las intersecciones y las pendientes indica que esos valores difieren estadísticamente de los valores teóricos (0 y 1, respectivamente) esperados si las probabilidades de ocurrencia futuras y actuales coinciden en todo el espacio geográfico (α = 0,05).

| ***Vachellia pennatula*** | **Período** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **2041-2060** | | **2061-2080** | | **2081-2100** | |
| **Forzamiento radiativo** | $\beta_0$ | $\beta_1$ | $\beta_0$ | $\beta_1$ | $\beta_0$ | $\beta_1$ |
| **2.6 W/m$^2$** | 0.019 (±0.005)* | 0.887 (±0.016)* | 0.018 (±0.005)* | 0.860 (±0.017)* | 0.015 (±0.005)* | 0.881 (±0.016)* |
| **4.5 W/m$^2$** | 0.024 (±0.005)* | 0.825 (±0.018)* | 0.027 (±0.006)* | 0.775 (±0.020)* | 0.026 (±0.006)* | 0.729 (±0.021)* |
| **7.0 W/m$^2$** | 0.024 (±0.005)* | 0.781 (±0.019)* | 0.029 (±0.006)* | 0.629 (±0.021)* | 0.031 (±0.006)* | 0.442 (±0.021)* |
| **8.5 W/m$^2$** | 0.026 (±0.006)* | 0.763 (±0.020)* | 0.030 (±0.006)* | 0.567 (±0.022)* | 0.033 (±0.006)* | 0.333 (±0.020)* |

| ***Neltuma laevigata*** | **Período** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **2041-2060** | | **2061-2080** | | **2081-2100** | |
| **Forzamiento radiativo** | $\beta_0$ | $\beta_1$ | $\beta_0$ | $\beta_1$ | $\beta_0$ | $\beta_1$ |
| **2.6 W/m$^2$** | -0.016 (±0.002)* | 1.051 (±0.006)* | -0.020 (±0.002)* | 1.049 (±0.005)* | -0.022 (±0.002)* | 1.041 (±0.007)* |
| **4.5 W/m$^2$** | -0.015 (±0.002)* | 1.049 (±0.007)* | -0.017 (±0.003)* | 1.066 (±0.007)* | -0.024 (±0.003)* | 1.065 (±0.010)* |
| **7.0 W/m$^2$** | -0.015 (±0.003)* | 1.076 (±0.009)* | -0.013 (±0.004)* | 1.076 (±0.009)* | -0.002 (±0.005) | 1.039 (±0.016)* |
| **8.5 W/m$^2$** | -0.015 (±0.003)* | 1.068 (±0.009)* | -0.012 (±0.004)* | 1.057 (±0.010)* | 0.008 (±0.005) | 0.958 (±0.016)* |

El SDM de *N. laevigata* estimó que el 57.9% de la superficie continental de México ofrece actualmente hábitats en los que esta especie puede desarrollarse (Figura 2.3, Apéndice C). La mayor fracción de esta superficie constituye hábitats poco adecuados, mientras que los hábitats moderada y altamente adecuados cubren fracciones más pequeñas (Apéndice C). En la mayoría de los escenarios de cambio climático se generaron predicciones altamente confiables de las probabilidades de ocurrencia *N. laevigata*, pero en dos de ellos la superposición entre unidades espaciales donde se predice la presencia de la especie y las

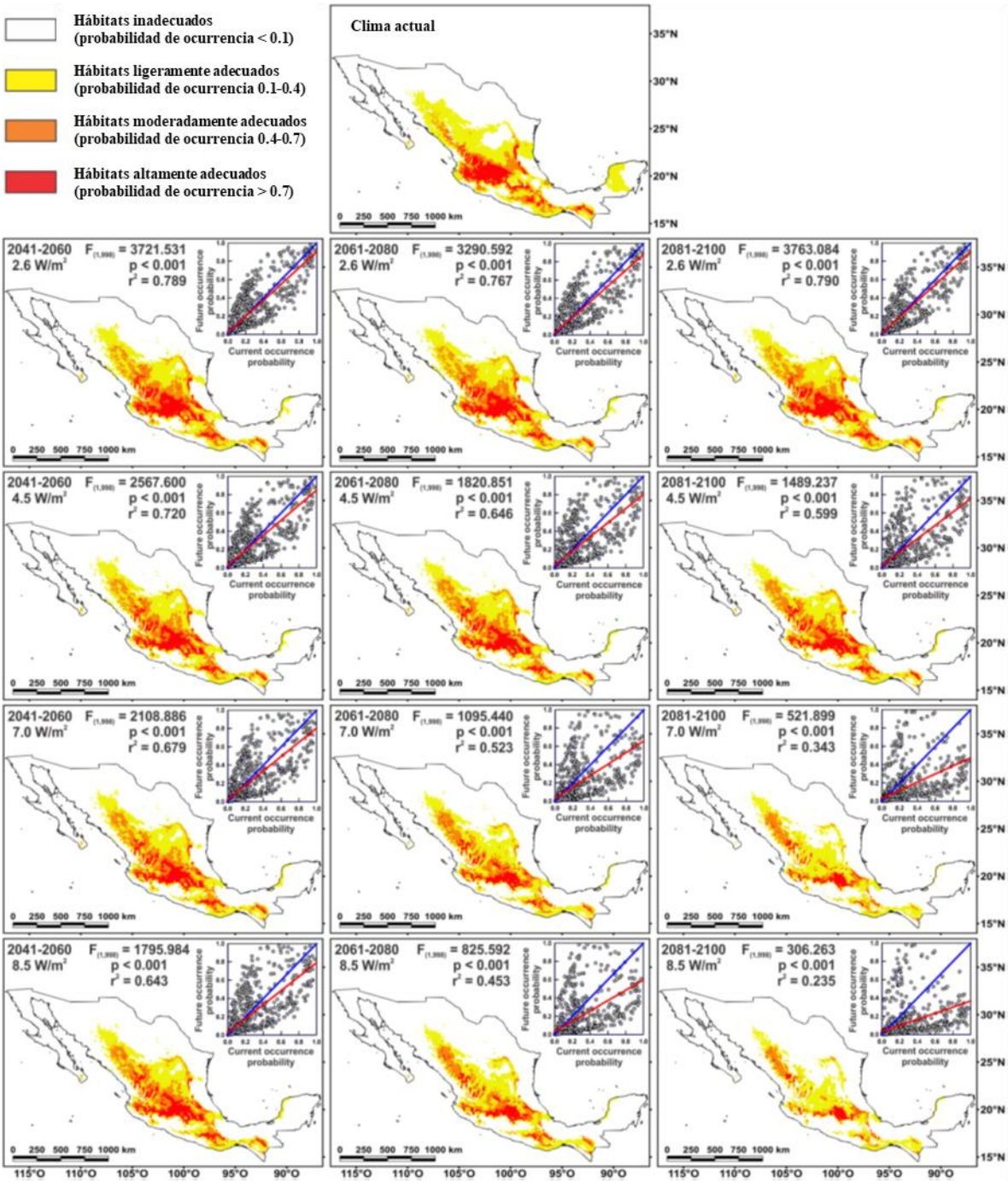



**Figura 2.2**. Expresión geográfica del SDM de *Vachellia pennatula* calibrado bajo el clima actual (panel superior). Debajo de ese mapa se proporciona la distribución prevista de hábitats inadecuados, poco adecuados, moderadamente adecuados y altamente adecuados en los diferentes escenarios de cambio climático (tres períodos de tiempo con cuatro niveles de forzamiento radiativo cada uno). Las relaciones lineales entre probabilidades de ocurrencia futuras y actuales, y los resultados estadísticos de estos análisis, se muestran en cada panel (línea azul: curva de regresión teórica con $\beta_0 = 0$ y $\beta_1 = 1$; línea roja = curva de regresión empírica). Mapas interactivos optimizados para Google Earth están disponibles en el repositorio Zenodo (https://doi.org/10.5281/zenodo.7211507).

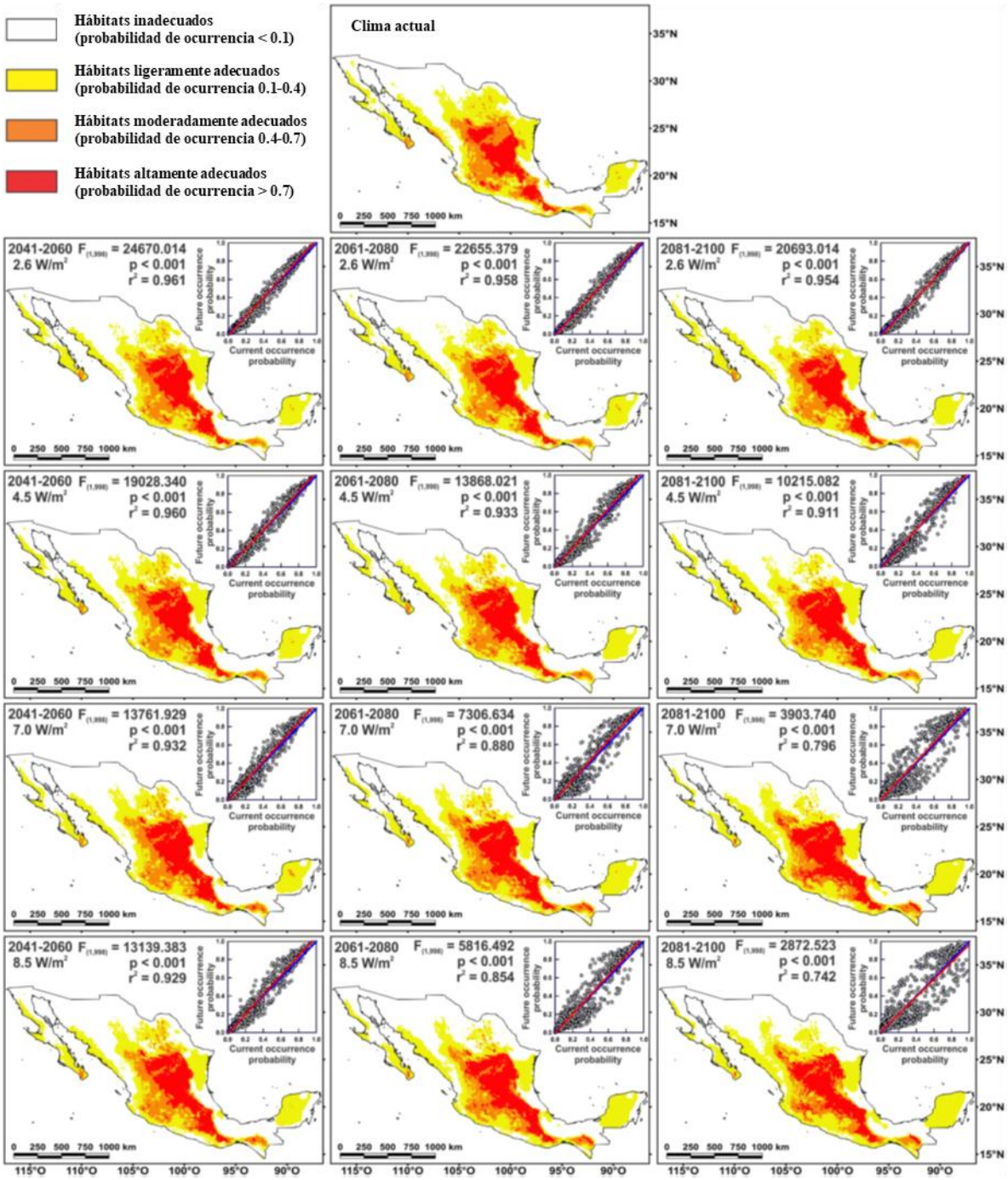



**Figura 2.2**. Expresión geográfica del SDM de *Neltuma laevigata* calibrado bajo el clima actual (panel superior). Debajo de ese mapa se proporciona la distribución prevista de hábitats inadecuados, poco adecuados, moderadamente adecuados y altamente adecuados en los diferentes escenarios de cambio climático (tres períodos de tiempo con cuatro niveles de forzamiento radiativo cada uno). Las relaciones lineales entre probabilidades de ocurrencia futuras y actuales, y los resultados estadísticos de estos análisis, se muestran en cada panel (línea azul: curva de regresión teórica con $\beta_0 = 0$ y $\beta_1 = 1$; línea roja = curva de regresión empírica). Mapas interactivos optimizados para Google Earth están disponibles en el repositorio Zenodo (https://doi.org/10.5281/zenodo.7211507).

áreas MESS inadecuadas superó el 5% (Apéndice C). Estas excepciones fueron las estimaciones a largo plazo (período 2081-2100) con niveles elevados de forzamiento radiativo (7,0 y 8,5 W/m$^2$), donde la confiabilidad del SDM para predecir las probabilidades de ocurrencia de *N. laevigata* fue mucho menor que en otros escenarios de cambio climático. Las probabilidades de ocurrencia actuales y futuras de esta especie se relacionaron positivamente en todos los escenarios de cambio climático (Figura 2.3) y, en la mayoría de ellos, los valores empíricos de $\beta_0$ y $\beta_1$ difirieron de sus valores teóricos (Tabla 2.2). A diferencia de *V. pennatula*, estas relaciones predijeron menores probabilidades de ocurrencia de *N. laevigata* en unidades espaciales que actualmente son inadecuadas o poco adecuadas para la especie, pero predijeron aumentos en esos valores en unidades espaciales que actualmente son moderada o altamente adecuadas. También se predijo que estos efectos del cambio climático aumentarían con el tiempo y el forzamiento radiativo (Figura 2.3; Tabla 2.2).

**Experimentos de reclutamiento de las especies en campo**

La temperatura del aire promedio en las parcelas SCC fue 24.167 °C (±0.256 I.C. 95%), mientras que en los controles fue 21.857 °C (±0.213 I.C. 95%). Se encontraron diferencias significativas entre estos valores ($F_{(1,18)} = 185.083$, $p < 0.001$), pero la temperatura varió con el tiempo ($F_{(15,270)} = 3460.381$, $p < 0.001$) e interactuó con los niveles del tratamiento climático ($F_{(15,270)} = 2.946$, $p < 0.001$). Esto ocurrió porque las OTC indujeron mayores aumentos de temperatura en las parcelas SCC durante los períodos más cálidos que durante los períodos más fríos (Figura 2.4). La precipitación también difirió entre tratamientos climáticos ($F_{(1,10)} = 466.054$, $p < 0.001$), con un promedio de 588.133 mm (±6.945 I.C. 95%) en las parcelas SCC y 712.900 mm (±8.948 I.C. 95%) en los controles. Aunque los refugios de lluvia disminuyeron las precipitaciones, sus efectos variaron con el tiempo ($F_{(15,150)} = 64730.890$, $p < 0.001$) e interactuaron con los tratamientos climáticos ($F_{(15,150)} = 451.291$, $p < 0.001$). Estos efectos interactivos ocurrieron porque los refugios de lluvia excluyeron más agua de las unidades de SCC durante la temporada de lluvias que durante la estación seca (Figura 2.4).

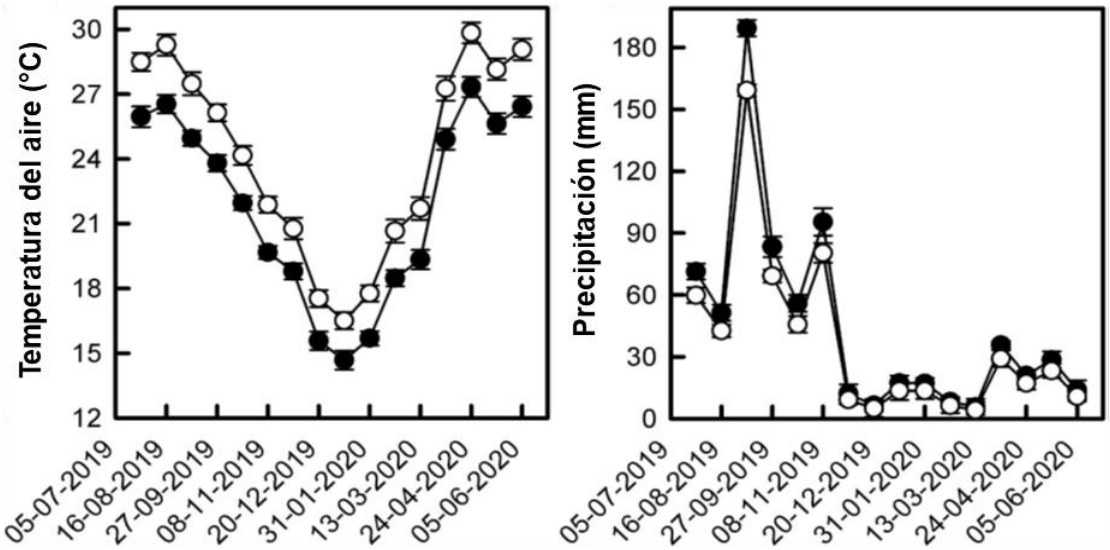



**Figura 2.4.** Temperatura promedio del aire y precipitación acumulada (±95% I.C.) registradas con sensores climáticos en los controles (símbolos negros) y en las parcelas SCC (símbolos blancos) en períodos de tiempo de 21 días.

La diferencia en la temperatura promedio del aire entre parcelas SCC y controles fue 2.310 °C (±0.124 I.C. 95%). Este valor coincidió con el aumento teórico en la temperatura anual predicho por el modelo CanESM5 a 4.5 W/m$^2$ de forzamiento radiativo para el período 2041-2060 (Tabla 2.1). La diferencia promedio en precipitación entre tratamientos climáticos fue de -17.489% (±1.201 I.C. 95%) y coincidió con las disminuciones teóricas predichas a 4.5 W/m$^2$ de forzamiento radiativo en el período 2041-2060, así como con los esperados a 2.6 y 4.5 W/m$^2$ de forzamiento radiativo en el período 2061-2080 (Tabla 2.1). Dado que las diferencias en temperatura y precipitación alcanzadas con las OTC y refugios de lluvia, respectivamente, solo coincidieron con las condiciones climáticas esperadas a 4.5 W/m$^2$ de forzamiento radiativo para el período 2041-2060, se concluye que ese fue el escenario de cambio climático simulado en las parcelas SCC.

En este escenario de cambio climático, el SDM de *V. pennatula* predijo que su probabilidad ocurrencia en las coordenadas geográficas del sitio experimental disminuirá (valor actual = 0.674 vs. valor futuro = 0.422; diferencia entre probabilidades = -0.252). Por otro lado, el SDM de *N. laevigata* predijo una diferencia mucho menor entre la probabilidad de ocurrencia actual y futura (valor actual = 0.811 vs. valor futuro = 0.768; diferencia entre probabilidades = -0,042). En correspondencia con estas diferencias, los resultados de los experimentos de campo (Figura 2.5) indicaron que las tasas de emergencia y establecimiento

de plántulas de *V. pennatula* fueron significativamente menores en las parcelas SCC que en los controles (emergencia de plántulas: chi-cuadrada = 3.701, D.F. = 1, $p < 0.001$; establecimiento de plántulas: chi-cuadrada = 4.311, D.F. = 1, $p < 0.001$), mientras que no se encontraron diferencias significativas para las tasas de emergencia y establecimiento de plántulas de *N. laevigata* entre tratamientos climáticos (emergencia de plántulas: chi-cuadrada = 3.732, D.F. = 1, $p = 0.140$; establecimiento de plántulas: chi-cuadrada = 4.311, D.F. = 1, $p = 0.175$).

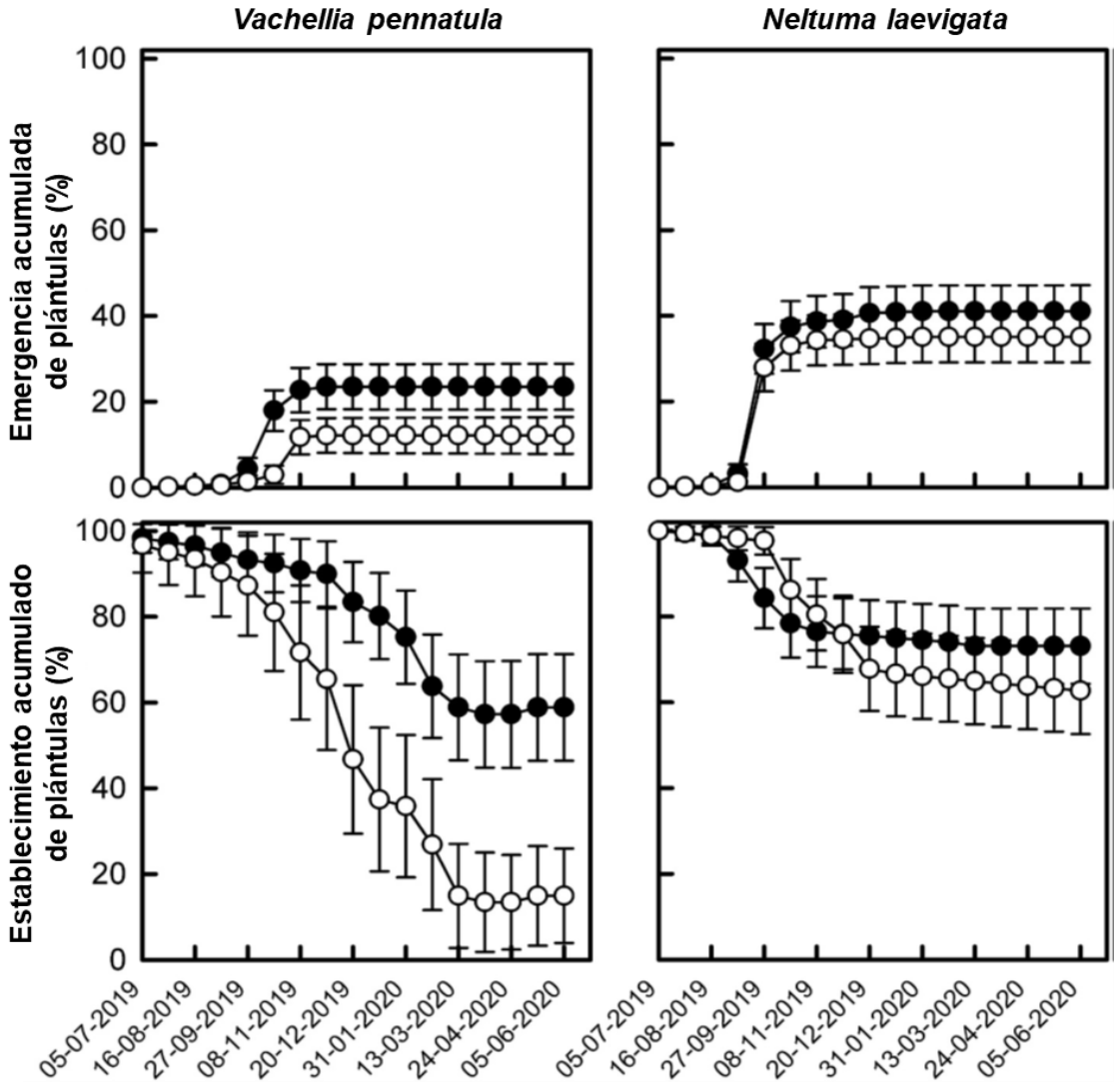



**Figura 2.5**. Tasas acumuladas de emergencia y establecimiento de plántulas en intervalos de 21 días (±95% I.C.) de *V. pennatula* (paneles izquierdos) y *N. laevigata* (paneles derechos) en los controles (símbolos negros) y parcelas SCC (símbolos blancos) del experimento de campo.

# DISCUSIÓN

Nuestro estudio demuestra que los SDM brindan información importante para diseñar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos. Esto se debe a que los modelos generados permitieron evaluar si *V. pennatula* y *N. laevigata* sobrevivirán en condiciones de cambio climático. En este estudio nos enfocamos en dos especies leguminosas pioneras altamente recomendadas para restaurar áreas degradadas en climas secos de Mesoamérica (Moreno-Calles & Casas, 2010; Purata et al., 1999; Rodríguez-Sauceda et al., 2019; Sandoval-Martínez et al., 2022), pero esta aplicación de la perspectiva biogeográfica se puede extender a otras especies para restaurar otros ecosistemas. Sin embargo, antes de empezar a reintroducir especies en esos sitios, se recomienda validar las predicciones de los SDM con experimentos de campo, como los desarrollados aquí, para determinar si las especies también reclutarán bajo las condiciones futuras de temperatura y precipitación.

Los SDM indicaron que *V. pennatula* y *N. laevigata* son diferencialmente sensibles a las condiciones de mayor aridez que se prevén en México debido al cambio climático y, en consecuencia, el uso potencial de estas especies para desarrollar programas de restauración climáticamente adaptativos también difiere. Al respecto, los SDM indicaron que la disponibilidad de hábitats moderada y altamente adecuados para la supervivencia de *V. pennatula* se reducirá en el futuro, pronosticando además que estos efectos negativos se intensificarán con crecientes concentraciones de gases de efecto invernadero. Por lo tanto, el riesgo de extinción de *V. pennatula* se incrementará progresivamente durante este siglo y, por esta razón, se debe reconsiderar cuidadosamente el uso de esta especie para restaurar sitios secos en México. Por el contrario, la disponibilidad de hábitats moderada y altamente adecuados para *N. laevigata* aumentaría en la mayoría de los escenarios de cambio climático, pronosticándose también que sus probabilidades de ocurrencia aumentarían en aquellos sitios donde la especie ya está presente. Esto lleva a proponer que *N. laevigata* sobrevivirá en condiciones más áridas y, por lo tanto, su uso en programas de restauración debiera mantenerse en climas áridos y semiáridos. Otros estudios con perspectiva biogeográficas han llegado a conclusiones similares, ya sea por predecir disminuciones o aumentos en la disponibilidad de hábitats adecuados para especies arbóreas después de proyectar sus SDM sobre escenarios de cambio climático (Aguilar-Soto et al., 2015; Cruz-Cárdenas et al., 2016; Fatemi et al., 2018; Gómez-Mendoza & Arriaga, 2007; Mclaughlin & Zavaleta, 2012; Zhang

et al., 2022) y, además, investigaciones realizadas previamente también han propuesto que esas predicciones son útiles para tomar decisiones dirigidas a conservar, gestionar y restaurar los ecosistemas frente a condiciones ambientales futuras (Dyderski et al., 2018; Mair et al., 2017; Tiansawat et al., 2022). Sin embargo, hasta donde sabemos, nuestro estudio constituye el primer intento de validar estas predicciones con experimentos de campo para hacerlas aplicables a las primeras etapas del ciclo de vida de las especies vegetales.

