

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DISTRIBUCIÓN PASADA, PRESENTE Y FUTURA, E IMPLICACIONES EN LA
CONSERVACIÓN DEL PIÑONERO MEXICANO (*Pinus cembroides* Zucc.) Y
TEXANO (*P. remota* (Little) D.K.Bailey & Hawksw.)

POR

BIÓL. ADRIAN GONZALEZ MARTINEZ

Como requisito parcial para obtener el Grado de
MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN, FAUNA SILVESTRE Y SUSTENTABILIDAD

2025

DISTRIBUCIÓN PASADA, PRESENTE Y FUTURA, E IMPLICACIONES EN LA CONSERVACIÓN DEL
PIÑONERO MEXICANO (*Pinus cembroides* Zucc.) Y TEXANO (*P. remota* (Little) D.K.Bailey & Hawksw.)



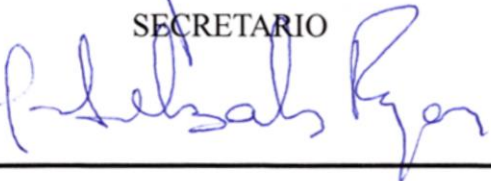
DRA. SUSANA FAVELA LARA

PRESIDENTE



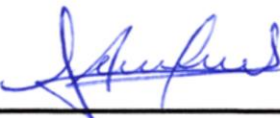
DR. ANTONIO GUZMÁN VELASCO

SECRETARIO



DR. JOSÉ IGNACIO GONZÁLEZ ROJAS

VOCAL



DRA. ALINA OLALLA KERSTUPP

VOCAL



DR. JUAN ANTONIO GARCÍA SALAS

VOCAL



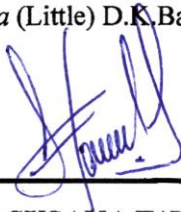
DRA. KATIUSHKA ARÉVALO

SUBDIRECTORA DE POSGRADO



DISTRIBUCIÓN PASADA, PRESENTE Y FUTURA, E IMPLICACIONES EN LA
CONSERVACIÓN DEL PIÑONERO MEXICANO (*Pinus cembroides* Zucc.) Y TEXANO

(*P. remota* (Little) D.K. Bailey & Hawksw.)



DRA. SUSANA FAVELA LARA

PRESIDENTE



DR. THOMAS ROGER VAN DEVENDER

ASESOR EXTERNO

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta Tesis está protegido, el uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material contenido que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde se obtuvo mencionando al autor o autores.

AGRADECIMIENTOS

Mis agradecimientos al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnologías (CONAHCYT), ahora Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por considerarme apto para recibir el apoyo económico que se me proporcionó a lo largo de estos dos años.

Agradezco a la Facultad de Ciencias Biológicas y a la Universidad Autónoma de Nuevo León, instituciones que me han proporcionado todo y a las que debo mi gratitud, labor y vocación.

Agradezco con mucho cariño a mi asesora, Dra. Susana Favela Lara, quien me ha ofrecido infinita paciencia y atenciones a lo largo de los años.

Agradezco a mi asesor externo, Dr. Thomas R. Van Devender por sus amplios comentarios y por proporcionarme literatura invaluable. Me permito mencionar y agradecer de igual manera al Dr. Julio Betancourt.