Validar experimentalmente las predicciones de los SDM sobre la distribución futura de hábitats adecuados para las especies es fundamental para desarrollar programas de restauración climáticamente adaptativos. Esto es porque esas modelaciones sólo permiten estimar la probabilidad que tienen los diferentes hábitats de una región de contener los nichos climáticos de las especies –la fracción de sus nichos fundamentales comprendidos por las condiciones climáticas que permiten la supervivencia de los individuos, sin considerar las interacciones con otras especies (Soberón, 2007)– pero que no indican si esos hábitats contienen el nicho de regeneración climática de las especies –el conjunto de condiciones climáticas que hacen posible la germinación de las semillas y el establecimiento de las plántulas, que generalmente más estrecho que el nicho climático de las especies (Mclaughlin & Zavaleta, 2012; Poorter, 2007). Consecuentemente, asumiendo que los enemigos naturales tienen efectos insignificantes sobre las especies y que estas no tienen limitaciones de dispersión, un SDM calibrado con variables bioclimáticas se limita a estimar sus probabilidades de supervivencia en el espacio geográfico (Barry & Elith, 2006; Soberón & Nakamura, 2009), pero no puede estimar sus probabilidades de reclutamiento porque esto requeriría calibrar el SDM con las variables bioclimáticas que comprenden su nicho de regeneración. Esta diferencia entre nichos fundamental y nicho de reclutamiento hace que la validación experimental de las predicciones de los SDM sea crítica si se usarán para diseñar estrategias de restauración. Esto es especialmente importante cuando los SDM se calibran con datos de presencia de especies recopilados de portales de biodiversidad en línea, como en nuestro caso, que informan principalmente registros georreferenciados de plantas en etapas adultas, mientras que los datos de individuos jóvenes, los que se requieren para modelar los nichos de regeneración, rara vez están disponibles (Ramírez-Albores et al., 2016).

En nuestro estudio, las OTC y los refugios de lluvia utilizados en las parcelas SCC de los experimentos de campo simularon las condiciones de cambio climático esperadas a corto plazo (período 2041-2060) bajo un nivel moderado de forzamiento radiativo (4.5 $W/m^2$). Para este escenario de cambio climático, el SDM de *V. pennatula* predijo que su probabilidad de ocurrencia disminuiría en las coordenadas geográficas del sitio experimental, en comparación con la que tiene bajo el clima actual. Esta predicción fue respaldada por los resultados de los experimentos, ya que tanto sus tasas de emergencia como de establecimiento fueron significativamente menores en las parcelas SCC que en los controles. Por otro lado, el SDM de *N. laevigata* indicó que la diferencia entre su probabilidad de ocurrencia actual y futura es casi insignificante, y los experimentos de campo también respaldaron esta predicción porque tuvo tasas de emergencia y establecimiento similares entre parcelas SCC y controles. No obstante, es importante señalar que los resultados de estos experimentos se obtuvieron en un solo punto del espacio geográfico durante sólo un año. Por lo tanto, podría cuestionarse su aplicabilidad en escalas espaciotemporales más grandes. Sin embargo, debido a que las especies tienden a conservar sus nichos fundamentales y de regeneración a lo largo del espacio y el tiempo –es decir, las alteraciones en sus requisitos de supervivencia y reclutamiento son poco comunes, por lo que las especies tienden a conservar su nicho (Wiens & Graham, 2005)– se podría suponer que estos resultados son aplicables a todo su rango de distribución de las especies, tanto en el clima actual como en escenarios de cambio climático.

Considerando este principio de conservación de nicho (Wiens et al., 2010), se supondría que el aumento de aridez que se espera en México a consecuencia del cambio climático reducirá la disponibilidad de hábitats que contengan el nicho climático y de reclutamiento de *V. pennatula*. Esto refuerza la sugerencia de que se debe restringir el uso de esta especie para restaurar ecosistemas áridos en México. Sin embargo, dado el elevado valor sociocultural que tiene *V. pennatula*, ya que este árbol es usado como fuente de materias primas y medicinas en las comunidades rurales (Purata et al., 1999), debería ser objeto de acciones de conservación en sitios donde el clima será adecuado para su establecimiento en el futuro. Por el contrario, nuestros resultados experimentales confirman que *N. laevigata* puede sobrevivir y reclutar en condiciones de mayor aridez y, por lo tanto, se debe continuar con su uso con fines de restauración. Este resultado es particularmente relevante para la restauración de áreas degradadas en climas áridos y semiáridos porque *N. laevigata* es un

árbol leguminoso cuyas raíces generan nódulos con bacterias fijadoras de nitrógeno, lo que aumenta la fertilidad del suelo y facilita el establecimiento de otras especies vegetales bajo sus doseles, impulsando así procesos de sucesión ecológica para la recuperación de la diversidad (Frias-Hernandez et al., 1999; Perroni-Ventura et al., 2006).

# DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

En los últimos años, las aproximaciones biogeográficas apoyadas en SDM basados en el clima se han convertido en herramientas muy utilizadas en investigaciones de conservación y de cambio climático (Miller, 2010; Porfirio et al., 2014). En el caso de las plantas, se ha demostrado que los modelos que evalúan la distribución de hábitats adecuados para la supervivencia de una especie en particular son útiles para estimar sus rangos de distribución actuales y futuros. La mayoría de estas investigaciones tienen el propósito de proveer una aproximación de la respuesta actual de las especies frente al clima y, de acuerdo con esas estimaciones, evaluar el riesgo que enfrentan ante el cambio climático para tomar decisiones de manejo y conservación. Los resultados de esta tesis demuestran que también pueden ser determinantes para propósitos de restauración ecológica, ya que permiten establecer si las especies nativas que actualmente son empleadas para restaurar ecosistemas degradados por acciones humanas seguirán siendo útiles en un futuro más cálido y seco. Además, proporcionan información de las regiones que, en un futuro, serán climáticamente favorables para que las especies. Nuestros hallazgos evidencian que el cambio climático tendrá efectos negativos en la mayoría de las especies nativas de México que actualmente se emplean para estos fines, ya que se reducirá su área de distribución potencial. En ese sentido, se debe poner énfasis en la conservación de esas especies para que, en el futuro, no se llegue a su extinción (Pacifici et al., 2015; Takolander et al., 2018; Thomas et al., 2004; Thuiller et al., 2005).

Los modelos de distribución pueden ser efectivamente validados con experimentos en campo, evaluando cómo las temperaturas más elevadas y condiciones más secas pueden afectar el nicho de regeneración de las especies para, en base en ello, promover o no la utilidad de una especie para la desarrollar programas de restauración. La congruencia entre nuestros SDM y los experimentos de campo resalta la necesidad de realizar análisis a profundidad de las posibles respuestas que pueden manifestar las especies vegetales frente al cambio climático antes de utilizarlas para recuperar vegetación en áreas degradadas. Esto porque, en la mayoría de las ocasiones, la selección de plantas para programas de restauración bajo el clima actual se basa en revisiones de literatura y opiniones de botánicos expertos, donde los SDM respaldan estas decisiones en la mayoría de los casos (Gastón et al., 2014).

Sin embargo, nuestro estudio indica que trasladar los SDM a escenarios de cambio climático y validar sus predicciones con experimentos de campo puede conducir a decisiones más confiables con miras al futuro, ya que el conocimiento sobre el comportamiento que tienen las especies bajo el clima actual puede no ser suficiente para garantizar la viabilidad de los programas de restauración en las próximas décadas.

Finalmente, es importante destacar que este estudio tiene una aproximación regional, enfocada en el estado de San Luis Potosí. De esta manera, los resultados obtenidos pueden ayudar a los tomadores de decisiones para planificar y desarrollar restauraciones ecológicas exitosas al mediano y largo plazo en esta entidad federativa, proveyéndose una lista de especies que podrían lidiar con las condiciones de mayor aridez que se esperan a consecuencia del cambio climático. Sobre esta base, también se debe mencionar que las dos especies con las cuales se validaron las predicciones de los SDM están presentes en el estado y, aunque la aproximación experimental empleada fue limitada debido a factores externos a esta investigación, la alta consistencia de los resultados de los experimentos de campo con las predicciones de los SDM permite suponer que las especies recomendadas para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos también es válida. Esto equivale a decir que, su reclutamiento en el futuro debiera comportarse como lo predicen sus SDM.

# BIBLIOGRAFÍA


Abram, N. J., McGregor, H. V., Tierney, J. E., Evans, M. N., McKay, N. P., Kaufman, D. S., Thirumalai, K., Martrat, B., Goosse, H., Phipps, S. J., Steig, E. J., Kilbourne, K. H., Saenger, C. P., Zinke, J., Leduc, G., Addison, J. A., Mortyn, P. G., Seidenkrantz, M. S., Sicre, M. A., … Von Gunten, L. (2016). Early onset of industrial-era warming across the oceans and continents. Nature, 536(7617), 411–418. https://doi.org/10.1038/nature19082

Aguilar-Soto, V., Melgoza-Castillo, A., Villarreal-Guerrero, F., Wehenkel, C., & Pinedo-Alvarez, C. (2015). Modeling the potential distribution of *Picea chihuahuana* Martínez, an endangered species at the Sierra Madre Occidental, Mexico. Forests, 6(3), 692–707. https://doi.org/10.3390/F603069

Alcalá-Jáuregui, J. A., López- Mendoza, Y., Rodríguez-Ortíz, J. C., Martínez-Carretero, E., Loredo-Osti, C., Hernández-Montoya, A., Filippini, M. F., & Velázquez-Rojas, Á. N. (2021). Diagnóstico del grado de fragilidad y calidad ecológica territorial como base de la determinación de estrategias de restauración. Multequina, 30(2), 275–284.

Almazroui, M., Islam, M. N., Saeed, F., Saeed, S., Ismail, M., Ehsan, M. A., Diallo, I., O'Brien, E., Ashfaq, M., Martínez-Castro, D., Cavazos, T., Cerezo-Mota, R., Tippett, M. K., Gutowski, W. J., Alfaro, E. J., Hidalgo, H. G., Vichot-Llano, A., Campbell, J. D., Kamil, S., … Barlow, M. (2021). Projected changes in temperature and precipitation over the United States, Central America, and the Caribbean in CMIP6 GCMs. Earth Systems and Environment 2021 5:1, 5(1), 1–24. https://doi.org/10.1007/S41748-021-00199-5

Aronson, E. L., & McNulty, S. G. (2009). Appropriate experimental ecosystem warming methods by ecosystem, objective, and practicality. Agricultural and Forest Meteorology, 149(11), 1791–1799. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.06.007

Ayebare, S., Plumptre, A. J., Kujirakwinja, D., & Segan, D. (2018). Conservation of the endemic species of the Albertine Rift under future climate change. Biological Conservation, 220, 67–75. https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2018.02.001

Badano, E. I. (2011). Conservation and restoration of Mexican forests in the global change scenario: a shared responsibility with multiple benefits. Madera y Bosques, 2(1), 45–61. https://doi.org/10.21829/myb.2011.1721145

Badano, E. I., Guerra-Coss, F. A., Gelviz-Gelvez, S. M., Flores, J., & Delgado-Sánchez, P. (2018). Functional responses of recently emerged seedlings of an endemic Mexican oak (Quercus eduardii) under climate change conditions. Botanical Sciences, 96(4), 582–597. https://doi.org/10.17129/botsci.1988

Badano, E. I., Pérez, D., & Vergara, C. H. (2009). Love of nurse plants is not enough for restoring oak forests in a seasonally dry tropical environment. Restoration Ecology, 17(5), 571–576. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00530.x

Badano, E. I., & Sánchez-Montes de Oca, E. J. (2022). Seed fate, seedling establishment and the role of propagule size in forest regeneration under climate change conditions. Forest Ecology and Management, 503, 119776. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119776

Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? Methods in Ecology and Evolution, 3(2), 327–338. https://doi.org/10.1111/J.2041-210X.2011.00172.X

Barnosky, A. D. (2015). Transforming the global energy system is required to avoid the sixth mass extinction. MRS Energy & Sustainability, 2(1), E10. https://doi.org/10.1557/MRE.2015.11

Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B., & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? Nature, 471(7336), 51–57. https://doi.org/10.1038/nature09678

Barry, S., & Elith, J. (2006). Error and uncertainty in habitat models. Journal of Applied Ecology, 43(3), 413–423. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01136.x

Baskin, J. M., Baskin, C. C., & Li, X. (2000). Taxonomy, anatomy and evolution of physical dormancy in seeds. Plant Species Biology, 15(2), 139–152. https://doi.org/10.1046/J.1442-1984.2000.00034.X

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. Ecology Letters, 15(4), 365–377. https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2011.01736.X

Birch, J. C., Newton, A. C., Aquino, C. A., Cantarello, E., Echeverría, C., Kitzberger, T., Schiappacasse, I., & Garavito, N. T. (2010). Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 107(50), 21925–21930. https://doi.org/10.1073/pnas.1003369107

Blakesley, D., Hardwick, K., & Elliott, S. (2002). Research needs for restoring tropical forests in Southeast Asia for wildlife conservation: framework species selection and seed propagation. New Forests, 24(3), 165–174. https://doi.org/10.1023/A:1021311700220

Booth, T. H. (2022). Checking bioclimatic variables that combine temperature and precipitation data before their use in species distribution models. Austral Ecology, 47(7), 1506–1514. https://doi.org/10.1111/AEC.13234

Bravo-Peña, L. C., Doode-Matsumoto, O. S., Castellanos-Villegas, A. E., & Espejel-Carbajal, I. (2010). Políticas rurales y pérdida de cobertura vegetal: Elementos para reformular instrumentos de fomento agropecuario relacionados con la apertura de praderas ganaderas en el noroeste de México. Región y Sociedad, 22, 3–35.

Canham, C. D., & Murphy, L. (2016). The demography of tree species response to climate: seedling recruitment and survival. Ecosphere, 7(8), e01424. https://doi.org/10.1002/ecs2.1424

Carotenuto, F., Di Febbraro, M., Melchionna, M., Castiglione, S., Saggese, F., Serio, C., Mondanaro, A., Passaro, F., Loy, A., & Raia, P. (2016). The influence of climate on species distribution over time and space during the late Quaternary. Quaternary Science Reviews, 149, 188–199. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01136.x

Cervantes, V., Carabias, J., & Vázquez-Yanes, C. (1996). Seed germination of woody legumes from deciduous tropical forest of southern Mexico. Forest Ecology and Management, 82(1–3), 171–184. https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03671-7

Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2012). Principles of terrestrial ecosystem ecology. In Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9

Chapin, F. S., Sala, O. E., Burke, I. C., Grime, J. P., Hooper, D. U., Lauenroth, W. K., Lombard, A., Mooney, H. A., Mosier, A. R., Naeem, S., Pacala, S. W., Roy, J., Steffen, W. L., & Tilman, D. (1998). Ecosystem consequences of changing biodiversity. BioScience, 48(1), 45–52. http://www.jstor.org/stable/1313227

Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. Science, 320(5882), 1458–1460. https://doi.org/10.1126/science.1155365

Chiabai, A., Travisi, C. M., Markandya, A., Ding, H., & Nunes, P. A. L. D. (2011). Economic assessment of forest ecosystem services losses: cost of policy inaction. Environmental and Resource Economics, 50(3), 405–445. https://doi.org/10.1007/S10640-011-9478-6

Christmas, M. J., Breed, M. F., & Lowe, A. J. (2015). Constraints to and conservation implications for climate change adaptation in plants. Conservation Genetics 2015 17:2, 17(2), 305–320. https://doi.org/10.1007/S10592-015-0782-5

Comes, H. P., & Kadereit, J. W. (1998). The effect of Quaternary climatic changes on plant distribution and evolution. Trends in Plant Science, 3(11), 432–438. https://doi.org/10.1016/s1360-1385(98)01327-2

Cook, B. I., Mankin, J. S., Marvel, K., Williams, A. P., Smerdon, J. E., & Anchukaitis, K. J. (2020). Twenty-first century drought projections in the CMIP6 forcing scenarios. Earth's Future, 8(6), e2019EF001461. https://doi.org/10.1029/2019EF001461

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. Global Environmental Change, 26(1), 152–158. https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2014.04.002

Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B. B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A. E., & Strassburg, B. B. N. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. Science Advances, 3(11). https://doi.org/10.1126/SCIADV.1701345/SUPPL_FILE/1701345_SM.PDF

Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Silva, J. T., Bernal-Santana, N., Estrada-Godoy, F., & López-Sandoval, J. A. (2016). Potential distribution model of Pinaceae species under climate change scenarios in Michoacán. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente, 22(2), 135–148. https://doi.org/10.5154/R.RCHSCFA.2015.06.027

Douterlungne, D., Cortés Martínez, G. M., Badano, E. I., Flores Cano, J. A., & Flores Rivas, J. D. (2018). Restoring oak forests on bare ground using topsoil translocation. Ecological Engineering, 120, 76–84. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.036

Dyderski, M. K., Paź, S., Frelich, L. E., & Jagodziński, A. M. (2018). How much does climate change threaten European forest tree species distributions? Global Change Biology, 24(3), 1150–1163. https://doi.org/10.1111/GCB.13925

Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M. M., Peterson, T. A., … Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography, 29(2), 129–151. https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x

Elith, J., Kearney, M., & Phillips, S. (2010). The art of modelling range-shifting species. Methods in Ecology and Evolution, 1(4), 330–342. https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2010.00036.x

Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 40, 677–697. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159

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(1), 43–57. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x

Elliott, S., Navakitbumrung, P., Kuarak, C., Zangkum, S., Anusarnsunthorn, V., & Blakesley, D. (2003). Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. Forest Ecology and Management, 184(1–3), 177–191. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00211-1

Erb, K. H., Lauk, C., Kastner, T., Mayer, A., Theurl, M. C., & Haberl, H. (2016). Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. Nature Communications, 7(1), 11382. https://doi.org/10.1038/ncomms11382

Fatemi, S. S., Rahimi, M., Tarkesh, M., & Ravanbakhsh, H. (2018). Predicting the impacts of climate change on the distribution of *Juniperus excelsa* M. Bieb. in the central and eastern Alborz Mountains, Iran. IForest, 11(5), 643. https://doi.org/10.3832/IFOR2559-011

Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, 37(12), 4302–4315. https://doi.org/10.1002/joc.5086

Flores, J., & Jurado, E. (1998). Germination and early growth traits of 14 plant species native to northern Mexico. The Southwestern Naturalist, 43(1), 40–46.

Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G. B., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. Science, 309(5734), 570–574. https://doi.org/10.1126/science.1111772

Forster, P. M., Maycock, A. C., McKenna, C. M., & Smith, C. J. (2019). Latest climate models confirm need for urgent mitigation. Nature Climate Change, 10(1), 7–10. https://doi.org/10.1038/S41558-019-0660-0

Frias-Hernandez, J. T., Aguilar-Ledezma, A. L., Olalde-Portugal, V., Balderas-Lopez, J. A., Gutierrez-Juarez, G., Alvarado-Gil, J. J., Castro, J. J., Vargas, H., Albores, A., Dendooven, L., & Miranda, L. C. M. (1999). Research note: soil characteristics in semiarid highlands of central Mexico as affected by mesquite trees (Prosopis laevigata). Arid Soil Research and Rehabilitation, 13(3), 305–312. https://doi.org/10.1080/089030699263339

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decleer, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. Restoration Ecology, 27(S1), S1–S46. https://doi.org/10.1111/REC.13035

García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana (5th ed.). Universidad Nacional Autónoma de México.

Garcia, L. C., Hobbs, R. J., Ribeiro, D. B., Tamashiro, J. Y., Santos, F. A. M., & Rodrigues, R. R. (2016). Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? Applied Vegetation Science, 19(4), 655–666. https://doi.org/10.1111/AVSC.12264

Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R. L., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A., & Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. Ecology Letters, 12(6), 561–582. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x

Gastón, A., García-Viñas, J. I., Bravo-Fernández, A. J., López-Leiva, C., Oliet, J. A., Roig, S., & Serrada, R. (2014). Species distribution models applied to plant species selection in forest restoration: are model predictions comparable to expert opinion? New Forests, 45(5), 641–653. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11056-014-9427-7

Gelviz-Gelvez, S. M., Pavón, N. P., Illoldi-Rangel, P., & Ballesteros-Barrera, C. (2015). Ecological niche modeling under climate change to select shrubs for ecological restoration in Central Mexico. Ecological Engineering, 74, 302–309. https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2014.09.082

Gómez-Aparicio, L. (2009). The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. Journal of Ecology, 97(6), 1202–1214. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01573.x

Gómez-Mendoza, L., & Arriaga, L. (2007). Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. Conservation Biology, 21(6), 1545–1555. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00814.x

González-Salvatierra, C., Badano, E. I., Flores, J., & Rodas, J. P. (2013). Shade shelters increase survival and photosynthetic performance of oak transplants at abandoned fields in semi-arid climates. Journal of Forestry Research, 24(1), 23–28. https://doi.org/10.1007/s11676-013-0321-5

Greig-Smith, P. (1979). Pattern in vegetation. Journal of Ecology, 67(3), 755. https://doi.org/10.2307/2259213

Gribko, L. S., & Jones, W. E. (1995). Test of the float method of assessing northern red oak acorn condition. Tree Planters' Notes, 46(4), 143–147.

Grubb, P. J. (1977). The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. Biological Reviews, 52(1), 107–145. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1977.tb01347.x

Guerra-Coss, F. A., Badano, E. I., Cedillo-Rodríguez, I. E., Ramírez-Albores, J. E., Flores, J., Barragán-Torres, F., & Flores-Cano, J. A. (2021). Modelling and validation of the spatial distribution of suitable habitats for the recruitment of invasive plants on climate change scenarios: an approach from the regeneration niche. Science of the Total Environment, 777, 146007. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146007

Gutiérrez, J. M., Jones, R. G., Narisma, G. T., Alves, L. M., Amjad, M., Gorodetskaya, I. V., Grose, M., Klutse, N. A. B., Krakovska, S., Li, J., Martínez-Castro, D., Mearns, L. O., Mernild, S. H., Ngo-Duc, T., van den Hurk, B., & Yoon, J. H. (2021). Atlas. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & Z. B. (Eds.), Climate change 2021: the physical science basis (pp. 1927–2058). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009157896.021

Hansen, A. J., Neilson, R. P., Dale, V. H., Flather, C. H., Iverson, L. R., Currie, D. J., Shafer, S., Cook, R., & Bartlein, P. J. (2001). Global change in forests: responses of species, communities, and biomes. BioScience, 51(9), 765. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0765:GCIFRO]2.0.CO;2

Harris, J. A., Hobbs, R. J., Higgs, E., & Aronson, J. (2006). Ecological restoration and global climate change. Restoration Ecology, 14(2), 170–176. https://doi.org/10.1111/J.1526-100X.2006.00136.X

Heberling, J. M., Miller, J. T., Noesgaard, D., Weingart, S. B., & Schigel, D. (2021). Data integration enables global biodiversity synthesis. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 118(6), e2018093118. https://doi.org/10.1073/pnas.2018093118

Hernández-Quiroz, N. S., Badano, E. I., Barragán-Torres, F., Flores, J., & Pinedo-Álvarez, C. (2018). Habitat suitability models to make conservation decisions based on areas of high species richness and endemism. Biodiversity and Conservation, 27(12), 3185–3200. https://doi.org/10.1007/S10531-018-1596-9

Hobley, M. (2005). The impacts of degradation and forest loss on human well-being and its social and political relevance for restoration. In S. Mansourian, D. Vallauri, & N. Dudley (Eds.), Forest Restoration in Landscapes (pp. 22–30). Springer. https://doi.org/10.1007/0-387-29112-1_4

Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? Forest Ecology and Management, 261(10), 1558–1563. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2010.07.004

Holz, S., & Placci, G. (2005). Stimulating natural regeneration. In S. Mansourian, D. Vallauri, & N. Dudley (Eds.), Forest Restoration in Landscapes (pp. 250–256). Springer. https://doi.org/10.1007/0-387-29112-1_36

Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs, 75(1), 3–35. https://doi.org/10.1890/04-0922

Hooper, D. U., & Vitousek, P. M. (1997). The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. Science, 277(5330), 1302–1305. https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1302

Ibáñez, I., Clark, J. S., LaDeau, S., & Hille Ris Lambers, J. (2007). Exploiting temporal variability to understand tree recruitment response to climate change. Ecological Monographs, 77(2), 163–177. https://doi.org/10.1890/06-1097

Kaplan, E. L., & Meier, P. (1958). Nonparametric estimation from incomplete observations. Journal of the American Statistical Association, 53(282), 457–481. https://doi.org/10.2307/2281868

Karjalainen, E., Sarjala, T., & Raitio, H. (2010). Promoting human health through forests: Overview and major challenges. Environmental Health and Preventive Medicine, 15(1), 1–8. https://doi.org/10.1007/S12199-008-0069-2

Kelly, A. E., & Goulden, M. L. (2008). Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105(33), 11823–11826. https://doi.org/10.1073/PNAS.0802891105

Khan, I., Hou, F., & Le, H. P. (2021). The impact of natural resources, energy consumption, and population growth on environmental quality: fresh evidence from the United States of America. Science of The Total Environment, 754, 142222. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142222

Kimball, S., Lulow, M., Sorenson, Q., Balazs, K., Fang, Y. C., Davis, S. J., O'Connell, M., & Huxman, T. E. (2015). Cost-effective ecological restoration. Restoration Ecology, 23(6), 800–810. https://doi.org/10.1111/REC.12261

Kimmins, J. P. (1987). Forest ecology - A foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry (3rd ed.). Prentice Hall.