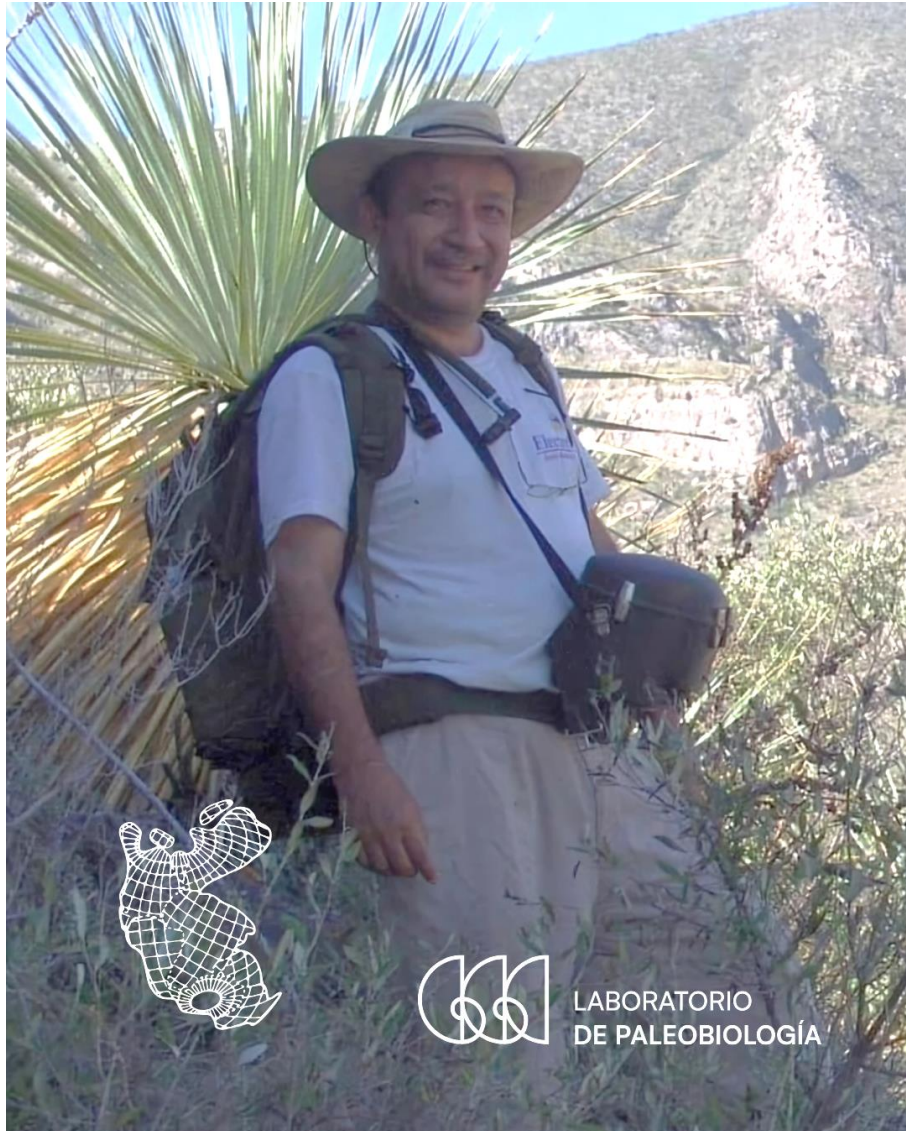
Agradezco al Dr. Hidalgo Rodríguez Vela (†) y al Laboratorio de Paleobiología, por inspirar la realización de este proyecto y por permitirme trabajar en sus instalaciones. Agradezco con énfasis al Dr. José Ignacio González Rojas y Dr. Antonio Guzmán Velasco, por su confianza y apoyo que sólo puedo retribuir con trabajo y dedicación. Agradezco a la Dra. Alina Olalla Kerstupp y al Dr. Juan A. García Salas por apoyar esta idea.

Agradezco, como siempre, e infinitamente, a mi madre.

Agradezco a mi compañera de vida, Valeria.

Agradezco a mis compañeros Pedro Adrián, Nora, Cecilia, Omar, Thania, Efraín, Jorge y Héctor, miembros de esta productiva generación que, entre todos, siempre nos dimos la mano para llegar hasta esta instancia.

DEDICATORIA



Este trabajo está dedicado a la memoria del Dr. HIDALGO RODRÍGUEZ VELA (1960-2024), destacado biólogo, mastozoólogo especializado en Chiroptera, paleontólogo de vertebrados y promotor de los sistemas de información geográfica, oriundo de Nuevo Laredo, Tamaulipas. Fue el primer profesor que confió en mí y, gracias a ello, fortaleció mi propia confianza. No estaría aquí ni haciendo lo que hago de no haber sido por su apoyo. Aunque en vida procuré corresponderle de la mejor manera posible, ahora nos queda la invaluable tarea de honrar su legado y continuar su labor.