Kleinbaum, D. G., & Klein, M. (2005). Survival analysis (3rd ed.). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6646-9

Kundel, D., Meyer, S., Birkhofer, H., Fliessbach, A., Mäder, P., Scheu, S., van Kleunen, M., & Birkhofer, K. (2018). Design and manual to construct rainout-shelters for climate change experiments in agroecosystems rainout-shelter manual for agricultural fields. Frontiers in Environmental Science, 6, Article 14. https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00014

Löf, M., Madsen, P., Metslaid, M., Witzell, J., & Jacobs, D. F. (2019). Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. New Forests, 50(2), 139–151. https://doi.org/10.1007/s11056-019-09713-0

López, E., Bocco, G., Mendoza, M., Velázquez, A., & Rogelio Aguirre-Rivera, J. (2006). Peasant emigration and land-use change at the watershed level: a GIS-based approach in Central Mexico. Agricultural Systems, 90(1–3), 62–78. https://doi.org/10.1016/J.AGSY.2005.11.001

Mair, L., Harrison, P. J., Räty, M., Bärring, L., Strandberg, G., & Snäll, T. (2017). Forest management could counteract distribution retractions forced by climate change. Ecological Applications, 27(5), 1485–1497. https://doi.org/10.1002/EAP.1541

Marion, G. M., Henry, G. H. R., Freckman, D. W., Johnstone, J., Jones, C. G., Jones, M. H., Lévesque, E., Molau, U., Molgaard, P., Parsons, A. N., Svoboda, J., & Virginia, R. A. (1997). Open-top designs for manipulating field temperature in high-Latitude ecosystems. Global Change Biology, 3(S1), 20–32. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.1997.gcb136.x

Mayfield, M. M., Boni, M. F., Daily, G. C., & Ackerly, D. (2005). Species and functional diversity of native and human-dominated plant communities. Ecology, 86(9), 2365–2372. https://doi.org/10.1890/05-0141

McIver, J., & Starr, L. (2001). Restoration of degraded lands in the interior Columbia River basin: passive vs. active approaches. Forest Ecology and Management, 153(1–3), 15–28. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00451-0

McLachlan, J. S., Hellmann, J. J., & Schwartz, M. W. (2007). A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. Conservation Biology, 21(2), 297–302. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00676.x

Mclaughlin, B. C., & Zavaleta, E. S. (2012). Predicting species responses to climate change: demography and climate microrefugia in California valley oak (*Quercus lobata*). Global Change Biology, 18(7), 2301–2312. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02630.x

Meehl, G. A., Senior, C. A., Eyring, V., Flato, G., Lamarque, J. F., Stouffer, R. J., Taylor, K. E., & Schlund, M. (2020). Context for interpreting equilibrium climate sensitivity and transient climate response from the CMIP6 Earth system models. Science Advances, 6(26), eaba1981. https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1981

Meinshausen, M., Nicholls, Z. R. J., Lewis, J., Gidden, M. J., Vogel, E., Freund, M., Beyerle, U., Gessner, C., Nauels, A., Bauer, N., Canadell, J. G., Daniel, J. S., John, A., Krummel, P. B., Luderer, G., Meinshausen, N., Montzka, S. A., Rayner, P. J., Reimann, S., … Wang, R. H. J. (2020). The shared socio-economic pathway (SSP) greenhouse gas concentrations and their extensions to 2500. Geoscientific Model Development, 13(8), 3571–3605. https://doi.org/10.5194/GMD-13-3571-2020

Miller, J. (2010). Species distribution modeling. Geography Compass, 4(6), 490–509. https://doi.org/10.1111/J.1749-8198.2010.00351.X

Miranda-Aragón, L., Treviño-Garza, E. J., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Pompa-García, M., & Aguirre-Salado, C. A. (2013). Tasa de deforestación en San Luis Potosí, México (1993-2007). Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente, 19(2), 201–215. https://doi.org/10.5154/R.RCHSCFA.2011.06.044

Morales-Domínguez, J. F., de León, D. C. S. D., Garcidueñas-Piña, C., & Pérez-Molphe-Balch, E. (2019). Germination, in vitro propagation and soil acclimatization of *Acacia farnesiana* and *Prosopis laevigata*. South African Journal of Botany, 124, 345–349. https://doi.org/10.1016/J.SAJB.2019.05.034

Moreno-Calles, A. I., & Casas, A. (2010). Agroforestry systems: restoration of semiarid zones in the tehuacán valley, central Mexico. Ecological Restoration, 28(3), 361–368. https://doi.org/10.3368/ER.28.3.361

Ortiz-García, S., Saynes-Santillán, V., Bunge-Vivier, V., Anglés-Hernánez, M., Pérez, M. E., & Prado, B. (2022). Soil governance and sustainable agriculture in Mexico. Soil Security, 7, 100059. https://doi.org/10.1016/J.SOISEC.2022.100059

Pacifici, M., Foden, W. B., Visconti, P., Watson, J. E. M., Butchart, S. H. M., Kovacs, K. M., Scheffers, B. R., Hole, D. G., Martin, T. G., Akçakaya, H. R., Corlett, R. T., Huntley, B., Bickford, D., Carr, J. A., Hoffmann, A. A., Midgley, G. F., Pearce-Kelly, P., Pearson, R. G., Williams, S. E., … Rondinini, C. (2015). Assessing species vulnerability to climate change. Nature Climate Change, 5(3), 215–224. https://doi.org/10.1038/nclimate2448

Padilla, F. M., Miranda, J. D., Ortega, R., Hervás, M., Sánchez, J., & Pugnaire, F. I. (2011). Does shelter enhance early seedling survival in dry environments? A test with eight Mediterranean species. Applied Vegetation Science, 14(1), 31–39. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01094.x

Padilla, F. M., Ortega, R., Sánchez, J., & Pugnaire, F. I. (2009). Rethinking species selection for restoration of arid shrublands. Basic and Applied Ecology, 10(7), 640–647. https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2009.03.003

Padilla, F. M., & Pugnaire, F. I. (2006). The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. Frontiers in Ecology and the Environment, 4(4), 196–202. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0196:tronpi]2.0.co;2

Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Falk, D. A. (2016). Ecological theory and restoration ecology. In M. A. Palmer, J. B. Zedler, & D. A. Falk (Eds.), Foundations of restoration ecology (pp. 3–26). Island Press.

Pearson, R. G. (2006). Climate change and the migration capacity of species. Trends in Ecology & Evolution, 21(3), 111–113. https://doi.org/10.1016/J.TREE.2005.11.022

Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I. C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., … Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. Science, 355(6332). https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAI9214

Perroni-Ventura, Y., Montaña, C., & García-Oliva, F. (2006). Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semi-arid environment. Journal of Vegetation Science, 17(6), 719–728. https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2006.TB02495.X

Peterson, A. T., Cobos, M. E., & Jiménez-García, D. (2018). Major challenges for correlational ecological niche model projections to future climate conditions. Annals of the New York Academy of Sciences, 1429(1), 66–77. https://doi.org/10.1111/NYAS.13873

Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. (2011). Ecological niches and geographic distributions. Princeton University Press.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E., & Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. Ecography, 40(7), 887–893. https://doi.org/10.1111/ecog.03049

Phillips, S. J., & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography, 31(2), 161–175. https://doi.org/10.1111/J.0906-7590.2008.5203.X

Pigot, A. L., Merow, C., Wilson, A., & Trisos, C. H. (2023). Abrupt expansion of climate change risks for species globally. Nature Ecology & Evolution 2023 7:7, 7(7), 1060–1071. https://doi.org/10.1038/s41559-023-02070-4

Poorter, L. (2007). Are species adapted to their regeneration niche, adult niche, or both? The American Naturalist, 169(4), 433–442. https://doi.org/10.1086/512045

Porfirio, L. L., Harris, R. M. B., Lefroy, E. C., Hugh, S., Gould, S. F., Lee, G., Bindoff, N. L., & Mackey, B. (2014). Improving the use of species distribution models in conservation planning and management under climate change. PLOS ONE, 9(11), e113749. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0113749

Purata, S. E., Greenberg, R., Barrientos, V., & López-Portillo, J. (1999). Economic potential of the Huizache, *Acacia pennatula* (Mimosoideae) in Central Veracruz, Mexico. Economic Botany, 53(1), 15–29. https://doi.org/10.1007/BF02860787

Ramírez-Albores, J. E., Bustamante, R. O., & Badano, E. I. (2016). Improved predictions of the geographic distribution of invasive plants using climatic niche models. PLoS One, 11(5), e0156029. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156029

Rey-Benayas, J. M. (2005). Restoring forests after land abandonment. In S. Mansourian, D. Vallauri, & N. Dudley (Eds.), Forest Restoration in Landscapes (pp. 356–360). Springer. https://doi.org/10.1007/0-387-29112-1_51

Rey-Benayas, J. M., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. Science, 325(5944), 1121–1124. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1172460

Reyes-Hernández, H. (2019). Deforestación y fragmentación de los bosques y selvas. In A. Cruz-Angón, J. Cruz-Medina, E. D. Melgarejo, G. Martínez-de la vega, J. D. Flores-Rivas, & V. S. Murillo-Rodríguez (Eds.), La biodiversidad de San Luis Potosí: estudio de estado, Volumen I (pp. 139–144). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., KC, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., … Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: an overview. Global Environmental Change, 42, 153–168. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009

Rodríguez-Sauceda, E. N., Argentel-Martínez, L., Morales-Coronado, D., Rodríguez-Sauceda, E. N., Argentel-Martínez, L., & Morales-Coronado, D. (2019). Water regime and gas exchange of *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M. C. Johnst. in two semi-arid ecosystems in southern Sonora. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente, 25(1), 107–121. https://doi.org/10.5154/R.RCHSCFA.2018.09.068

Rodríguez-Sauceda, E. N., Rojo-Martínez, G. E., Ramírez-Valverde, B., Martínez-Ruíz, R., Cong-Hermida, M. C., Medina-Torres, S. M., & Piña-Ruiz, H. H. (2014). Análisis técnico del árbol del mezquite (*Prosopis laevigata* Humb. & Bonpl. ex Willd.) en México. Ra Ximhai, 10(3), 173–193.

Rodríguez-Trejo, D. A. (2021). Semillas de especies forestales. Universidad Autónoma Chapingo.

Rzedowski, J. (1966). Vegetación del estado de San Luis Potosí. Acta Científica Potosina, 5, 5–291.

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Skykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science, 287(March), 1770–1774. https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770

Sandoval-Martínez, J., Badano, E. I., Guerra-Coss, F. A., Flores-Cano, J. A., Flores, J., Gelviz-Gelvez, S. M., & Barragán-Torres, F. (2023). Selecting tree species to restore forest under climate change conditions: complementing species distribution models with field experimentation. Journal of Environmental Management, 329, 117038. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.117038

Sandoval-Martínez, J., Flores-Cano, J. A., & Badano, E. I. (2022). Recruitment of pioneer trees with physically dormant seeds under climate change: the case of *Vachellia pennatula* (Fabaceae) in semiarid environments of Mexico. Journal of Plant Research, 135(3), 453–463. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10265-022-01383-y

Schipper, A. M., Hilbers, J. P., Meijer, J. R., Antão, L. H., Benítez-López, A., Jonge, M. M. J. de, Leemans, L. H., Scheper, E., Alkemade, R., Doelman, J. C., Mylius, S., Stehfest, E., Vuuren, D. P. van, Zeist, W.-J. van, & Huijbregts, M. A. J. (2020). Projecting terrestrial biodiversity intactness with GLOBIO 4. Global Change Biology, 26(2), 760–771. https://doi.org/10.1111/GCB.14848

Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. Ecology Letters, 10(12), 1115–1123. https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2007.01107.X

Soberón, J. (2010). Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. Ecography, 33(1), 159–167. https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2009.06074.X

Soberón, J., & Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 106(SUPPL. 2), 19644–19650. https://doi.org/10.1073/pnas.0901637106

Soberón, J., & Peterson, A. T. (2004). Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 359(1444), 689. https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1439

Stanturf, J. A., Palik, B. J., Williams, M. I., Dumroese, R. K., & Madsen, P. (2014). Forest restoration paradigms. Journal of Sustainable Forestry, 33(SUP1). https://doi.org/10.1080/10549811.2014.884004

Storelvmo, T., Leirvik, T., Lohmann, U., Phillips, P. C. B., & Wild, M. (2016). Disentangling greenhouse warming and aerosol cooling to reveal Earth's climate sensitivity. Nature Geoscience, 9(4), 286–289. https://doi.org/10.1038/ngeo2670

Strassburg, B. B. N., Iribarrem, A., Beyer, H. L., Cordeiro, C. L., Crouzeilles, R., Jakovac, C. C., Braga Junqueira, A., Lacerda, E., Latawiec, A. E., Balmford, A., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Chazdon, R. L., Erb, K. H., Brancalion, P., Buchanan, G., Cooper, D., Díaz, S., Donald, P. F., … Visconti, P. (2020). Global priority areas for ecosystem restoration. Nature, 586(7831), 724–729. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9

Swart, N. C., Cole, J. N. S., Kharin, V. V., Lazare, M., Scinocca, J. F., Gillett, N. P., Anstey, J., Arora, V., Christian, J. R., Hanna, S., Jiao, Y., Lee, W. G., Majaess, F., Saenko, O. A., Seiler, C., Seinen, C., Shao, A., Sigmond, M., Solheim, L., … Winter, B. (2019). The Canadian Earth System Model version 5 (CanESM5.0.3). Geoscientific Model Development, 12(11), 4823–4873. https://doi.org/10.5194/gmd-12-4823-2019

Takolander, A., Hickler, T., Meller, L., & Cabeza, M. (2018). Comparing future shifts in tree species distributions across Europe projected by statistical and dynamic process-based models. Regional Environmental Change, 19(1), 251–266. https://doi.org/10.1007/S10113-018-1403-X

Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., & Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. Nature, 427(6970), 145–148. https://doi.org/10.1038/nature02121

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 102(23), 8245–8250. https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102

Tiansawat, P., Elliott, S. D., & Wangpakapattanawong, P. (2022). Climate niche modelling for mapping potential distributions of four framework tree species: implications for planning forest restoration in tropical and subtropical Asia. Forests, 13(7), 993. https://doi.org/https://doi.org/10.3390/f13070993

Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D., & Swackhamer, D. (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science, 292(5515), 281–284. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1057544

Timpane-Padgham, B. L., Beechie, T., & Klinger, T. (2017). A systematic review of ecological attributes that confer resilience to climate change in environmental restoration. PLoS ONE, 12(3), e0173812. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0173812

Velázquez, A., Mas, J., Palacio-Prieto, J., & Bocco, G. (2002). Land cover mapping to obtain a current profile of deforestation in Mexico. Unasylva, 210(53), 37–40.

Wan, J. N., Mbari, N. J., Wang, S. W., Liu, B., Mwangi, B. N., Rasoarahona, J. R. E., Xin, H. P., Zhou, Y. D., & Wang, Q. F. (2021). Modeling impacts of climate change on the potential distribution of six endemic baobab species in Madagascar. Plant Diversity, 43(2), 117–124. https://doi.org/10.1016/J.PLD.2020.07.001

Warren, D. L., & Seifert, S. N. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. Ecological Applications, 21(2), 335–342. https://doi.org/10.1890/10-1171.1

Whisenant, S. (2005). Managing and directing natural succession. In S. Mansourian, D. Vallauri, & N. Dudley (Eds.), Forest Restoration in Landscapes (pp. 257–261). Springer. https://doi.org/10.1007/0-387-29112-1_37

Wiens, J. J., Ackerly, D. D., Allen, A. P., Anacker, B. L., Buckley, L. B., Cornell, H. V., Damschen, E. I., Jonathan Davies, T., Grytnes, J. A., Harrison, S. P., Hawkins, B. A., Holt, R. D., McCain, C. M., & Stephens, P. R. (2010). Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. Ecology Letters, 13(10), 1310–1324. https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2010.01515.X

Wiens, J. J., & Graham, C. H. (2005). Niche conservatism: Integrating evolution, ecology, and conservation biology. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 36(1), 519–539. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431

Wortley, L., Hero, J. M., & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. Restoration Ecology, 21(5), 537–543. https://doi.org/10.1111/REC.12028

Yahdjian, L., & Sala, O. E. (2002). A rainout shelter design for intercepting different amounts of rainfall. Oecologia, 133(2), 95–101. https://doi.org/10.1007/s00442-002-1024-3

Zar, J. H. (2010). Biostatistical analysis (5th ed.). Prentice Hall.

Zhang, L., Zhu, L., Li, Y., Zhu, W., & Chen, Y. (2022). Maxent modelling predicts a shift in suitable habitats of a subtropical evergreen tree (*Cyclobalanopsis glauca* (Thunberg) Oersted) under climate change scenarios in China. Forests, 13(1), 126. https://doi.org/10.3390/F13010126

Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P. J., Dormann, C. F., Elith, J., Fandos, G., Feng, X., Guillera-Arroita, G., Guisan, A., Lahoz-Monfort, J. J., Leitão, P. J., Park, D. S., Peterson, A. T., Rapacciuolo, G., Schmatz, D. R., Schröder, B., Serra-Diaz, J. M., Thuiller, W., … Merow, C. (2020). A standard protocol for reporting species distribution models. Ecography, 43(9), 1261–1277. https://doi.org/10.1111/ECOG.04960

# APÉNDICE A

Listado florístico de especies leñosas, arbustivas y suculentas nativas de Mexico presentes en el Estado de San Luis Potosí. Para cada especie, la tabla indica la familia taxonómica a la que pertenece, su nombre científico (incluyendo sinónimos) y su forma de crecimiento. Además, se indica si la especie ha sido previamente recomendada para prácticas de restauración ecológica y, en estos casos, se proveen las razones de estas recomendaciones y la fuente bibliográfica consultada.