“Lo que yo haga pertenece a mi tierra en el mismo grado en que yo le pertenezco”

- ALFONSO REYES

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	4
<i>I - Los Pinos Piñoneros</i>	<i>4</i>
<i>II – Piñonero Mexicano (Pinus cembroides)</i>	<i>4</i>
<i>III – Piñonero Texano (Pinus remota).....</i>	<i>6</i>
<i>IV - Paleodistribución de los Piñoneros en Norteamérica</i>	<i>7</i>
<i>V - Modelación de Distribución de Especies y Conservación</i>	<i>10</i>
<i>VI – Áreas Naturales Protegidas.....</i>	<i>13</i>
JUSTIFICACIÓN	15
OBJETIVOS DEL TRABAJO	16
<i>Hipótesis.....</i>	<i>16</i>
<i>General.....</i>	<i>16</i>
<i>Específicos</i>	<i>16</i>
MATERIAL Y MÉTODOS	17
<i>1.0. Área de Trabajo.....</i>	<i>17</i>
<i>1.1. Materiales</i>	<i>28</i>
<i>1.2. Datos Bioclimáticos y Topográficos</i>	<i>29</i>
<i>1.3. Modelados de Distribución de las Especies</i>	<i>30</i>
<i>1.4. Dinámica de Cambio en la Distribución de las Especies</i>	<i>32</i>
<i>2.1. Comparación con Registro Fósil</i>	<i>32</i>
<i>2.2. Análisis de Persistencia de Presencia.....</i>	<i>32</i>
<i>3.1. Áreas Críticas para la Conservación.....</i>	<i>33</i>
<i>4.1 Representatividad en Áreas Naturales Protegidas.....</i>	<i>33</i>
<i>4.2. Áreas Potenciales para la Translocación</i>	<i>34</i>
RESULTADOS	35
<i>1.1. Puntos de Observación de las Especies</i>	<i>35</i>
<i>1.2. Datos Bioclimáticos y Topográficos</i>	<i>36</i>
<i>1.3. Modelados de Distribución de las Especies</i>	<i>36</i>

1.4. <i>Dinámica de Cambio en la Distribución de las Especies</i>	49
2.1. <i>Comparación con Registro Fósil</i>	52
2.2. <i>Análisis de Persistencia de Presencia</i>	54
3.1. <i>Áreas Críticas para la Conservación</i>	56
4.1 <i>Representatividad en Áreas Naturales Protegidas</i>	58
4.2. <i>Áreas Potenciales para la Translocación</i>	61
DISCUSIÓN	65
1.1. <i>Puntos de Observación de las Especies</i>	65
1.2. <i>Datos Bioclimáticos y Topográficos</i>	66
1.3. <i>Modelados de Distribución de las Especies</i>	68
1.4. <i>Dinámica de Cambio en la Distribución de las Especies</i>	70
2.1. <i>Comparación con Registro Fósil</i>	73
2.2. <i>Análisis de Persistencia de Presencia</i>	74
3.1. <i>Áreas Críticas para la Conservación</i>	75
4.1 <i>Representatividad en Áreas Naturales Protegidas</i>	76
4.2. <i>Áreas Potenciales para la Translocación</i>	76
CONCLUSIONES	75
PERSPECTIVAS	77
BIBLIOGRAFÍA	78
ANEXOS	100
<i>Anexo 1 – Script para Modelación de la Distribución de Especies</i>	100
<i>Anexo 2 – Cartografía</i>	103
<i>Anexo 3 – Base de Datos Geográfica – Registro Fósil</i>	132
<i>Anexo 4 – Pinus cembroides y P. discolor en la Ecorregión de las Islas del Cielo</i> ...	133