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Achatocarpaceae | *Achatocarpus nigricans* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Actinidiaceae | *Saurauia aspera* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Actinidiaceae | *Saurauia leucocarpa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Actinidiaceae | *Saurauia pringlei* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Actinidiaceae | *Saurauia scabrida* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Actinidiaceae | *Saurauia serrata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Actinidiaceae | *Saurauia villosa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Altingiaceae | *Liquidambar styraciflua* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Amaranthaceae | *Atriplex abata* | Arbusto | Sin información | | |
| Amaranthaceae | *Atriplex acanthocarpa* | Arbusto | Sin información | | |
| Amaranthaceae | *Atriplex canescens* | Arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Amaranthaceae | *Atriplex muricata* | Arbusto | Sin información | | |
| Amaranthaceae | *Atriplex obovata* | Arbusto | Sin información | | |
| Anacardiaceae | *Bonetiella anomala* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Anacardiaceae | *Pistacia mexicana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Anacardiaceae | *Pseudosmodingium andrieuxii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Anacardiaceae | *Pseudosmodingium perniciosum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Anacardiaceae | *Pseudosmodingium virletii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Anacardiaceae | *Spondias mombin* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Anacardiaceae | *Spondias purpurea* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Annonaceae | *Annona glabra* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Annonaceae | *Annona globiflora* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Annonaceae | *Annona liebmanniana* | Árbol | Sin información | | |
| Annonaceae | *Annona muricata* | Árbol | SI | Ecológica y socioeconómica | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Annonaceae | *Annona palmeri* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Annonaceae | *Annona purpurea* | Árbol | Sin información | | |
| Annonaceae | *Annona rensoniana* | Árbol | Sin información | | |
| Annonaceae | *Annona reticulata* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Annonaceae | *Annona squamosa* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Apocynaceae | *Cascabela thevetia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Apocynaceae | *Plumeria obtusa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Apocynaceae | *Plumeria rubra* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Apocynaceae | *Tabernaemontana alba* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Apocynaceae | *Tabernaemontana amygdalifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Apocynaceae | *Tabernaemontana citrifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Apocynaceae | *Tabernaemontana donnell-smithii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Apocynaceae | *Tabernaemontana litoralis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Apocynaceae | *Tabernaemontana tomentosa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Apocynaceae | *Thevetia ahouai* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Araliaceae | *Dendropanax arboreus* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Flores-Rivas JD, R Mireles-Sánchez, JA Flores-Cano, BM González-Silva, L Chapa-Vargas (2008) Programa estratégico forestal del estado de San Luis Potosí (PEFE-SLP) 2006-2025. Gobierno del estado de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico. |
| Arecaceae | *Acrocomia aculeata* | Palma arbórea | Sin información | | |
| Arecaceae | *Brahea decumbens* | Palma arbustiva | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Arecaceae | *Brahea dulcis* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Brahea moorei* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea cataractarum* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea elegans* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea ernesti-augusti* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea glaucifolia* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea graminifolia* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea klotzschiana* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea liebmannii* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea microspadix* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea oreophila* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea pochutlensis* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea radicalis* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea schiedeana* | Palma arbustiva | Sin información | | |
| Arecaceae | *Chamaedorea tepejilote* | Palma arbustiva | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Arecaceae | *Sabal mexicana* | Palma arbórea | Sin información | | |
| Arecaceae | *Sabal rosei* | Palma arbórea | Sin información | | |
| Arecaceae | *Sabal yapa* | Palma arbórea | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave albomarginata* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave americana* | Arbusto suculento | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Esparza-Ibarra EL, J Violante-González, S Monks, J Cadena-Iñiguez, C Araujo-Andrade, ED Rössel-Kipping (2015) Los agaves mezcaleros del altiplano Potosino y Zacatecano. In: Pulido-Flores G, S Monks, M López-Herrera (eds) Estudios en biodiversidad Vol I, pp 227-245, University of Nebraska, USA. |
| Asparagaceae | *Agave applanata* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave atrovirens* | Arbusto suculento | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Asparagaceae | *Agave dasylirioides* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave difformis* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave filifera* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave flexispina* | Arbusto suculento | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Asparagaceae | *Agave funkiana* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave gentryi* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave horrida* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave jaliscana* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave lechuguilla* | Arbusto suculento | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Esparza-Ibarra EL, J Violante-González, S Monks, J Cadena-Iñiguez, C Araujo-Andrade, ED Rössel-Kipping (2015) Los agaves mezcaleros del altiplano Potosino y Zacatecano. In: Pulido-Flores G, S Monks, M López-Herrera (eds) Estudios en biodiversidad Vol I, pp 227-245, University of Nebraska, USA. |
| Asparagaceae | *Agave mitis* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave obscura* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave salmiana* | Arbusto suculento | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Asparagaceae | *Agave scabra* | Arbusto suculento | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Aguirre-Rivera JR, H Charcas-Salazar, JL Flores-Flores (2001) El maguey mezcalero potosino. Consejo Potosino de Ciencia y Tecnología & Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico. |
| Asparagaceae | *Agave schidigera* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave striata* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave univittata* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Agave weberi* | Arbusto suculento | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Aguirre-Rivera JR, H Charcas-Salazar, JL Flores-Flores (2001) El maguey mezcalero potosino. Consejo Potosino de Ciencia y Tecnología & Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, Mexico. |
| Asparagaceae | *Agave xylonacantha* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Beaucarnea hookeri* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Beaucarnea recurvata* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Dasylirion acrotrichum* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Dasylirion berlandieri* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Dasylirion cedrosanum* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Dasylirion graminifolium* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Dasylirion longissimum* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Dasylirion palaciosii* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Dasylirion parryanum* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Dasylirion texanum* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Nolina humilis* | Arbusto suculento | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Asparagaceae | *Nolina parviflora* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Nolina texana* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Yucca aloifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Yucca baccata* | Arbusto suculento | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Yucca carnerosana* | Árbol | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Yucca decipiens* | Árbol | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Yucca faxoniana* | Arbusto | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Yucca filifera* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Flores-Rivas JD, R Mireles-Sánchez, JA Flores-Cano, BM González-Silva, L Chapa-Vargas (2008) Programa estratégico forestal del estado de San Luis Potosí (PEFE-SLP) 2006-2025. Gobierno del estado de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico. |
| Asparagaceae | *Yucca gigantea* | Árbol | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Yucca potosina* | Árbol | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Yucca queretaroensis* | Árbol | Sin información | | |
| Asparagaceae | *Yucca treculeana* | Árbol | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis conferta* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis heterophylla* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis lancifolia* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis multiflora* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis pteronioides* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis ramiflora* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis trinervis* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis salicifolia* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis serrifolia* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis sordescens* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis sulcata* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis thesioides* | Arbusto | Sin información | | |
| Asteraceae | *Baccharis trinervis* | Arbusto | Sin información | | |
| Berberidaceae | *Berberis chochoco* | Arbusto | Sin información | | |
| Berberidaceae | *Berberis gracilis* | Arbusto | Sin información | | |
| Berberidaceae | *Berberis hartwegii* | Arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Berberidaceae | *Berberis pinifolia* | Arbusto | Sin información | | |
| Berberidaceae | *Berberis trifoliolata* | Arbusto | Sin información | | |
| Betulaceae | *Alnus acuminata* | Árbol | SI | Ecológica y socioeconómica | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Betulaceae | *Alnus jorullensis* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Betulaceae | *Ostrya virginiana* | Árbol | Sin información | | |
| Bignoniaceae | *Crescentia alata* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Bignoniaceae | *Parmentiera aculeata* | Árbol | Sin información | | |
| Bignoniaceae | *Tabebuia rosea* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Bignoniaceae | *Tecoma stans* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Burseraceae | *Bursera fagaroides* | Árbol | Sin información | | |
| Burseraceae | *Bursera morelensis* | Árbol | Sin información | | |
| Burseraceae | *Bursera schlechtendalii* | Árbol | Sin información | | |
| Burseraceae | *Bursera simaruba* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Burseraceae | *Protium copal* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Cactaceae | *Cylindropuntia imbricata* | Cactus | Sin información | | |
| Cactaceae | *Cylindropuntia leptocaulis* | Cactus | Sin información | | |
| Cactaceae | *Cylindropuntia tunicata* | Cactus | Sin información | | |
| Cactaceae | *Echinocactus platyacanthus* | Cactus | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Reyes-Santiago J (2013) Conservación y restauración de cactáceas y otras plantas suculentas mexicanas manual práctico. Comisión Nacional Forestal, Zapopan, México. Comisión Nacional Forestal, Zapopan, Mexico. |
| Cactaceae | *Myrtillocactus geometrizans* | Cactus | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Reyes-Santiago J (2013) Conservación y restauración de cactáceas y otras plantas suculentas mexicanas manual práctico. Comisión Nacional Forestal, Zapopan, México. Comisión Nacional Forestal, Zapopan, Mexico. |
| Cactaceae | *Opuntia microdasys* | Cactus | Sin información | | |
| Cactaceae | *Opuntia rastrera* | Cactus | Sin información | | |
| Cactaceae | *Opuntia robusta* | Cactus | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Cactaceae | *Opuntia streptacantha* | Cactus | Sin información | | |
| Cactaceae | *Pachycereus marginatus* | Cactus | Sin información | | |
| Cannabaceae | *Aphananthe monoica* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Cannabaceae | *Celtis caudata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Cannabaceae | *Celtis iguanaea* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Cannabaceae | *Celtis laevigata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Cannabaceae | *Trema micrantha* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Caricaceae | *Carica papaya* | Arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Celastraceae | *Maytenus phyllanthoides* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Celastraceae | *Mortonia greggii* | Arbusto | Sin información | | |
| Celastraceae | *Mortonia latisepala* | Arbusto | Sin información | | |
| Celastraceae | *Mortonia palmeri* | Arbusto | Sin información | | |
| Celastraceae | *Wimmeria concolor* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Clethraceae | *Clethra pringlei* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Cornaceae | *Cornus excelsa* | Arbusto | Sin información | | |
| Cupressaceae | *Cupressus lusitanica* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Cupressaceae | *Cupressus macrocarpa* | Árbol | Sin información | | |
| Cupressaceae | *Juniperus angosturana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Cupressaceae | *Juniperus coahuilensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Cupressaceae | *Juniperus deppeana* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Cupressaceae | *Juniperus flaccida* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Cupressaceae | *Juniperus monosperma* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Cupressaceae | *Juniperus monticola* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Cupressaceae | *Juniperus pinchotii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Cupressaceae | *Taxodium mucronatum* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Ebenaceae | *Diospyros conzattii* | Árbol | Sin información | | |
| Ebenaceae | *Diospyros palmeri* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Ehretiaceae | *Ehretia anacua* | Árbol | Sin información | | |
| Ephedraceae | *Ephedra antisyphilitica* | Arbusto | Sin información | | |
| Ephedraceae | *Ephedra aspera* | Arbusto | Sin información | | |
| Ephedraceae | *Ephedra compacta* | Arbusto | Sin información | | |
| Ephedraceae | *Ephedra pedunculata* | Arbusto | Sin información | | |
| Ericaceae | *Arbutus arizonica* | Árbol | Sin información | | |
| Ericaceae | *Arbutus xalapensis* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Ericaceae | *Arctostaphylos pungens* | Arbusto | Sin información | | |
| Ericaceae | *Comarostaphylis discolor* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Ericaceae | *Comarostaphylis glaucescens* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Ericaceae | *Comarostaphylis polifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Ericaceae | *Lyonia squamulosa* | Arbusto | Sin información | | |
| Euphorbiaceae | *Adelia barbinervis* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Euphorbiaceae | *Adelia oaxacana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Euphorbiaceae | *Jatropha dioica* | Arbusto | Sin información | | |
| Euphorbiaceae | *Sebastiania pavoniana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Acaciella angustissima* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Fabaceae | *Bauhinia coulteri* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Bauhinia dipetala* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Bauhinia divaricata* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Bauhinia lunarioides* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Bauhinia macranthera* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Fabaceae | *Bauhinia ramosissima* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Cercis canadensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Cojoba arborea* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Dalbergia palo-escrito* | Árbol | Sin información | | |
| Fabaceae | *Ebenopsis ebano* | Árbol | Sin información | | |
| Fabaceae | *Enterolobium cyclocarpum* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Erythrina herbacea* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Erythrina standleyana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Eysenhardtia polystachya* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Inga vera* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Leucaena leucocephala* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Leucaena pulverulenta* | Árbol | Sin información | | |
| Fabaceae | *Lysiloma acapulcense* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Lysiloma divaricatum* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Lysiloma microphylla* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Acacia coulteri* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Neltuma glandulosa* | Árbol | Sin información | | |
| Fabaceae | *Neltuma juliflora* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Neltuma laevigata* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Neltuma tamaulipana* | Árbol | Sin información | | |
| Fabaceae | *Parkinsonia aculeata* | Árbol | Sin información | | |
| Fabaceae | *Piscidia piscipula* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Fabaceae | *Pithecellobium dulce* | Árbol | SI | Sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Pithecellobium elachistophyllum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Pithecellobium insigne* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Pithecellobium lanceolatum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Pithecellobium leptophyllum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Senegalia berlandieri* | Arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Senegalia crassifolia* | Arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Senegalia micrantha* | Arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Senegalia roemeriana* | Arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Vachellia constricta* | Arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Vachellia cornigera* | Arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Vachellia farnesiana* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fabaceae | *Vachellia pennatula* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Fabaceae | *Vachellia rigidula* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fabaceae | *Vachellia schaffneri* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica | Flores-Rivas JD, R Mireles-Sánchez, JA Flores-Cano, BM González-Silva, L Chapa-Vargas (2008) Programa estratégico forestal del estado de San Luis Potosí (PEFE-SLP) 2006-2025. Gobierno del estado de San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico. |
| Fagaceae | *Quercus acutifolia* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus affinis* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus aristata* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus canbyi* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus castanea* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fagaceae | *Quercus chihuahuensis* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus conzattii* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus crassifolia* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Fagaceae | *Quercus crassipes* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fagaceae | *Quercus cualensis* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus depressipes* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus deserticola* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus diversifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus durifolia* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus dysophylla* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus eduardi* | Árbol | SI | Ecológica | Pérez-Ruiz CL, EI Badano, JP Rodas-Ortiz, P Delgado-Sánchez, J Flores, D Douterlungne, JA Flores-Cano (2018) Climate change in forest ecosystems: A field experiment addressing the effects of raising temperature and reduced rainfall on early life cycle stages of oaks. Acta Oecologica 92:35-43. |
| Fagaceae | *Quercus elliptica* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus fulva* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus furfuracea* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus fusiformis* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus galeanensis* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus germana* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus glabrescens* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus grahamii* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus greggii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus grisea* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus hintonii* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus hypoxantha* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus iltisii* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus insignis* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus intricata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus jonesii* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus laeta* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fagaceae | *Quercus lancifolia* | Árbol | Sin información | | |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Fagaceae | *Quercus laurina* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fagaceae | *Quercus macdougallii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus magnoliifolia* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fagaceae | *Quercus mexicana* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus microphylla* | Arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus mulleri* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus obtusata* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus ocoteifolia* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus oleoides* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Fagaceae | *Quercus oocarpa* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus opaca* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus peduncularis* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Fagaceae | *Quercus pinnativenulosa* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus polymorpha* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus potosina* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus praineana* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus pringlei* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus pungens* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus repanda* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus resinosa* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica | Jardel EJ, R Ramírez-Villeda, F Castillo-Navarro, S García-Ruvalcaba, OE Balcázar, JC Chacón-Mathieu, JE Morfín-Ríos (2006) Manejo del fuego y restauración de bosques en la reserva de la biosfera Sierra de Manantlán, México. In: Flores-Garnica JG, DA Rodríguez-Trejo (eds.), Incendios forestales, pp 214-242. Comisión Nacional Forestal, México City. |
| Fagaceae | *Quercus rugosa* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fagaceae | *Quercus rysophylla* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus salicifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus sapotifolia* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Fagaceae | *Quercus sartorii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Fagaceae | *Quercus sebifera* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus sideroxyla* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus skinneri* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Fagaceae | *Quercus striatula* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus tinkhamii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus tuitensis* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus vaseyana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus viminea* | Árbol | Sin información | | |
| Fagaceae | *Quercus virginiana* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Fagaceae | *Quercus xalapensis* | Árbol | Sin información | | |
| Juglandaceae | *Carya illinoinensis* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Juglandaceae | *Carya ovata* | Árbol | Sin información | | |
| Juglandaceae | *Carya palmeri* | Árbol | Sin información | | |
| Juglandaceae | *Juglans mollis* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Koeberliniaceae | *Koeberlinia spinosa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lamiaceae | *Poliomintha glabrescens* | Arbusto | Sin información | | |
| Lamiaceae | *Poliomintha longiflora* | Arbusto | Sin información | | |
| Lamiaceae | *Poliomintha marifolia* | Arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Aiouea pachypoda* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Beilschmiedia mexicana* | Árbol | Sin información | | |
| Lauraceae | *Beilschmiedia riparia* | Árbol | Sin información | | |
| Lauraceae | *Litsea glaucescens* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Litsea muellerorum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Litsea novoleontis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Litsea parvifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Lauraceae | *Nectandra hihua* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Lauraceae | *Nectandra reticulata* | Árbol | Sin información | | |
| Lauraceae | *Damburneya salicifolia* | Árbol | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea salvinii* | Árbol | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea acuminatissima* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea botrantha* | Árbol | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea bourgeauviana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea cernua* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea chiapensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea dendrodaphne* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea effusa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea macrophylla* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea matudae* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea parvula* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea platyphylla* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea psychotrioides* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea rubriflora* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea subalata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea tampicensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea tonii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea uxpanapana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Ocotea veraguensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Persea americana* | Árbol | SI | Socioeconómica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Lauraceae | *Persea chamissonis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Persea hintonii* | Árbol | Sin información | | |
| Lauraceae | *Persea liebmannii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Persea longipes* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Lauraceae | *Persea pallescens* | Árbol | Sin información | | |
| Lauraceae | *Persea purpusii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Lauraceae | *Persea rufescens* | Árbol | Sin información | | |
| Lauraceae | *Persea schiedeana* | Árbol | Sin información | | |
| Malpighiaceae | *Malpighia glabra* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Malvaceae | *Berrya cubensis* | Árbol | Sin información | | |
| Malvaceae | *Ceiba aesculifolia* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Malvaceae | *Ceiba pentandra* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Malvaceae | *Heliocarpus americanus* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Malvaceae | *Heliocarpus appendiculatus* | Árbol | Sin información | | |
| Malvaceae | *Heliocarpus donnell-smithii* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Malvaceae | *Heliocarpus mexicanus* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Malvaceae | *Heliocarpus occidentalis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Malvaceae | *Heliocarpus pallidus* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Malvaceae | *Heliocarpus terebinthinaceus* | Árbol | Sin información | | |
| Malvaceae | *Heliocarpus velutinus* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Malvaceae | *Pseudobombax ellipticum* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Malvaceae | *Pseudobombax palmeri* | Árbol | Sin información | | |
| Malvaceae | *Robinsonella cordata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Malvaceae | *Robinsonella discolor* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Malvaceae | *Robinsonella glabrifolia* | Árbol | Sin información | | |
| Malvaceae | *Robinsonella hintonii* | Árbol | Sin información | | |
| Malvaceae | *Robinsonella pilosissima* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Malvaceae | *Tilia americana* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Melastomataceae | *Conostegia icosandra* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Melastomataceae | *Conostegia jaliscana* | Arbusto | Sin información | | |
| Melastomataceae | *Conostegia superba* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Melastomataceae | *Conostegia xalapensis* | Arbusto | Sin información | | |
| Meliaceae | *Cedrela oaxacensis* | Árbol | Sin información | | |
| Meliaceae | *Cedrela odorata* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Meliaceae | *Cedrela salvadorensis* | Árbol | Sin información | | |
| Meliaceae | *Trichilia americana* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Meliaceae | *Trichilia havanensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Meliaceae | *Trichilia hirta* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Meliaceae | *Trichilia martiana* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Meliaceae | *Trichilia moschata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Meliaceae | *Trichilia trifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Moraceae | *Brosimum alicastrum* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Moraceae | *Castilla elastica* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Moraceae | *Ficus americana* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus aurea* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus cotinifolia* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Moraceae | *Ficus crocata* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus fuscescens* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus insipida* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus maxima* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus obtusifolia* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus pertusa* | Árbol | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Moraceae | *Ficus petiolaris* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus rzedowskiana* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus trigonata* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Ficus velutina* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Maclura tinctoria* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Moraceae | *Morus celtidifolia* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Moraceae | *Trophis chiapensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Moraceae | *Trophis mexicana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Moraceae | *Trophis noraminervae* | Árbol | Sin información | | |
| Moraceae | *Trophis racemosa* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Muntingiaceae | *Muntingia calabura* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Myrtaceae | *Eugenia acapulcensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia aeruginea* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia amatenangensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia axillaris* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia breedlovei* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia capuli* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Myrtaceae | *Eugenia choapamensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia citroides* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia foetida* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia galalonensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia gaumeri* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia inconspicua* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia inirebensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia karwinskyana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Myrtaceae | *Eugenia letreroana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia liebmannii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia macrocarpa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia nigrita* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia pleurocarpa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia purpusii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia rhombea* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia sinaloae* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia uliginosa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia venezuelensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia xalapensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia xilitlensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Eugenia yautepecana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Myrcia splendens* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Myrcianthes fragrans* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Psidium friedrichsthalianum* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Myrtaceae | *Psidium guajava* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Myrtaceae | *Psidium guineense* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Myrtaceae | *Psidium salutare* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Myrtaceae | *Psidium sartorianum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Forestiera angustifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Forestiera phillyreoides* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Forestiera racemosa* | Árbol | Sin información | | |
| Oleaceae | *Forestiera reticulata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Forestiera rhamnifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Forestiera tomentosa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Oleaceae | *Fraxinus americana* | Árbol | Sin información | | |
| Oleaceae | *Fraxinus anomala* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Fraxinus dubia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Fraxinus greggii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Fraxinus potosina* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Fraxinus purpusii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Fraxinus rufescens* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Oleaceae | *Fraxinus uhdei* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Onagraceae | *Hauya elegans* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Papaveraceae | *Bocconia frutescens* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Phyllanthaceae | *Astrocasia neurocarpa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Phyllanthaceae | *Astrocasia tremula* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Pinaceae | *Abies guatemalensis* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Pinaceae | *Abies religiosa* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Abies vejarii* | Árbol | Sin información | | |
| Pinaceae | *Pinus arizonica* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus ayacahuite* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus cembroides* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus devoniana* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus douglasiana* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus durangensis* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Pinaceae | *Pinus edulis* | Árbol | Sin información | | |
| Pinaceae | *Pinus engelmannii* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus flexilis* | Árbol | Sin información | | |
| Pinaceae | *Pinus greggii* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus hartwegii* | Árbol | Sin información | | |
| Pinaceae | *Pinus leiophylla* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus montezumae* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus nelsonii* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus oocarpa* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus patula* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus pinceana* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus pringlei* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus pseudostrobus* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Pinaceae | *Pinus strobiformis* | Árbol | Sin información | | |
| Pinaceae | *Pinus tecunumanii* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Cordero J, DH Boshier (2003) Árboles de Centroamérica, un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute, UK, & Centro Agronómico, Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. |
| Pinaceae | *Pinus teocote* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Platanaceae | *Platanus mexicana* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Platanaceae | *Platanus occidentalis* | Árbol | Sin información | | |
| Platanaceae | *Platanus rzedowskii* | Árbol | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Polygonaceae | *Podopterus mexicanus* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Polygonaceae | *Ruprechtia chiapensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Polygonaceae | *Ruprechtia ramiflora* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia bracteosa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia compressa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia escallonioides* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia hintonii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia hyalina* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia liebmannii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia nigrescens* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia pellucida* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia revoluta* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Ardisia tuerckheimii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Parathesis donnell-smithii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Parathesis gracilis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Parathesis macronema* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Parathesis melanosticta* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Parathesis reticulata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Parathesis serrulata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Parathesis subulata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Parathesis tenuis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Primulaceae | *Rapanea ferruginea* | Árbol | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Colubrina angustior* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Colubrina celtidifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Colubrina ehrenbergii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Colubrina elliptica* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Colubrina greggii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Colubrina macrocarpa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Colubrina sordida* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Rhamnaceae | *Colubrina triflora* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Condalia ericoides* | Árbol | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Condalia fasciculata* | Árbol | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Condalia mexicana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Condalia mirandana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Condalia spathulata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Condalia velutina* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Condalia viridis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Karwinskia humboldtiana* | Arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Karwinskia mollis* | Árbol | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Karwinskia subcordata* | Arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Sarcomphalus amole* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Rhamnaceae | *Sarcomphalus obtusifolius* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rhamnaceae | *Ziziphus lloydii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Crataegus baroussana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Crataegus gracilior* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Crataegus mexicana* | Árbol | Sin información | | |
| Rosaceae | *Crataegus pubescens* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Rosaceae | *Crataegus rosei* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Crataegus serratissima* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Crataegus uniflora* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Lindleya mespiloides* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Malacomeles denticulata* | Arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Prunus brachybotrya* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Prunus mexicana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rosaceae | *Prunus rhamnoides* | Árbol | Sin información | | |
| Rosaceae | *Prunus samydoides* | Árbol o arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Rosaceae | *Prunus serotina* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Rubiaceae | *Chiococca alba* | Arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Amyris madrensis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Amyris marshii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Amyris purpusii* | Árbol | Sin información | | |
| Rutaceae | *Amyris sylvatica* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Amyris texana* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Amyris thyrsiflora* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Casimiroa edulis* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Rutaceae | *Casimiroa greggii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Casimiroa pringlei* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Casimiroa pubescens* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Casimiroa tetrameria* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Decatropis bicolor* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Esenbeckia berlandieri* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Helietta parvifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Ptelea trifoliata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Zanthoxylum acuminatum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Zanthoxylum ciliatum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Zanthoxylum elegantissimum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Zanthoxylum fagara* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Zanthoxylum foliolosum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Zanthoxylum limoncello* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Zanthoxylum melanostictum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Zanthoxylum mollissimum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Rutaceae | *Zanthoxylum quassiifolium* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Salicaceae | *Neopringlea integrifolia* | Arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Salicaceae | *Pleuranthodendron lindenii* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Salicaceae | *Populus fremontii* | Árbol | Sin información | | |
| Salicaceae | *Populus mexicana* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Salicaceae | *Salix bonplandiana* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Salicaceae | *Salix humboldtiana* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Salicaceae | *Salix lasiolepis* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Salicaceae | *Salix taxifolia* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Salicaceae | *Zuelania guidonia* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Sapindaceae | *Dodonaea viscosa* | Arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Sarmiento-Mora YC, NY Torres-Merchán (2008) Restauración en explotaciones de minas caliza. Revista Luna Azul 27:75-84. |
| Sapindaceae | *Sapindus saponaria* | Árbol o arbusto | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Sapotaceae | *Chrysophyllum mexicanum* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Sapotaceae | *Pouteria glomerata* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Sapotaceae | *Sideroxylon celastrinum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Sapotaceae | *Sideroxylon palmeri* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Sapotaceae | *Sideroxylon verruculosum* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Simaroubaceae | *Castela erecta* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Simaroubaceae | *Castela retusa* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Ulmaceae | *Phyllostylon brasiliense* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Ulmaceae | *Ulmus mexicana* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Urticaceae | *Cecropia obtusifolia* | Árbol | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Urticaceae | *Cecropia peltata* | Árbol | SI | Ecológica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |
| Verbenaceae | *Citharexylum affine* | Arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Verbenaceae | *Citharexylum altamiranum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum berlandieri* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum brachyanthum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum donnell-smithii* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum ellipticum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum fulgidum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum glabrum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum hidalgense* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum lycioides* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum mexicanum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum oleinum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum ovatifolium* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum racemosum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum rosei* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum scabrum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Citharexylum tetramerum* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Lantana achyranthifolia* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Lantana camara* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Lantana canescens* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Lantana camara* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Lantana hirta* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Lantana camara* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Lantana involucrata* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Lantana trifolia* | Arbusto | Sin información | | |
| Verbenaceae | *Lantana velutina* | Arbusto | Sin información | | |
| Ximeniaceae | *Ximenia parviflora* | Árbol o arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Ceratozamia hildae* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Ceratozamia latifolia* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Ceratozamia mexicana* | Arbusto | Sin información | | |

| Familia | Especie | Forma de crecimiento | Recomendada para la restauración | Razón | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Zamiaceae | *Ceratozamia microstrobila* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Ceratozamia norstogii* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Ceratozamia robusta* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Ceratozamia zaragozae* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Dioon califanoi* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Dioon edule* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Dioon merolae* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Dioon purpusii* | Arbusto | Sin información | | |
| Zamiaceae | *Dioon spinulosum* | Arbusto | Sin información | | |
| Zygophyllaceae | *Larrea divaricata* | Arbusto | Sin información | | |
| Zygophyllaceae | *Larrea tridentata* | Arbusto | SI | Ecológica, socioeconómica y sociocultural | Comisión Nacional Forestal (2012) Situación de los recursos genéticos forestales en México. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome, Italy. |

# APÉNDICE B

Este apéndice contiene los mapas de probabilidad de ocurrencia que muestran la distribución de hábitats inadecuados (probabilidades de ocurrencia inferiores 0.1), poco adecuados (probabilidades de ocurrencia entre 0.1 y 0.4), moderadamente adecuados (probabilidades de ocurrencia entre 0.4 y 0.7) y altamente adecuados (probabilidades superiores a 0.7) para la supervivencia de cada una de las 26 especies que podrían resultar útiles para desarrollar programas de restauración ecológica climáticamente adaptativos. En cada figura, el mapa localizado a en la parte superior a la izquierda muestra la distribución de los diferentes tipos de hábitats bajo el clima actual. Los otros 12 mapas muestran la distribución hábitats en el futuro, donde las filas indican los cuatro niveles de forzamiento radiativo (2.6, 4.5, 7.0 y 8.5 $W/m^2$), y las columnas indican los tres periodos de tiempo (2041-2060, 2061-2080 y 2081-2100) sobr elos cuales se proyectó el SDM de la especie respectiva. En la leyenda de cada figura, en blanco se representan sitios donde el hábitat no es apto para la especie focal debido al tipo de suelo. Por otro lado, la escala en verde indica cuán adecuados son los sitios en función de las variables climáticas locales, donde un color verde más intenso representa la mayor adecuabilidad de hábitat.