ÍNDICE DE TABLAS

No.	Título	Pág.
1	Variables bioclimáticas con unidades (Fick y Hijmans 2017).	29
2	Predictores utilizados en la modelación de las especies de trabajo.	36
3	Estadísticos de evaluación. AUC = área bajo la curva; COR = característica operativa del receptor; TSS = suma total de cuadrados; DEV = desviación o medida de bondad de ajuste.	36
4	Áreas obtenidas de las especies de trabajo en píxeles y km ² . UMG = Último Máximo Glacial; HS1 = Estadial Heinrich 1; BA = Interestadial Bølling-Allerød; YDRYAS = Estadial <i>Dryas</i> Reciente; EH = Holoceno Temprano (Groenlandiano); MH = Holoceno Intermedio (Norgripiano); LH = Holoceno Tardío (Megalayano); Actual = 1980 – 2010; 126-11 = 2011-2040 (ssp 1-2.6); 585-11 = 2011-2040 (ssp 5-8.5); 126-41 = 2041-2070 (ssp 1-2.6); 585-41 = 2041-2070 (ssp 5-8.5); 126-71 = 2071-2100 (ssp 1-2.6); 585-71 = 2071-2100 (ssp 5-8.5).	49
5	Áreas Críticas para la Conservación en píxeles, km ² y porcentaje de retención con respecto a la distribución actual. 1-2.6 = SSP 1-2.6; 5-8.5 = SSP 5-8.5.	56
6	Representatividad de <i>Pinus cembroides</i> en ANP de México y Estados Unidos de América, en píxeles, km ² y porcentaje con respecto a la distribución actual. ADVC = áreas destinadas voluntariamente a la conservación; UMA = unidad de manejo para la conservación de la vida silvestre.	58
7	Representatividad de <i>Pinus remota</i> en ANP de México y Estados Unidos de América, en píxeles, km ² y porcentaje con respecto a la distribución actual. ADVC = áreas destinadas voluntariamente a la conservación; UMA = unidad de manejo para la conservación de la vida silvestre.	59
8	Comparativa de número de puntos de observación utilizados en la modelación de las distribuciones de <i>Pinus cembroides</i> y <i>P. remota</i> en este trabajo y otros similares.	65
9	Coberturas utilizadas en la modelación de <i>Pinus cembroides</i> y <i>P. remota</i> en este trabajo y otros similares. Uso Suelo = clasificaciones de uso de suelo, vegetación y similares; Mét. Veg. = métricas de vegetación como pueden ser índices de evapotranspiración, NDVI y biomasa; Mét. Suelo = métricas y características de suelos como su tipo y composición.	67
10	Valores de estadísticos de evaluación para la modelación de <i>Pinus cembroides</i> y <i>P. remota</i> en este trabajo y otros similares. AUC = área bajo la curva	68

11	Comparativa de variables con mayor contribución o importancia relativa para las modelaciones de las distribuciones de <i>Pinus cembroides</i> y <i>P. remota</i> en este trabajo y otros similares.	69
12	Perfil bioclimático de <i>P. cembroides</i> expresado a partir de las variables de mayor contribución en este trabajo y su comparación con trabajos similares.	70
13	Distribuciones proyectadas resultantes de este trabajo. * = Codificación utilizada en la plataforma TraCE21k (Karger <i>et al.</i> 2023).	103
14	Localidades fósiles recopiladas para <i>Pinus remota</i> . UMG = Último Máximo Glacial; HS1 = Estadial Heinrich 1; BA = Interestadial Bølling-Allerød; YDRYAS = Estadial Dryas Reciente; EH = Holoceno Temprano (Groenlandiano); MH = Holoceno Intermedio (Norgripiano); LH = Holoceno Tardío (Megalayano). Inicio y Fin en años antes del pasado, AP (1 de enero de 1950).	132