**Figura 1**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Atriplex canescens* (Amaranthaceae).

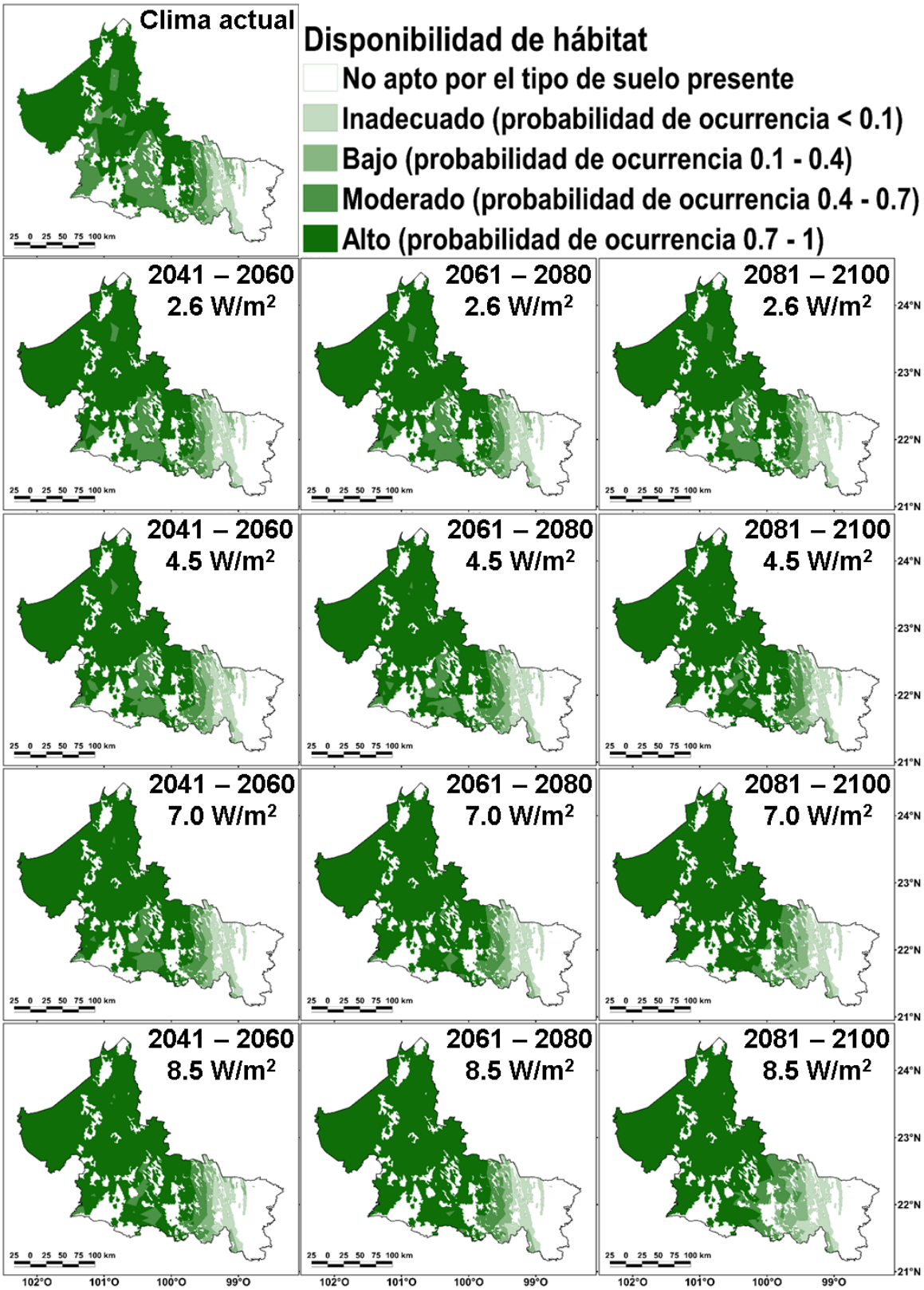


**Figura 2**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Spondias purpurea* (Anacardiaceae).

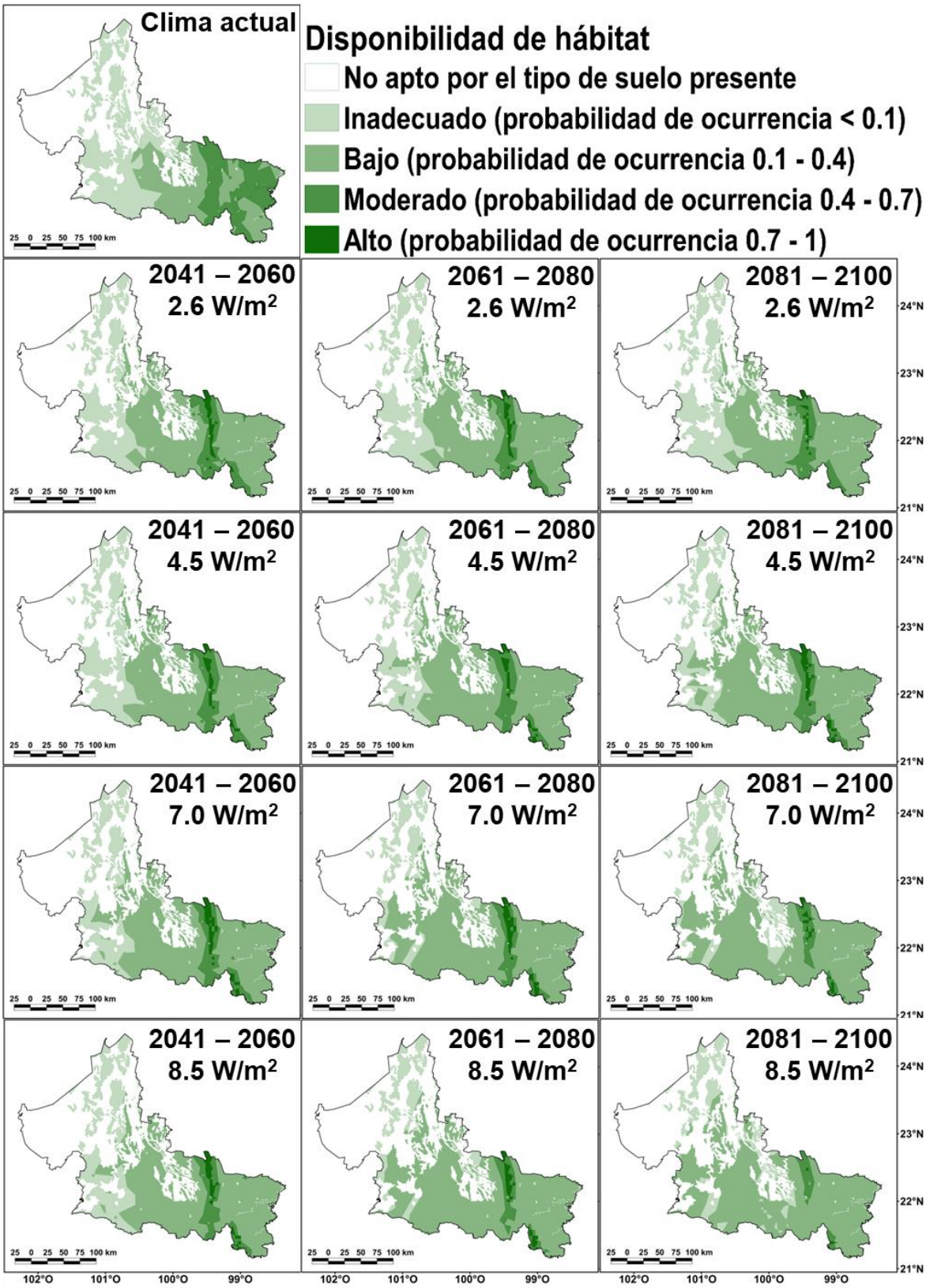


**Figura 3**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Plumeria rubra* (Apocynaceae)

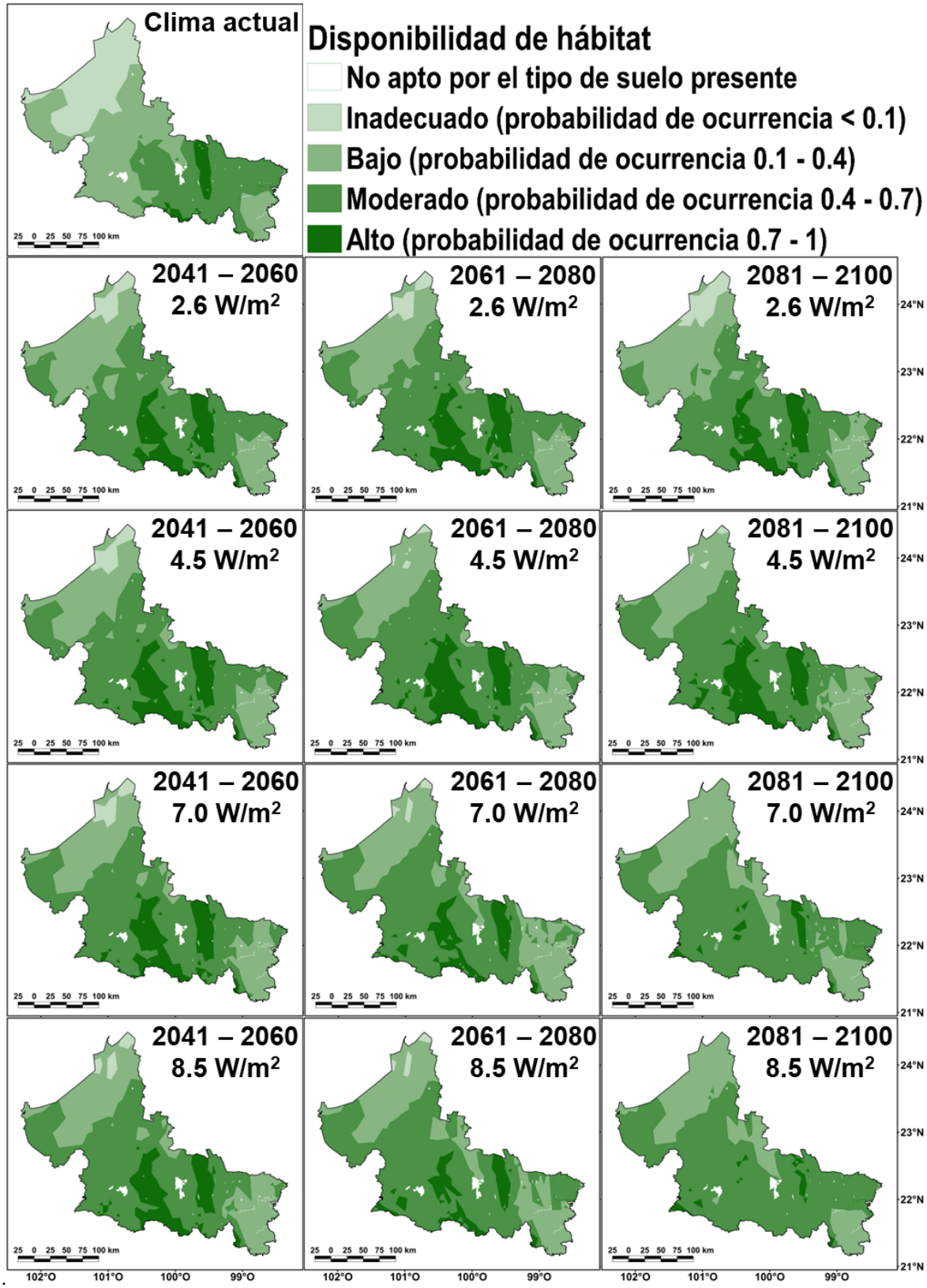


**Figura 4**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Agave scabra* (Asparagaceae).

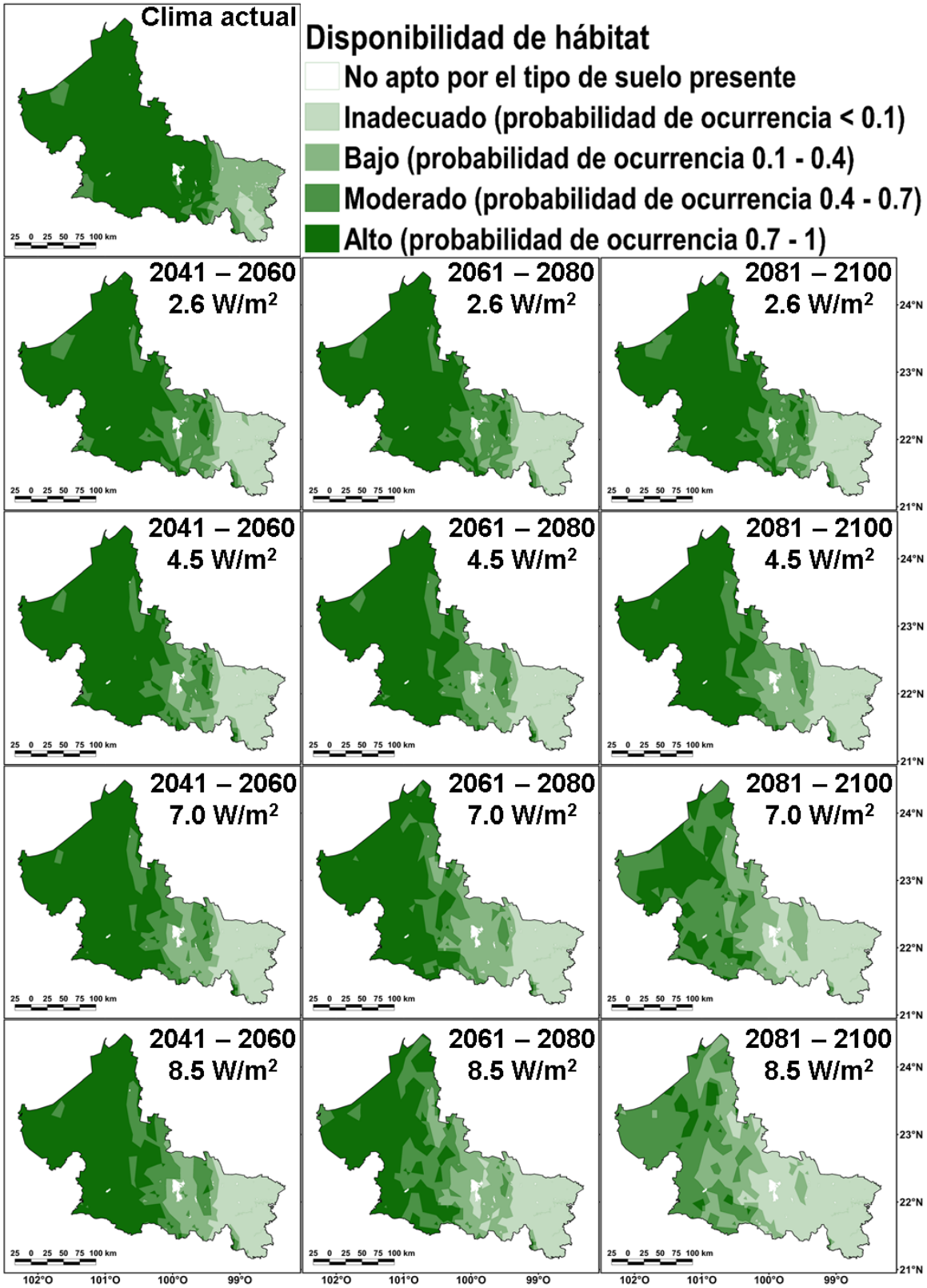


**Figura 5**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Yucca filifera* (Asparagaceae).

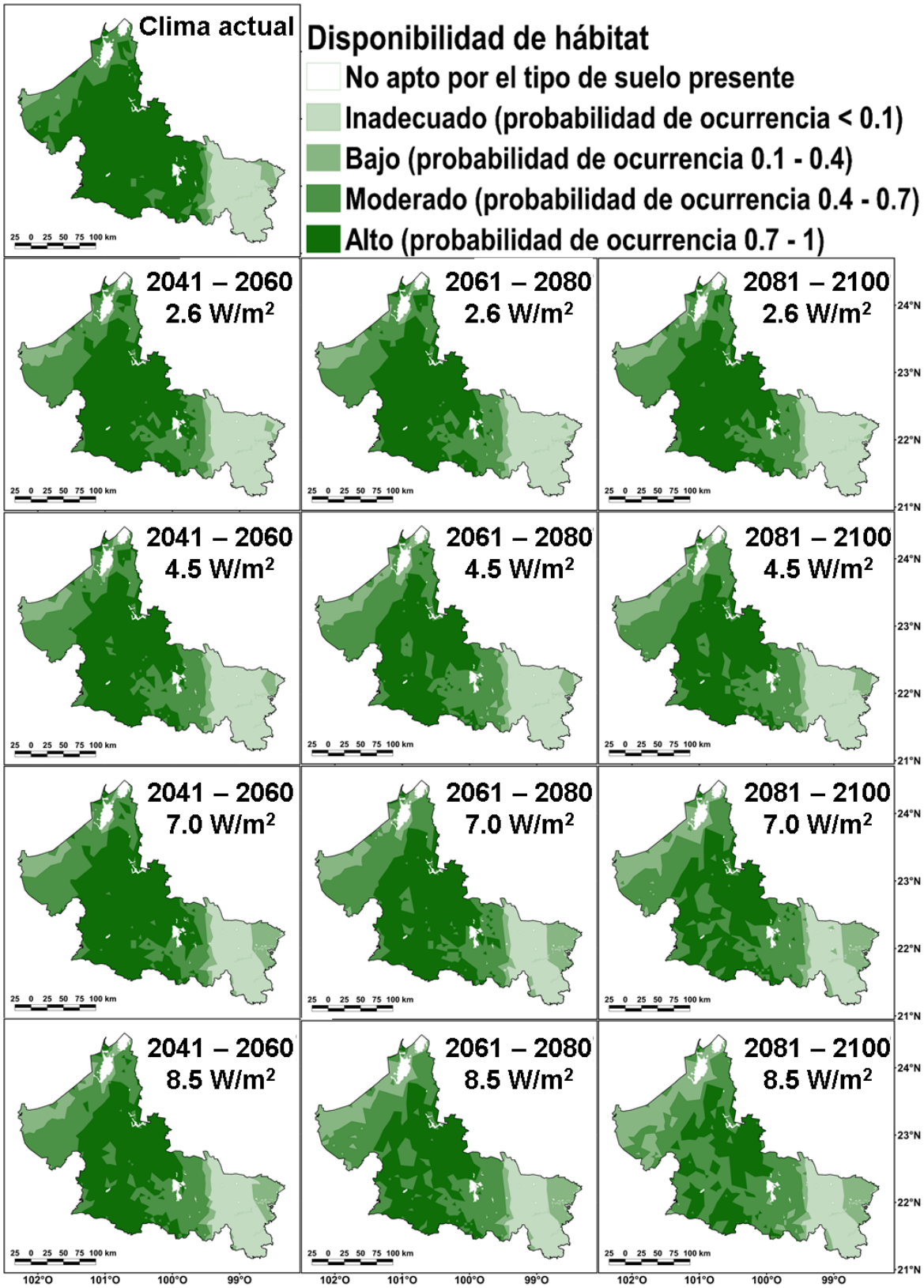


**Figura 6**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Tecoma stans* (Bignoniaceae).

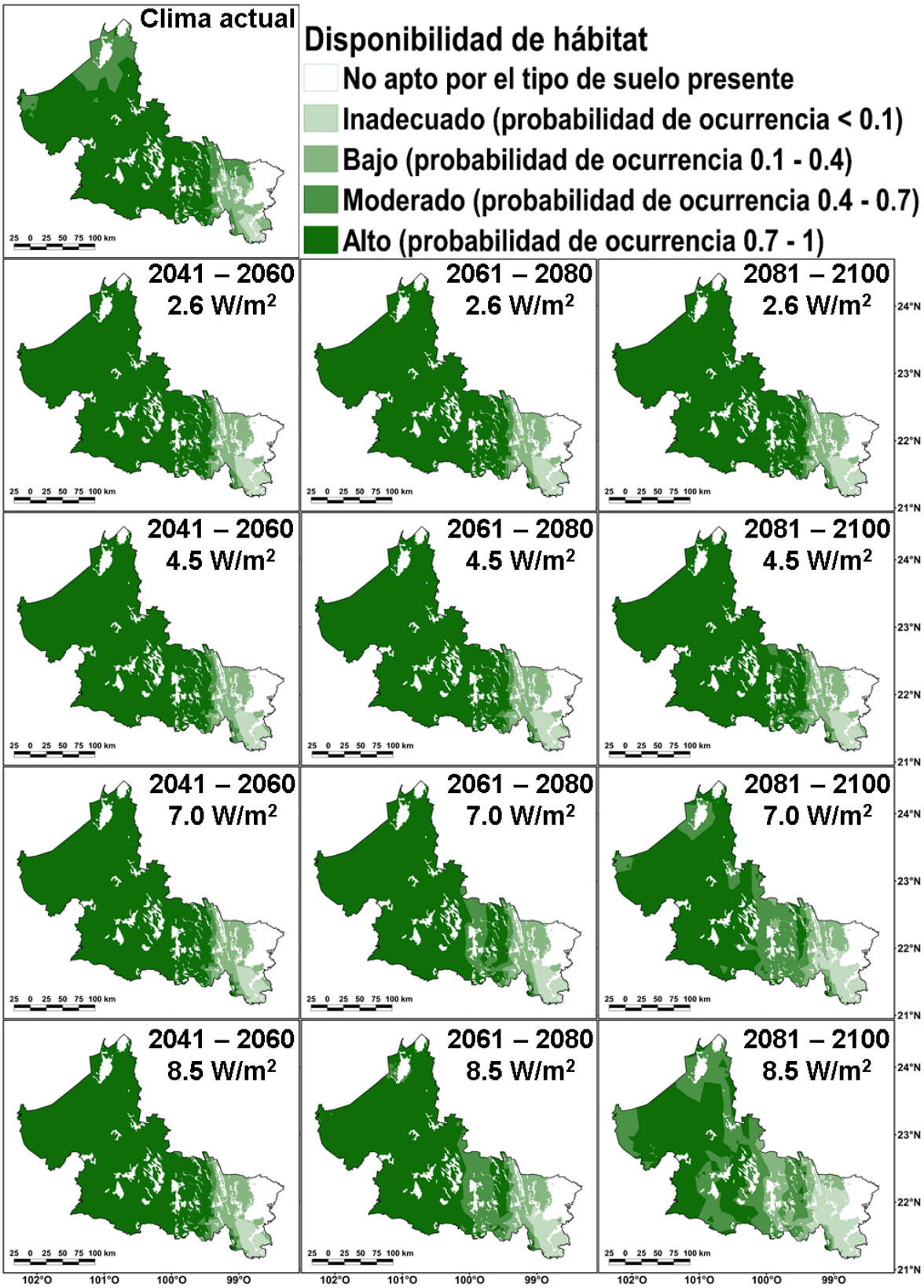


**Figura 7**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Bursera simaruba* (Burseraceae).

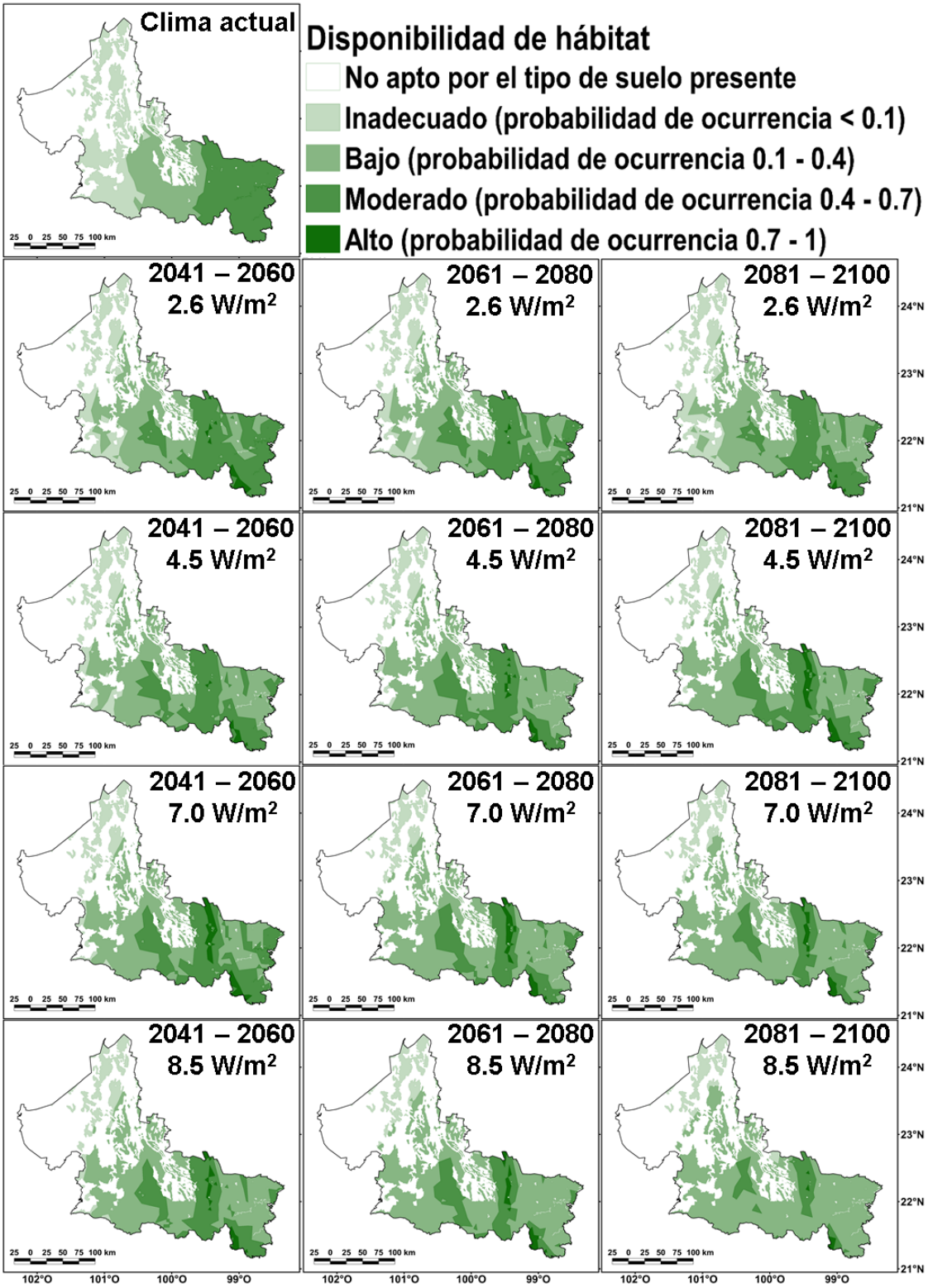


**Figura 8**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Myrtillocactus geometrizans* (Cactaceae).

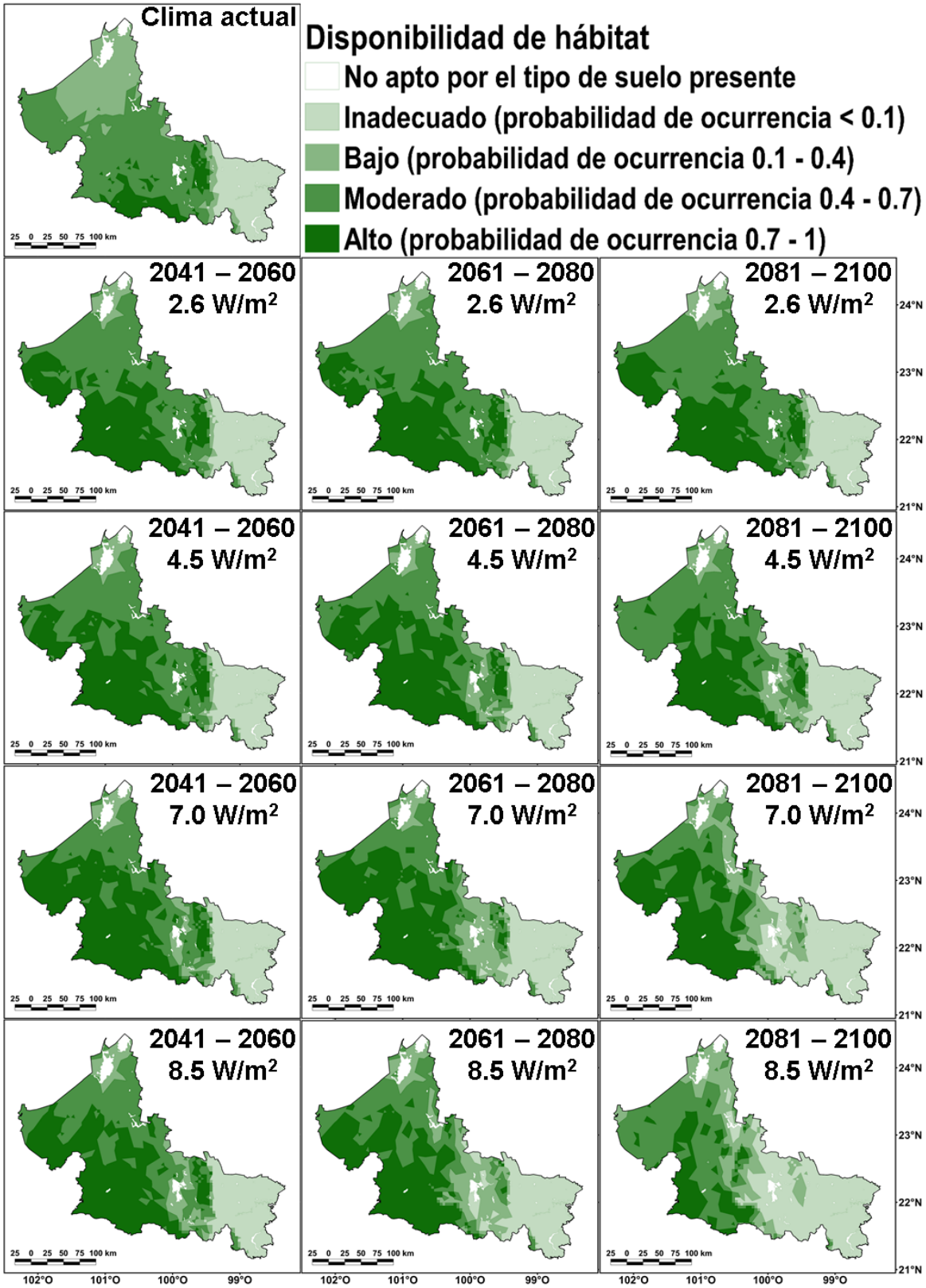


**Figura 9**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Carica papaya* (Caricaceae).

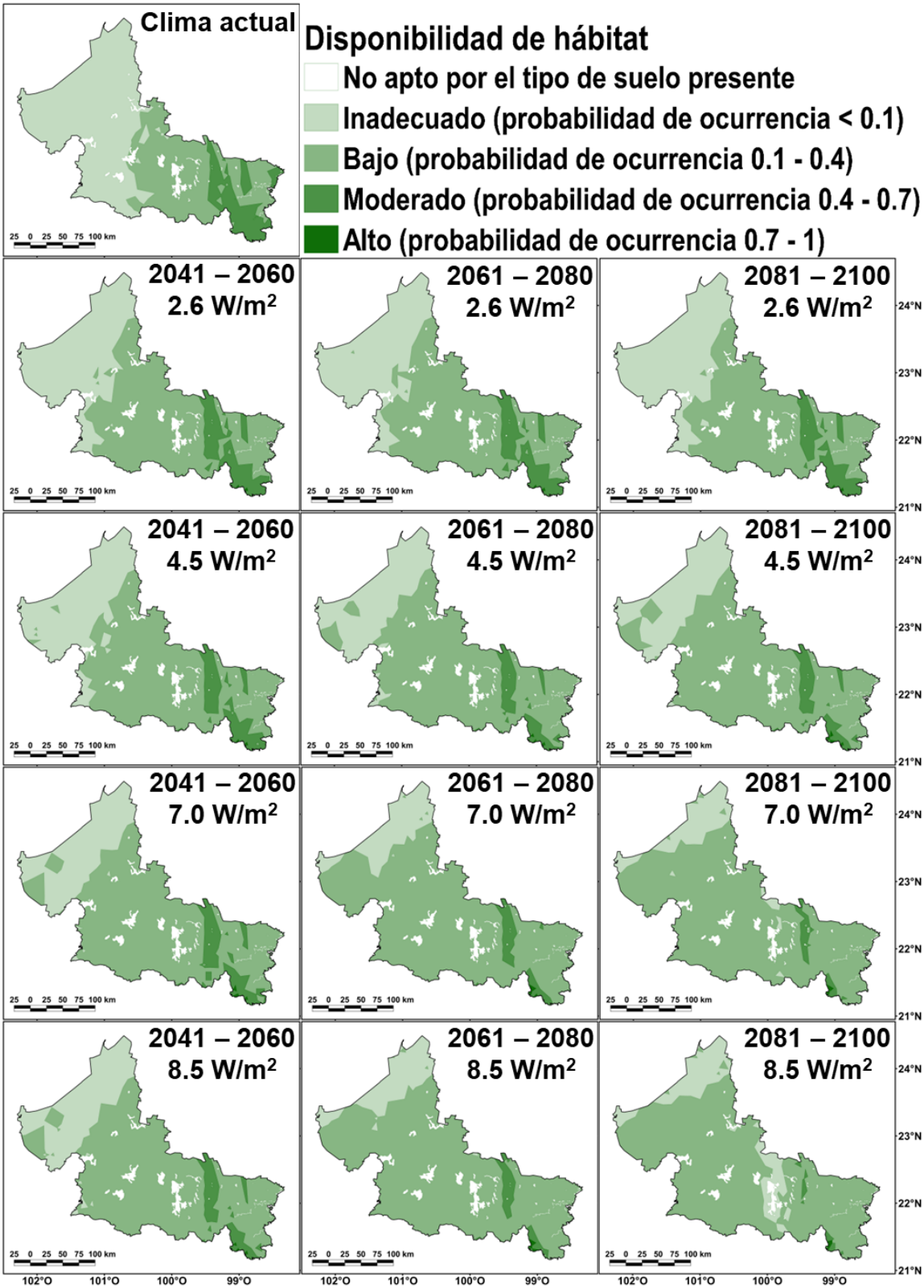


**Figura 10**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Enterolobium cyclocarpum* (Fabaceae).

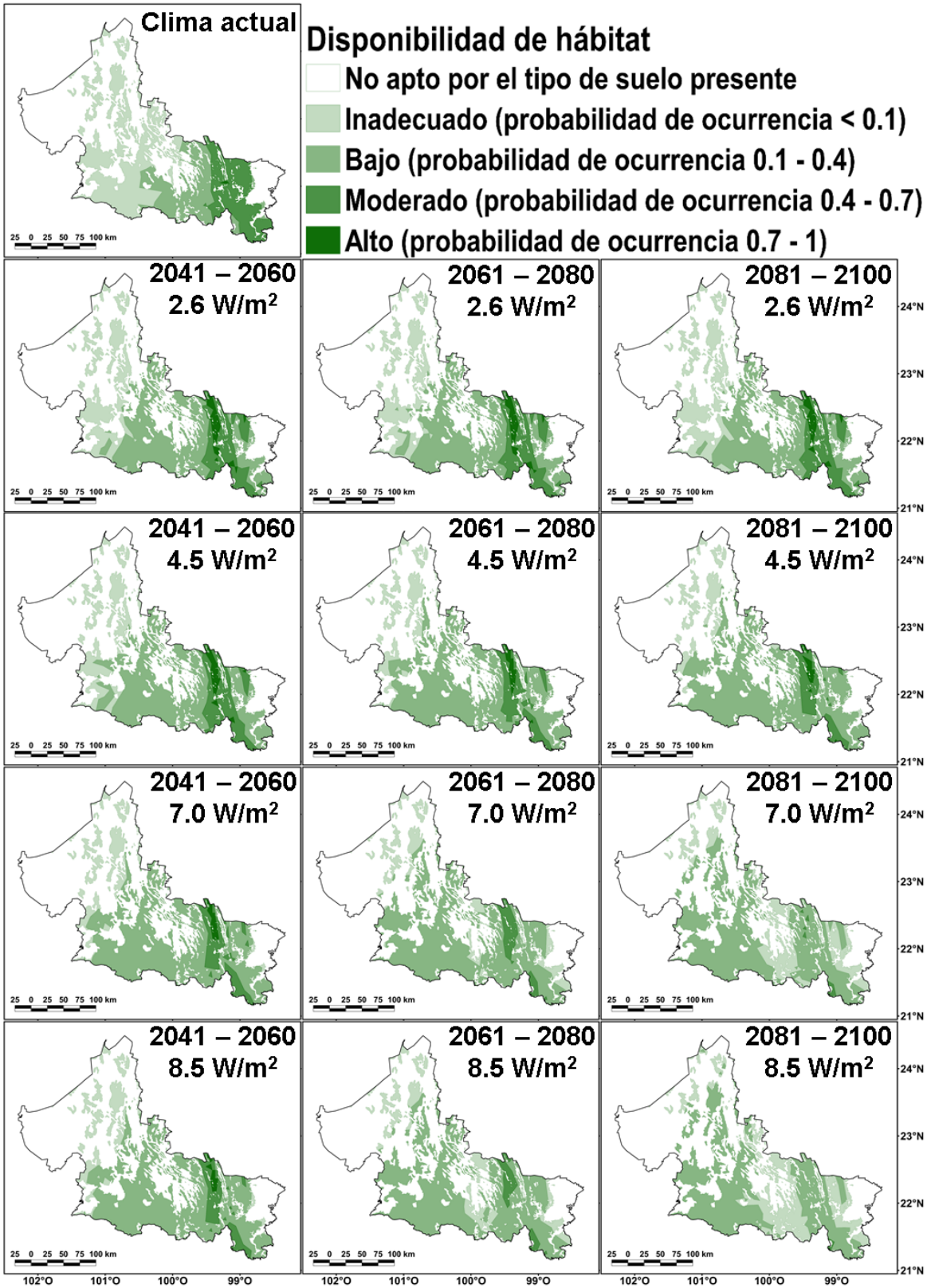


**Figura 11**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Inga vera* (Fabaceae).

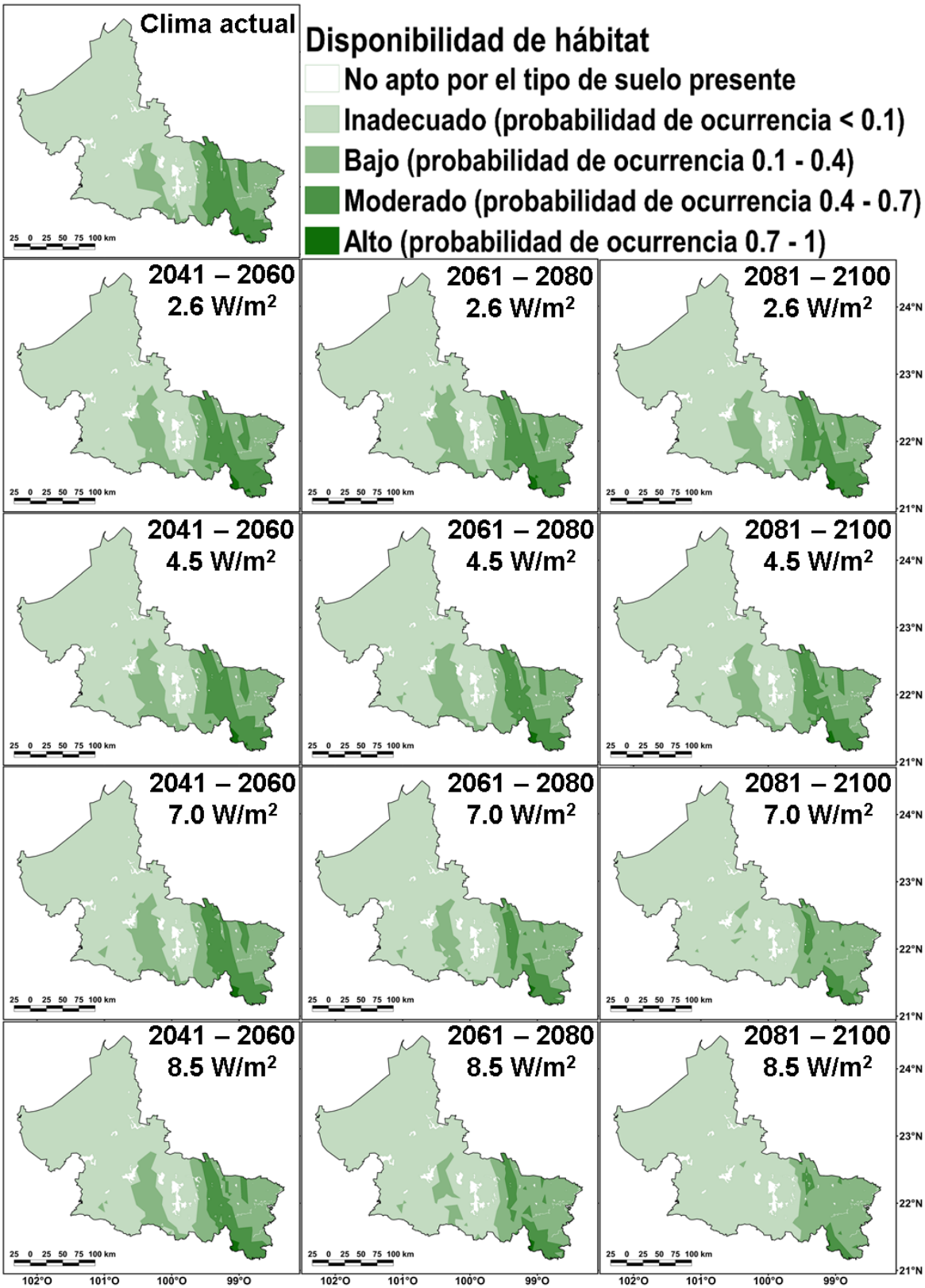


**Figura 12**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Neltuma laevigata* (Fabaceae).

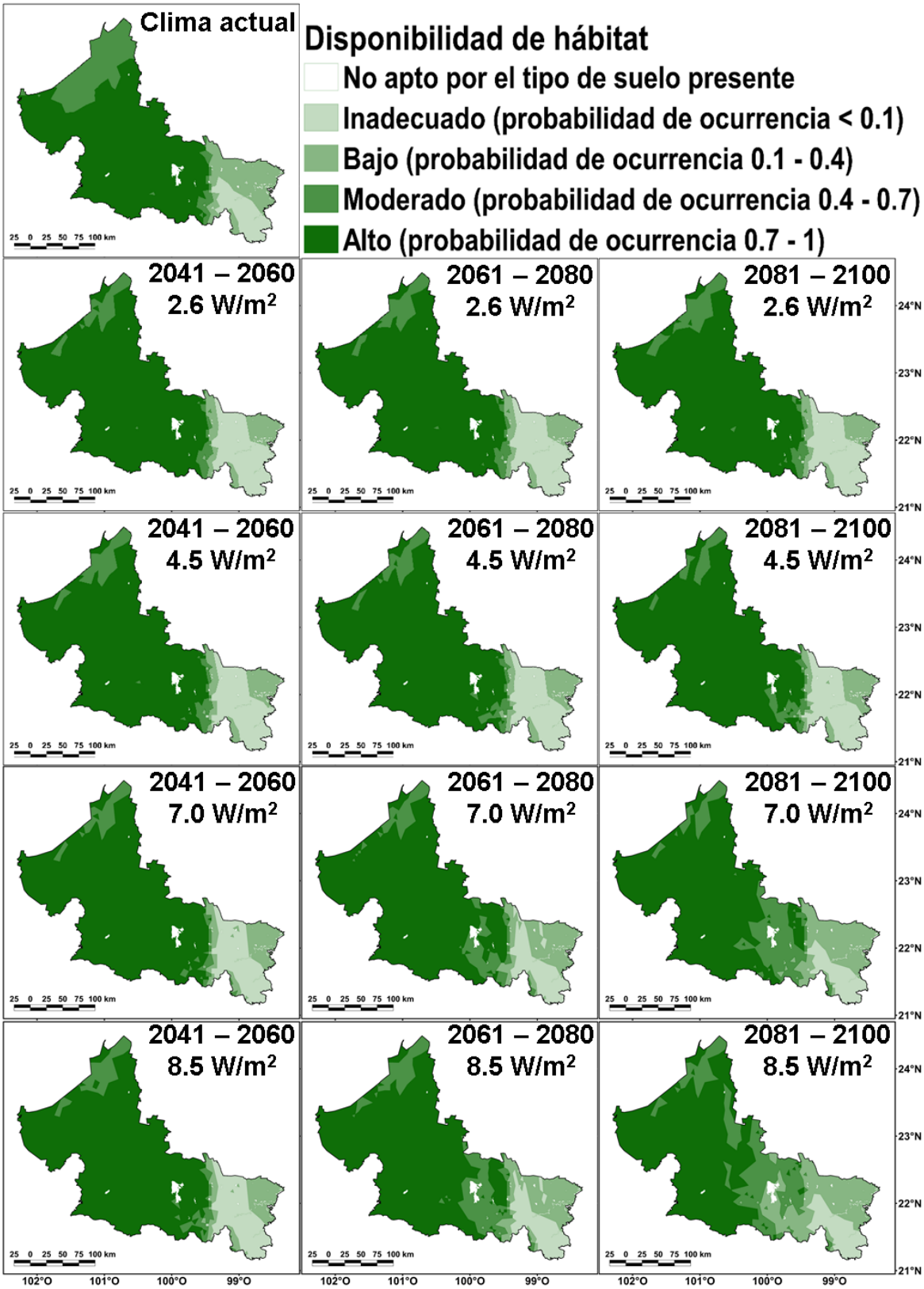


**Figura 13**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Pithecellobium dulce* (Fabaceae).

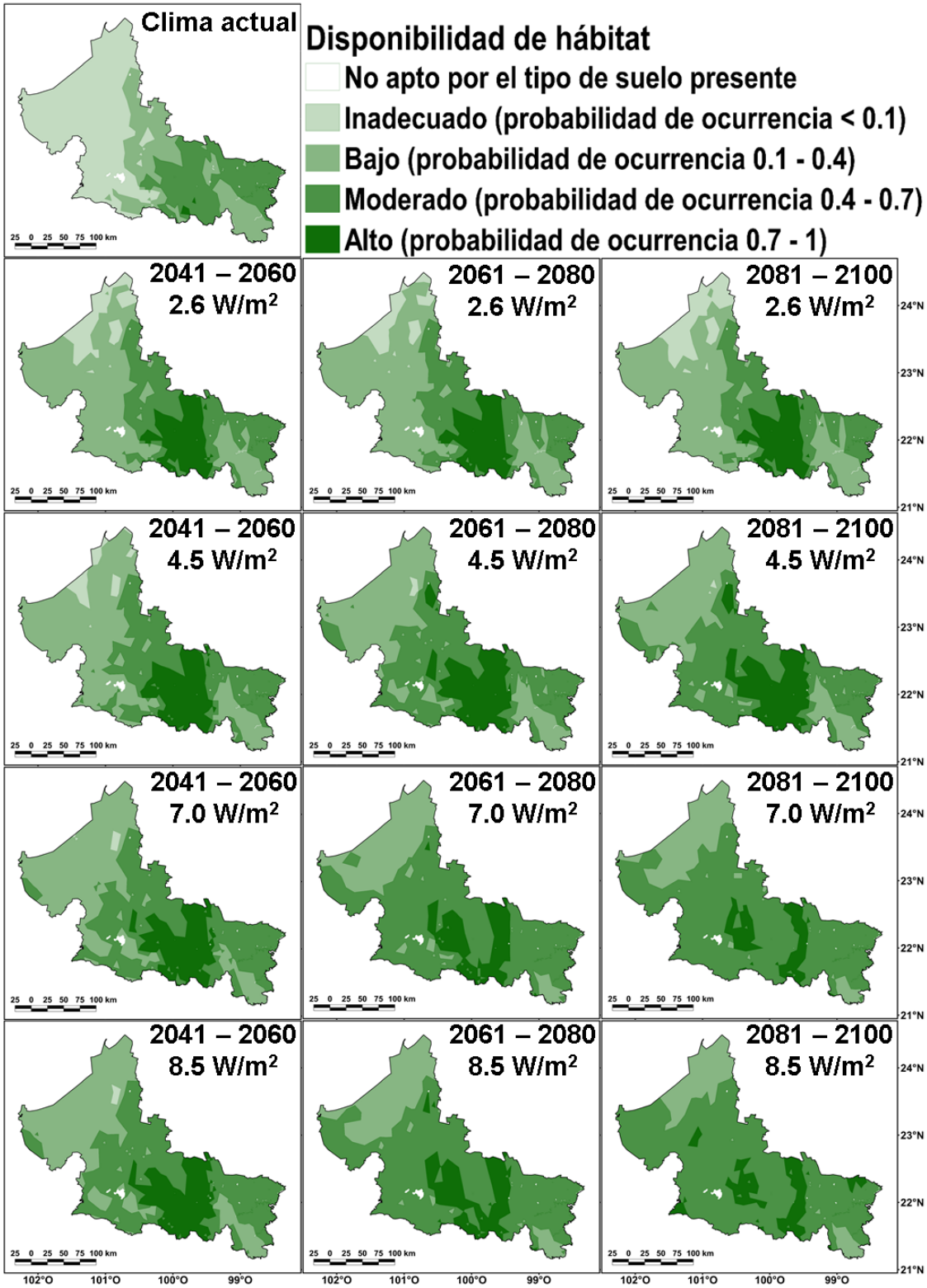


**Figura 14**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Senegalia berlandieri* (Fabaceae).

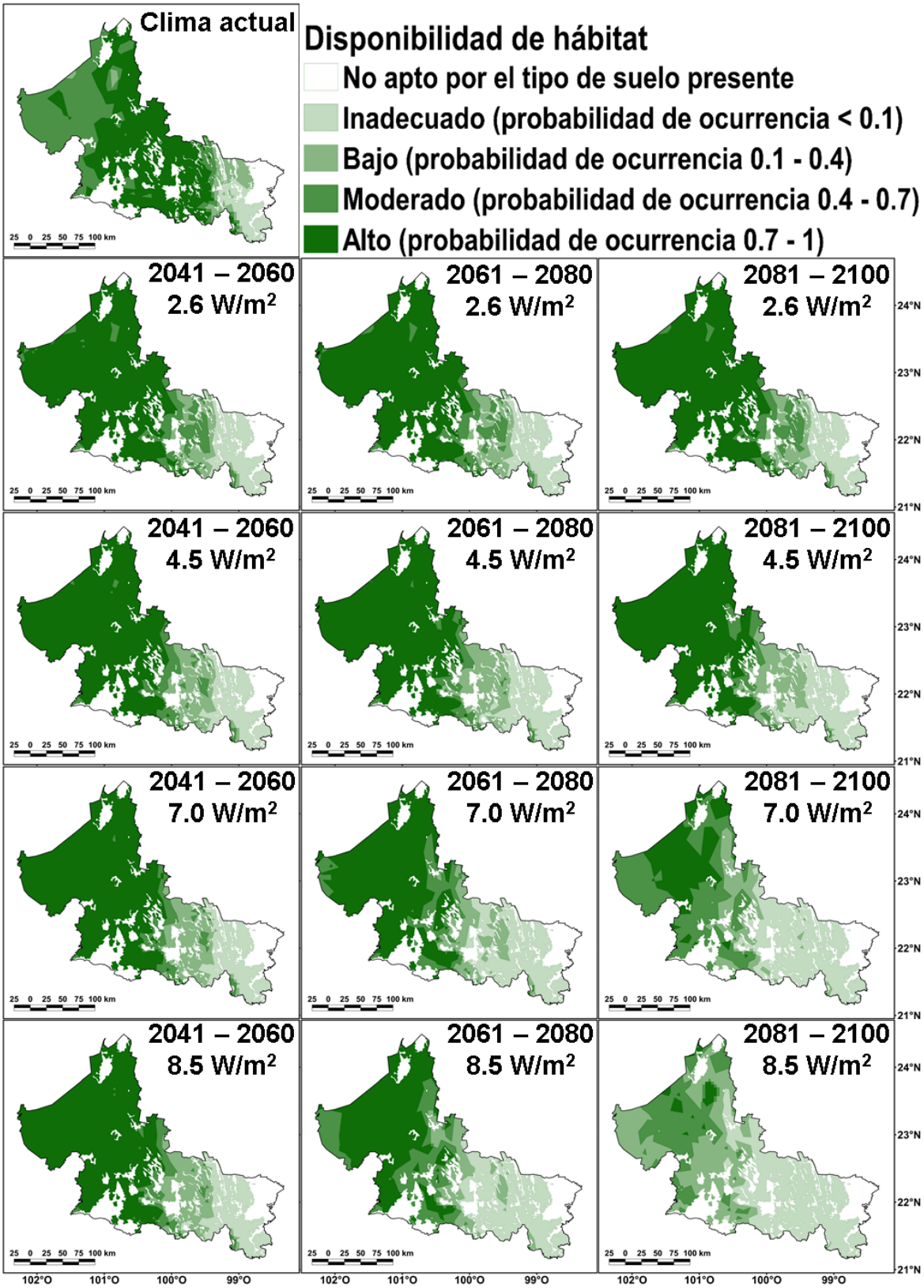


**Figura 15**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Vachellia cornigera* (Fabaceae).

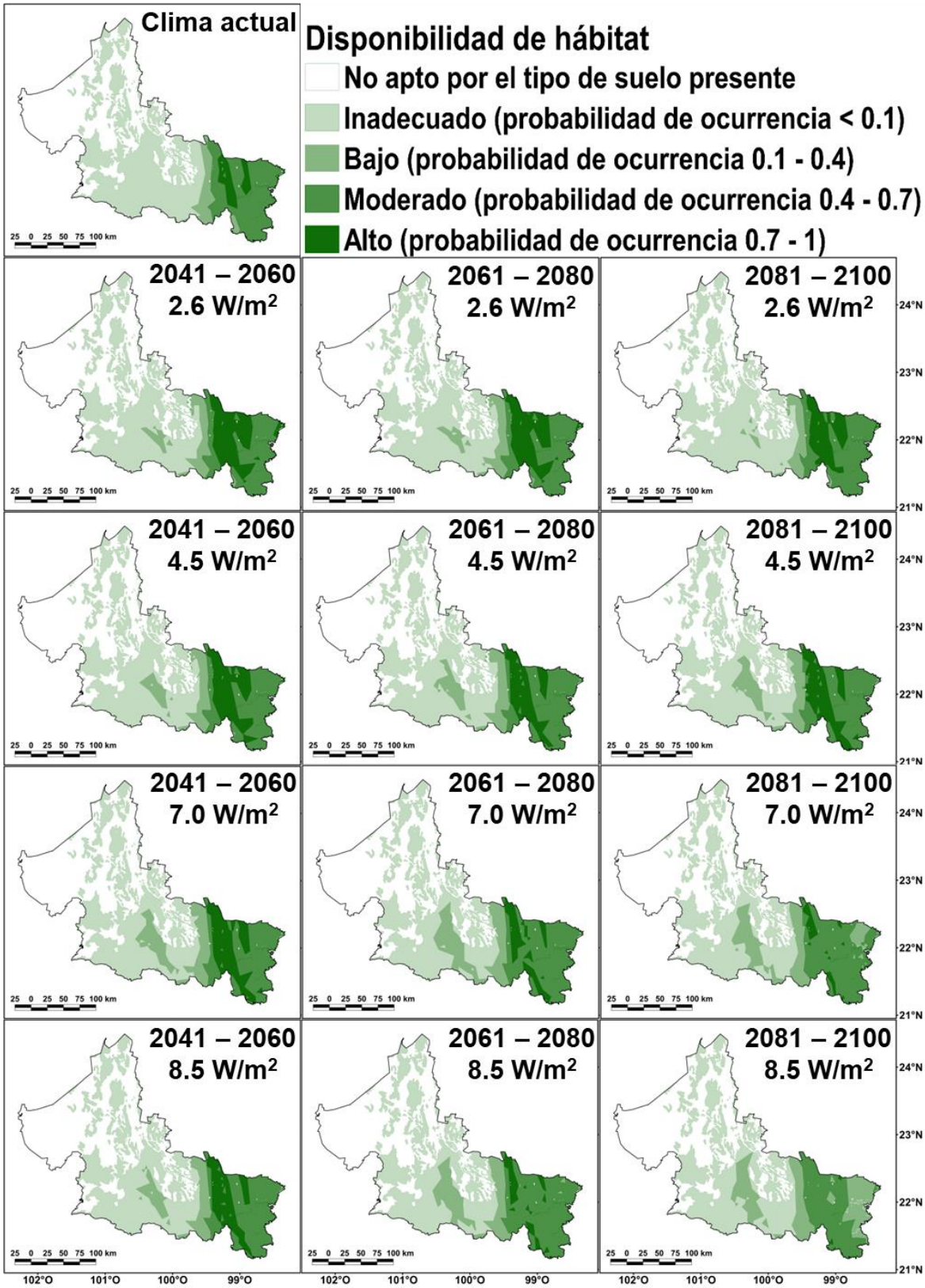


**Figura 16**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Vachellia farnesiana* (Fabaceae).

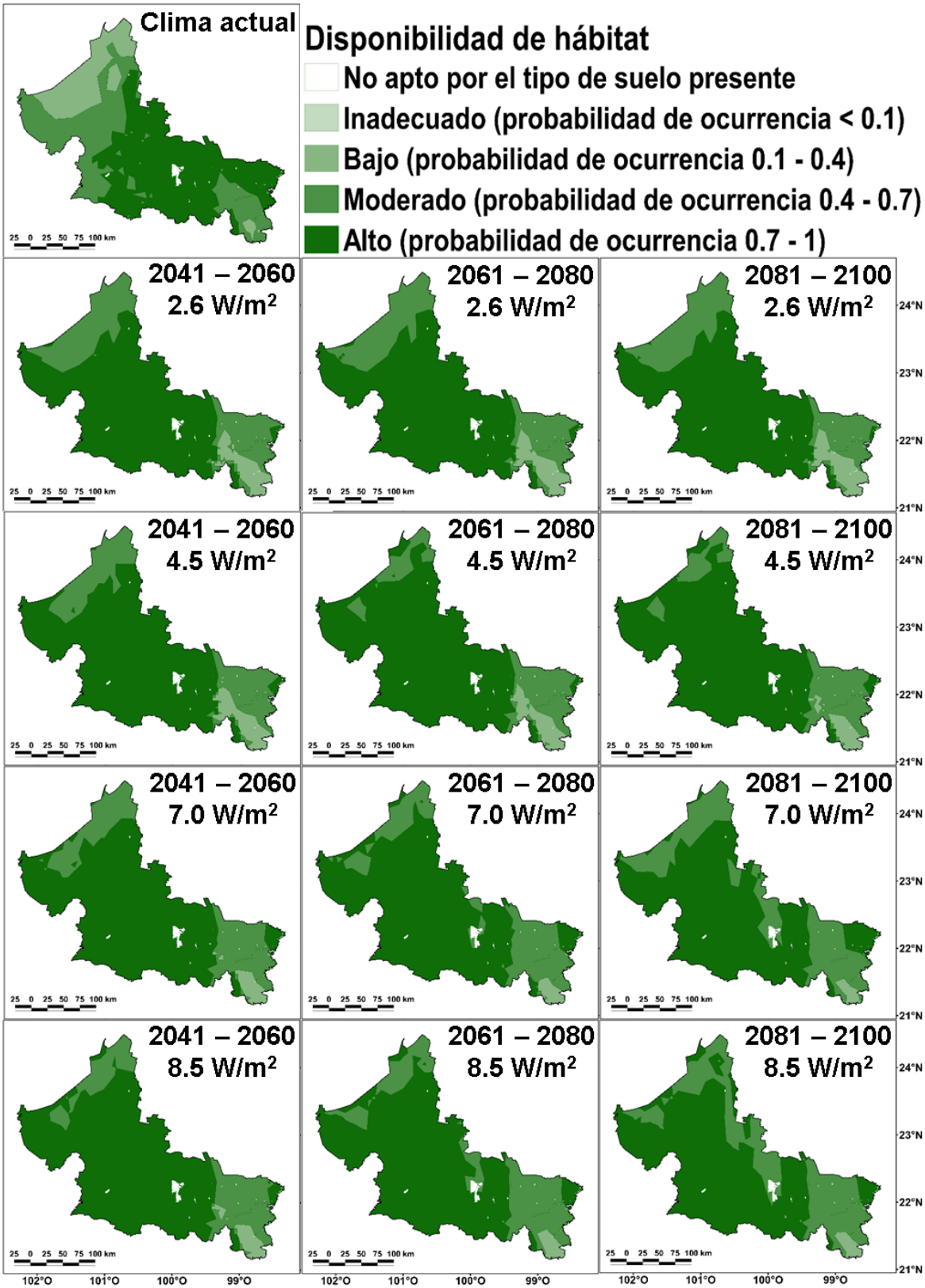


**Figura 17**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Ceiba pentandra* (Malvaceae).

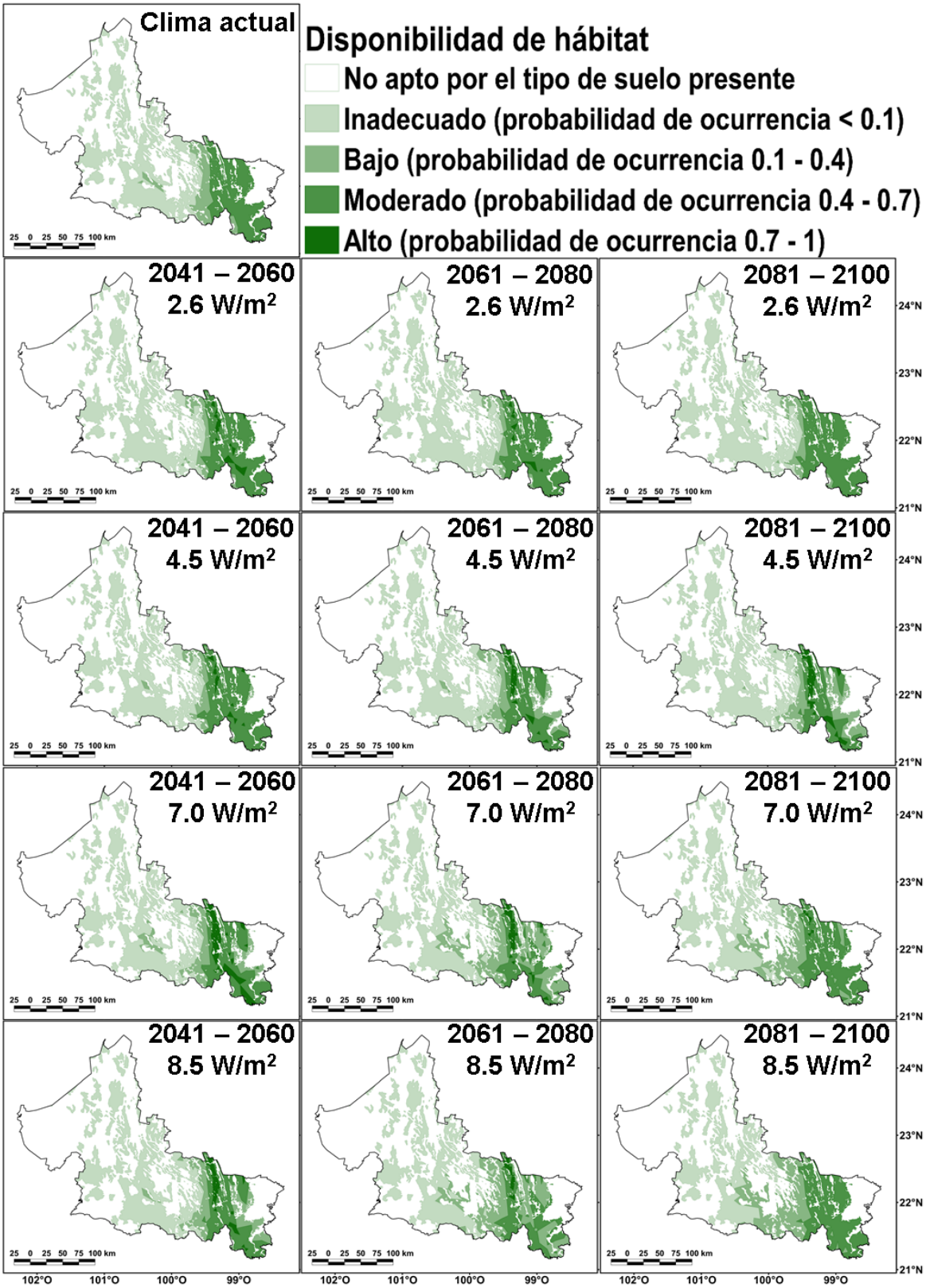


**Figura 18**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Pseudobombax ellipticum* (Malvaceae).

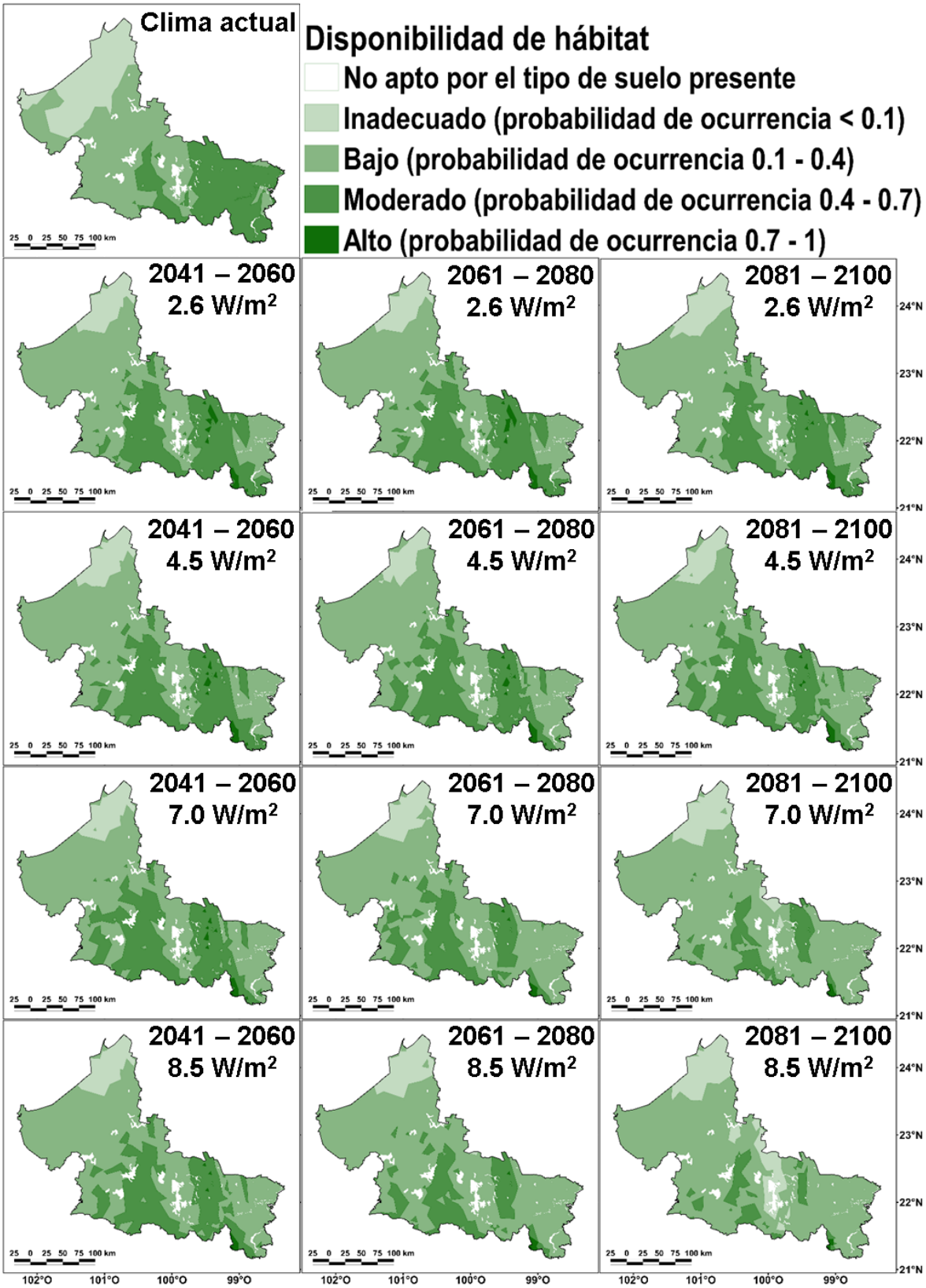


**Figura 19**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Cedrela odorata* (Meliaceae).

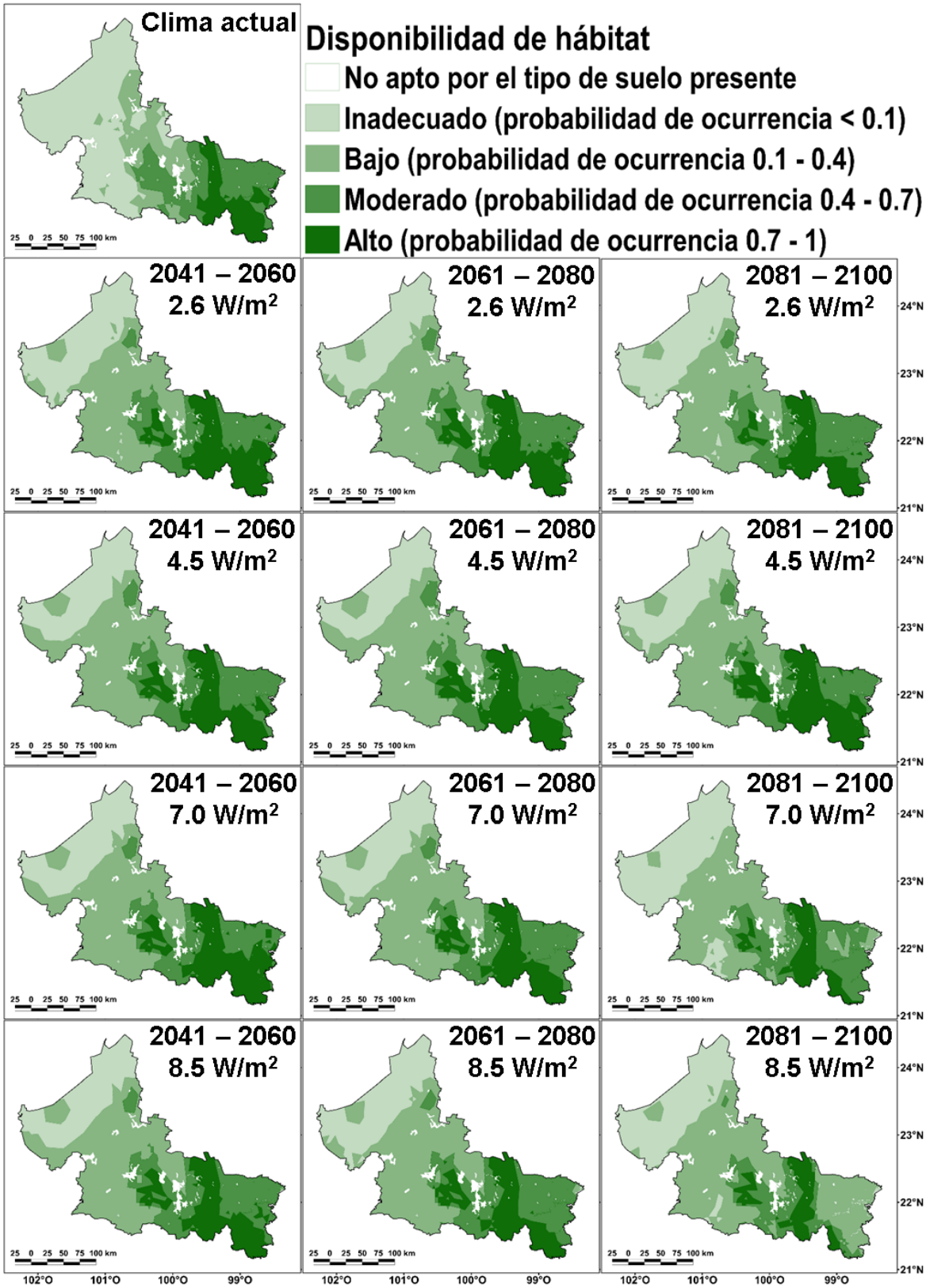


**Figura 20**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Ficus cotinifolia* (Moraceae).

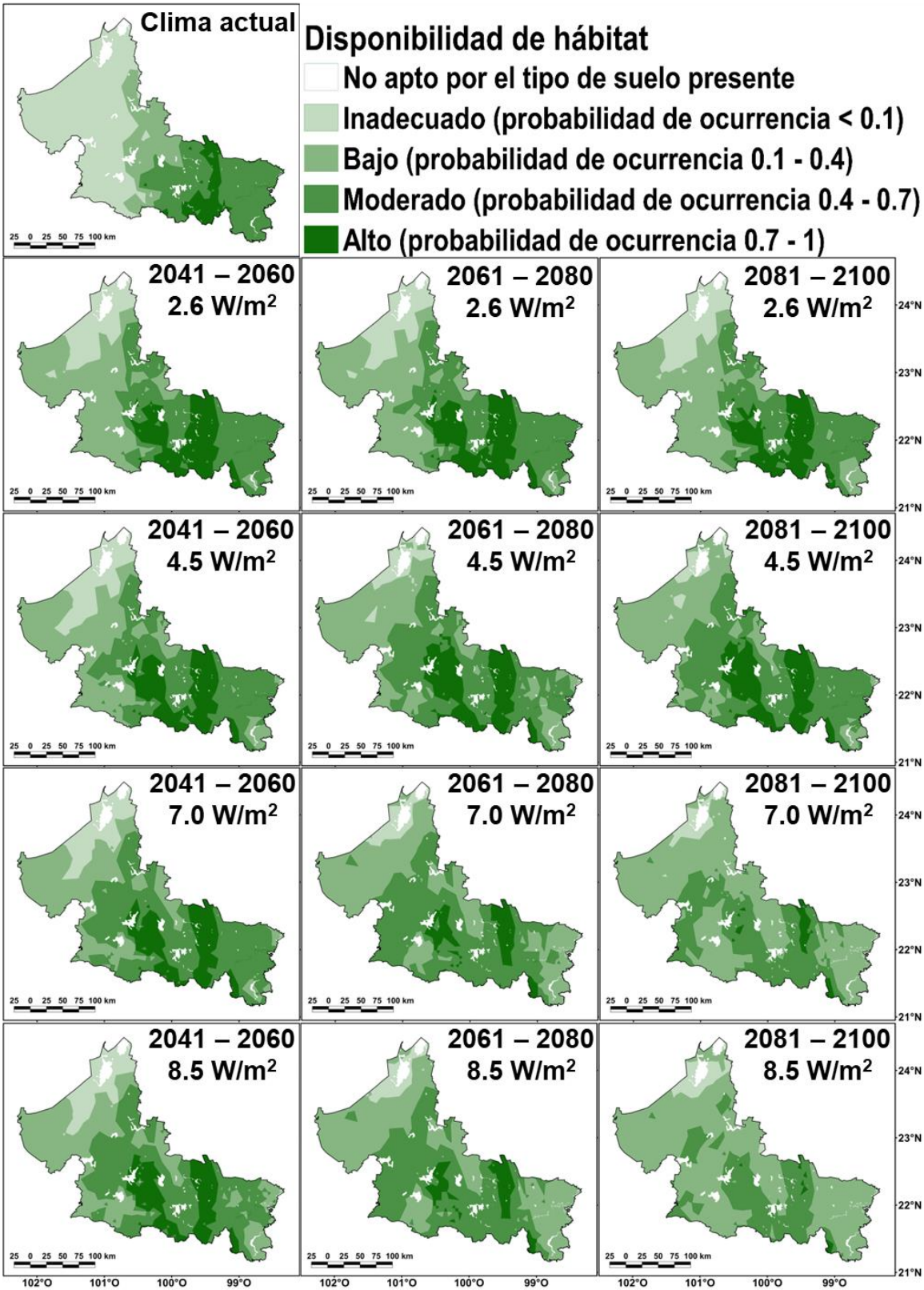


**Figura 21**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Maclura tinctoria* (Moraceae).

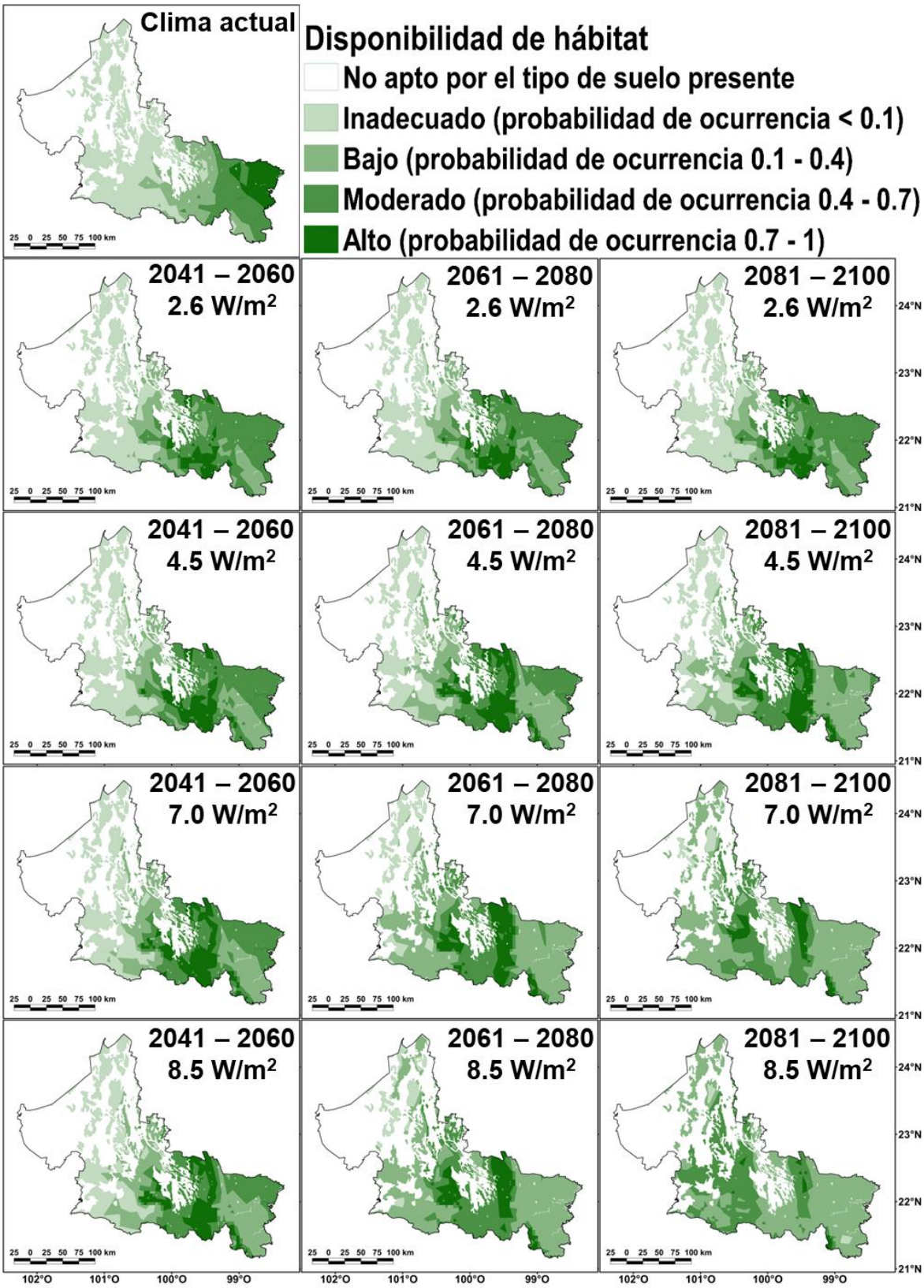


**Figura 22**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Platanus mexicana* (Platanaceae).

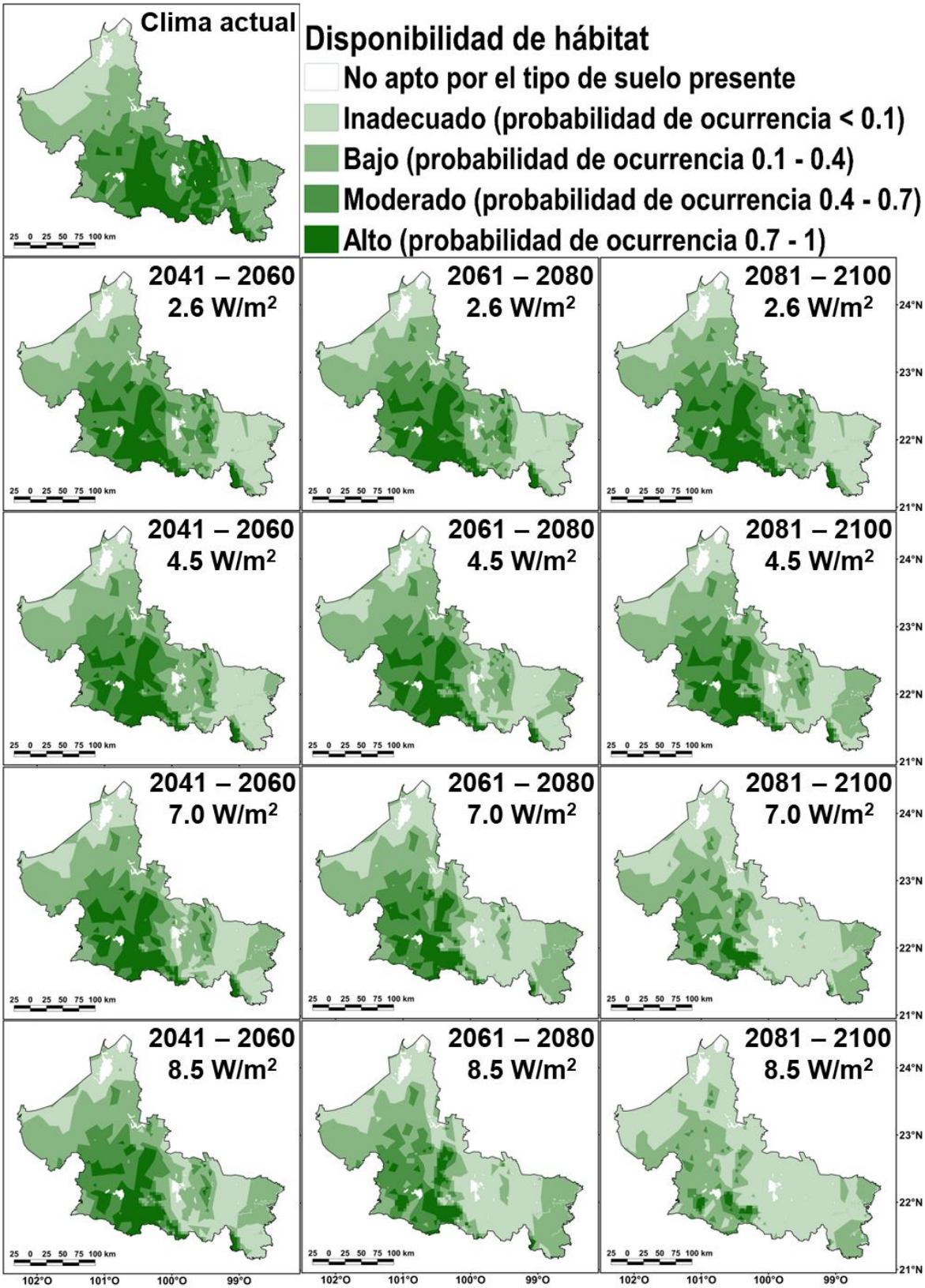


**Figura 23**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Populus mexicana* (Salicaceae).

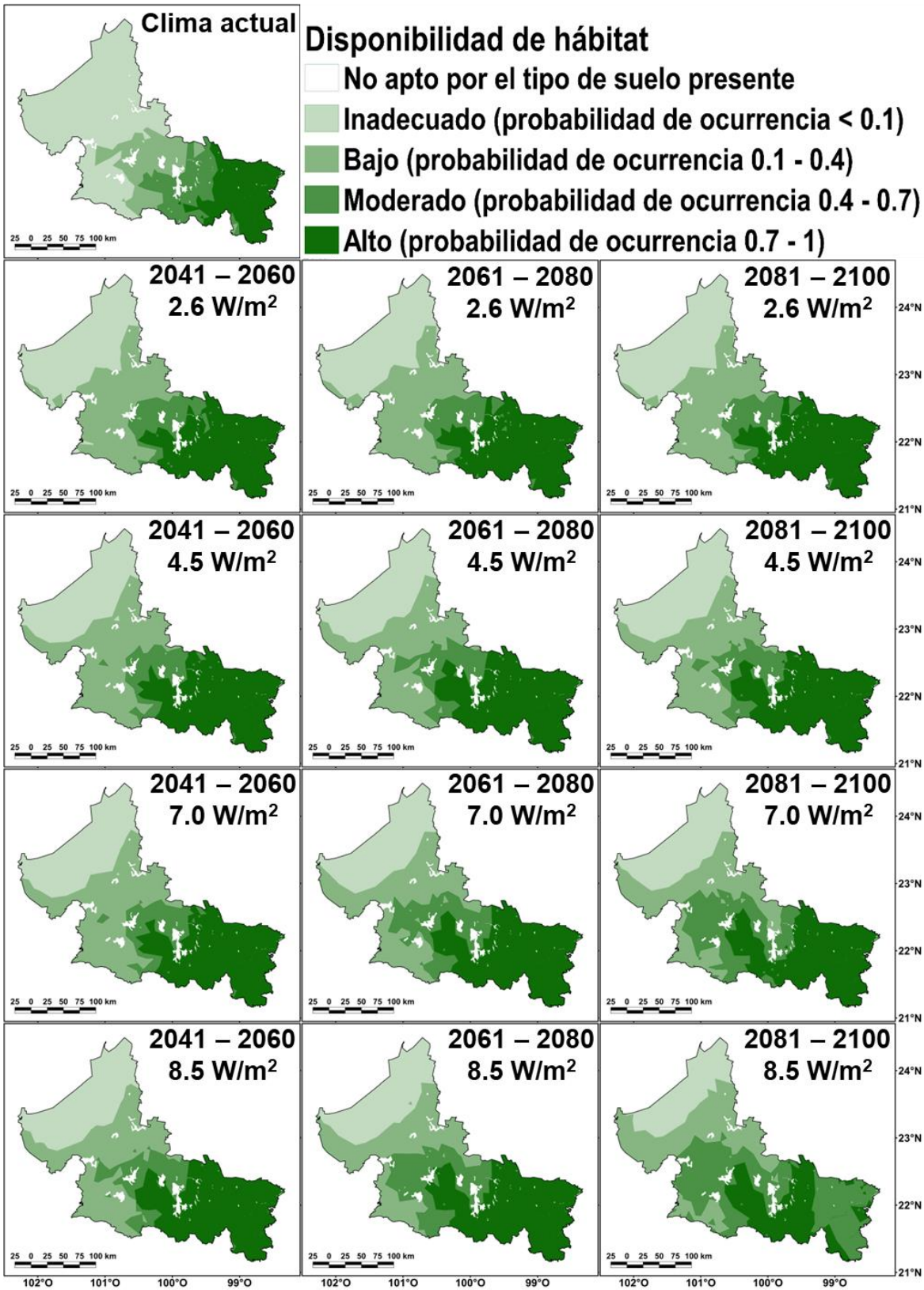


**Figura 24**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Salix humboldtiana* (Salicaceae).

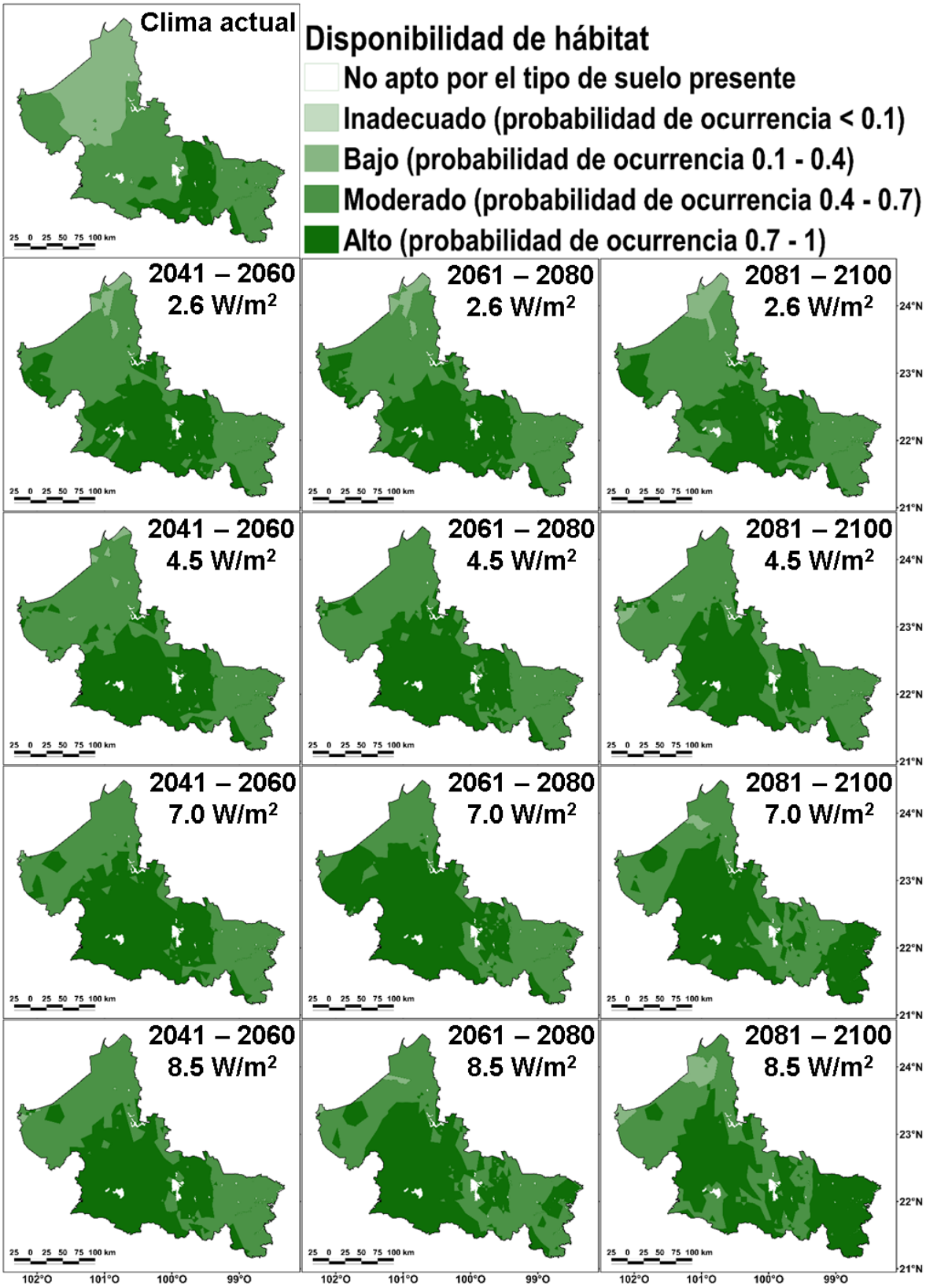


**Figura 25**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Sapindus saponaria* (Sapindaceae).

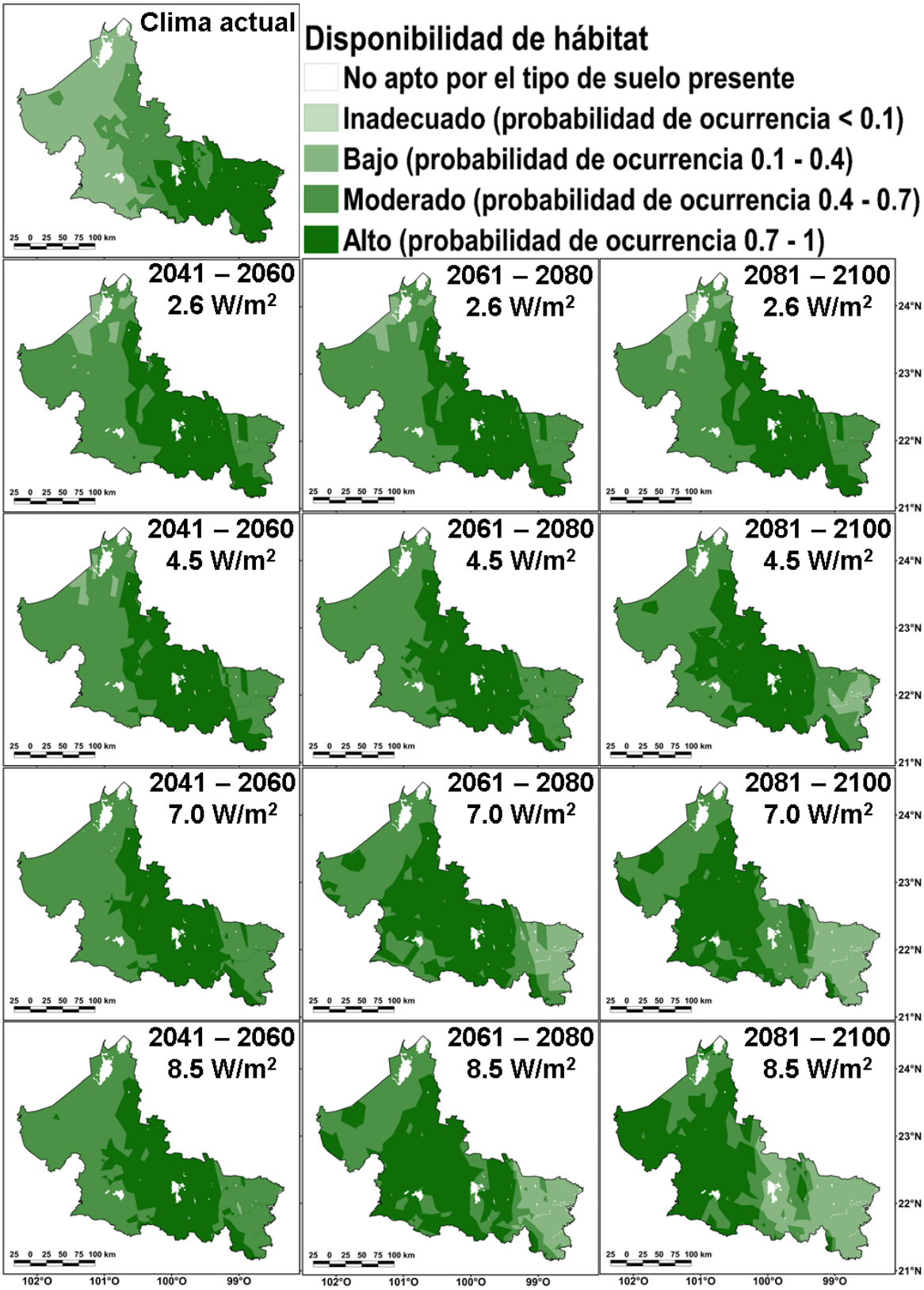
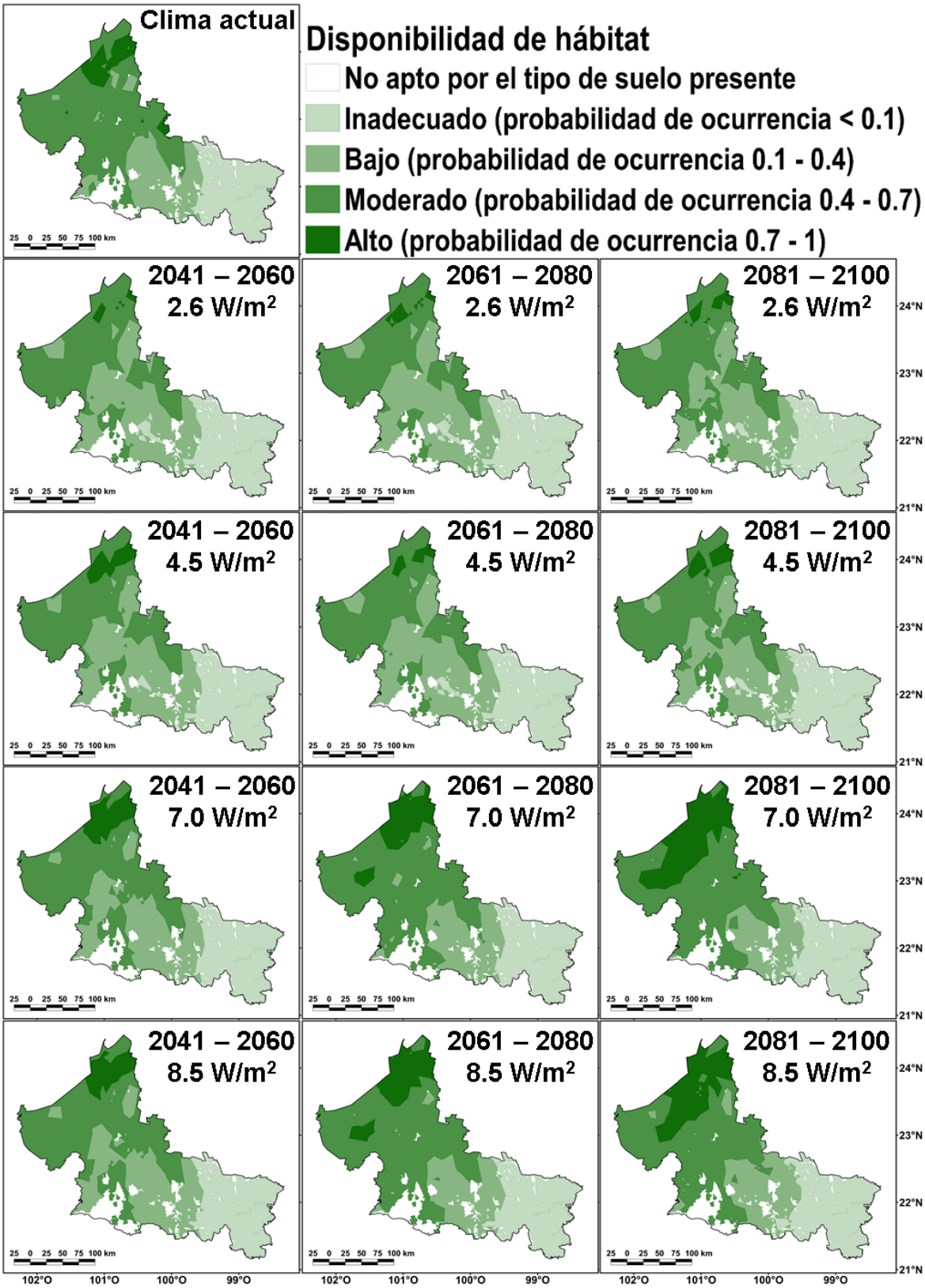


**Figura 26**. Mapas de disponibilidad de hábitat para *Larrea tridentata* (Zygophyllaceae).



# APÉNDICE C

Porcentaje de cambios en cobertura de hábitats (BS = poco adecuado, MS = moderadamente adecuado, HS = altamente adecuado, TS = total de hábitat adecuado) predichos después de transferir los SDM de *Vachelia pennatula* y de *Neltuma laevigata* a escenarios de cambio climático (tres períodos de tiempo con cuatro niveles de forzamiento radiativo cada uno). La cobertura actual estimada de hábitats adecuados (km2) se utilizó como referencia para calcular estos valores. La tabla también muestra el porcentaje de superposición entre las áreas que se prevé que contendrán la especie en el futuro y las áreas MESS no adecuadas.

| ***Vachellia pennatula*** | | | **Forzamiento radiativo** | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Período** | **Tipo de hábitat** | **Cobertura actual** | **2.6 W/m$^2$** | | **4.5 W/m$^2$** | | **7.0 W/m$^2$** | | **8.5 W/m$^2$** | |
| | | | **Cambio en cobertura** | **Solapamiento MESS** | **Cambio en cobertura** | **Solapamiento MESS** | **Cambio en cobertura** | **Solapamiento MESS** | **Cambio en cobertura** | **Solapamiento MESS** |
| 2041-2060 | BS | 522427.8 | -24.6% | 2.4% | -26.6% | 2.7% | -26.7% | 2.9% | -28.8% | 3.0% |
| | MS | 164618.0 | 34.2% | 0.0% | 34.7% | 0.1% | 27.9% | 0.0% | 28.1% | 0.0% |
| | HS | 121941.7 | 4.2% | 0.0% | -4.4% | 0.0% | -11.5% | 0.0% | -9.8% | 0.0% |
| | TS | 808987.6 | -8.3% | 1.3% | -10.8% | 1.4% | -13.3% | 1.6% | -14.4% | 1.6% |
| 2061-2080 | BS | 522427.8 | -26.8% | 2.1% | -31.0% | 2.7% | -27.2% | 3.2% | -28.3% | 3.6% |
| | MS | 164618.0 | 32.4% | 0.0% | 32.5% | 0.0% | 11.1% | 0.0% | 0.5% | 0.0% |
| | HS | 121941.7 | -0.8% | 0.0% | -6.0% | 0.0% | -37.0% | 0.0% | -43.1% | 0.0% |
| | TS | 808987.6 | -10.8% | 1.1% | -14.3% | 1.4% | -20.9% | 1.9% | -24.7% | 2.2% |
| 2081-2100 | BS | 522427.8 | -26.7% | 2.6% | -34.1% | 2.9% | -27.3% | 3.8% | -34.5% | 5.8% |
| | MS | 164618.0 | 27.9% | 0.1% | 25.7% | 0.0% | -25.0% | 0.0% | -39.7% | 0.0% |
| | HS | 121941.7 | 1.4% | 0.0% | -12.7% | 0.0% | -62.8% | 0.0% | -72.5% | 0.0% |
| | TS | 808987.6 | -11.3% | 1.4% | -18.7% | 1.5% | -32.2% | 2.6% | -41.3% | 4.2% |

| *Neltuma laevigata* | | | Forzamiento radiativo | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | | | | |
| **Período** | **Tipo de hábitat** | **Cobertura actual** | **2.6 W/m²** | | **4.5 W/m²** | | **7.0 W/m²** | | **8.5 W/m²** | |
| | | | **Cambio en cobertura** | **Solapamiento MESS** | **Cambio en cobertura** | **Solapamiento MESS** | **Cambio en cobertura** | **Solapamiento MESS** | **Cambio en cobertura** | **Solapamiento MESS** |
| 2041-2060 | BS | 640210.95 | -7.1% | 2.1% | -6.5% | 2.6% | -9.3% | 4.3% | -7.2% | 6.2% |
| | MS | 292395.25 | -13.2% | 0.6% | -11.3% | 0.6% | -12.2% | 0.6% | -12.6% | 0.7% |
| | HS | 201089.86 | 10.1% | 0.1% | 11.3% | 0.1% | 24.9% | 0.1% | 21.8% | 0.0% |
| | TS | 1133696.05 | -5.6% | 1.3% | -4.6% | 1.6% | -4.0% | 2.4% | -3.4% | 3.5% |
| 2061-2080 | BS | 640210.95 | -9.1% | 2.0% | -6.5% | 6.2% | -6.5% | 15.5% | -5.0% | 22.9% |
| | MS | 292395.25 | -14.4% | 0.5% | -15.6% | 0.6% | -18.3% | 0.9% | -20.2% | 0.9% |
| | HS | 201089.86 | 8.3% | 0.1% | 19.8% | 0.0% | 36.4% | 0.0% | 32.6% | 0.1% |
| | TS | 1133696.05 | -7.4% | 1.2% | -4.2% | 3.5% | -1.9% | 8.6% | -2.3% | 12.8% |
| 2081-2100 | BS | 640210.95 | -10.3% | 2.1% | -8.4% | 8.8% | -2.2% | 34.0% | 6.4% | 51.7% |
| | MS | 292395.25 | -14.0% | 0.7% | -22.0% | 0.7% | -24.7% | 1.7% | -26.0% | 4.0% |
| | HS | 201089.86 | 3.5% | 0.1% | 18.1% | 0.0% | 48.6% | 0.1% | 29.2% | 0.1% |
| | TS | 1133696.05 | -8.8% | 1.3% | -7.2% | 5.1% | 1.0% | 18.9% | 2.1% | 31.2% |