ÍNDICE DE FIGURAS

No.	Título	Pág.
1	Megaméxico; expansión de los límites administrativos de México con base en su similitud biótica y abiótica, de acuerdo con Rzedowski (1991).	1
2	Piñonero Mexicano (<i>Pinus cembroides</i>) en su hábitat (izq.). Conos y fascículos característicos (der.) (Santore 2019).	5
3	Piñonero Texano (<i>Pinus remota</i>) en su hábitat (izq.). Conos (derecha, abajo) y fascículos característicos (derecha, arriba) (Bisbee 2014).	6
4	Área de Trabajo, que comprende partes de México y los Estados Unidos de América.	17
5	Ecorregiones Terrestres de Nivel I en el área de estudio.	18
6	Ecorregiones Terrestres de Nivel II en el área de estudio. Se destaca la Sierra Madre Oriental (rojo), Sierra Madre Occidental (amarillo) y Eje Neovolcánico Transversal (azul).	19
7	Tipos de roca en el área de estudio, divididas por origen litológico.	20
8	Edad geológica de las rocas en el área de estudio.	21
9	Altimetría en el área de estudio. Más de la mitad del territorio mexicano se encuentra por encima de los 1000 msnm (color verde).	22
10	Cuencas hidrográficas y principales ríos en el área de estudio. Se destacan las cuencas del Río Bravo (azul claro) y del Río Colorado (verde claro). La cuenca del Río El Salado (azul) es endorreica y presentó lagos temporales, de forma similar a las producidas por los ríos Aguanaval y Nazas, en los límites de Coahuila y Durango.	23
11	Zonas climáticas de Köpper-Geiger en el área de estudio	24
12	Temperaturas medias anuales en el área de estudio.	25
13	Precipitaciones medias anuales en el área de estudio.	26
14	Tipos de vegetación en el área de estudio.	27
15	Áreas naturales protegidas (ANP) en las regiones administrativas pertinentes a este trabajo. En azul, las ANP de jurisdicción federal; en blanco, las ANP estatales; en delineado rojo, las ANP designadas por organismos internacionales; en verde, las áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC) y en anaranjado, las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA).	28
16	Puntos de observación utilizados en las modelaciones de <i>Pinus cembroides</i> (rombos rojos) y <i>P. remota</i> (círculos azules) tomadas de GBIF (2024a, 2024b) y SNMF (2024), acotados geográficamente a partir de lo discutido por Montes <i>et al.</i> (2022) y Earle (2023a, 2023b).	35
17	Contribución o importancia relativa de los predictores para la modelación de la distribución de <i>Pinus cembroides</i> .	37

18	Contribución o importancia relativa de los predictores para la modelación de la distribución de <i>Pinus remota</i> .	38
19	Curvas de respuesta de los predictores para la modelación de la distribución de <i>P. cembroides</i> . En colores, los intervalos de confianza (IC = 95%).	39
20	Curvas de respuesta de los predictores para la modelación de la distribución de <i>P. remota</i> . En colores, los intervalos de confianza (IC = 95%).	40
21	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) actual (1981-2010) de <i>P. cembroides</i> .	41
22	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Pleistoceno de <i>P. cembroides</i> . Arriba: Último Máximo Glacial. Abajo: Estadial Heinrich 1.	41
23	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Pleistoceno de <i>P. cembroides</i> . Arriba: Interestadial Bølling-Allerød. Abajo: Estadial <i>Dryas</i> Reciente.	42
24	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Holoceno de <i>P. cembroides</i> . Arriba: Groenlandiano. Centro: Norgripiano. Abajo: Megalayano.	42
25	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2011-2040 de <i>P. cembroides</i> . Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.	43
26	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2041-2070 de <i>P. cembroides</i> . Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.	43
27	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2071-2100 de <i>P. cembroides</i> . Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.	44
28	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) actual (1981-2010) de <i>P. remota</i> .	45
29	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Pleistoceno de <i>P. remota</i> . Arriba: Último Máximo Glacial. Abajo: Estadial Heinrich 1.	45
30	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Pleistoceno de <i>P. remota</i> . Arriba: Interestadial Bølling-Allerød. Abajo: Estadial <i>Dryas</i> Reciente.	46
31	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Holoceno de <i>P. remota</i> . Arriba: Groenlandiano. Centro: Norgripiano. Abajo: Megalayano.	46
32	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2011-2040 de <i>P. remota</i> . Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.	47
33	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2041-2070 de <i>P. remota</i> . Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.	47

34	Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2071-2100 de <i>P. remota</i> . Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.	48
35	Dinámica de cambio en la distribución de <i>P. cembroides</i> entre el Último Máximo Glacial (Pleistoceno) hasta la actualidad.	50
36	Dinámica de cambio en la distribución de <i>P. cembroides</i> entre la actualidad y el periodo 2070-2100, en los SSP 1-2.6 y 5-8.5	50
37	Dinámica de cambio en la distribución de <i>P. remota</i> entre el Último Máximo Glacial (Pleistoceno) hasta la actualidad.	51
38	Dinámica de cambio en la distribución de <i>P. remota</i> entre la actualidad y el periodo 2070-2100, en los SSP 1-2.6 y 5-8.5.	51
39	Representación del registro fósil de <i>P. remota</i> en madrigueras de ratas de campo (<i>Neotoma</i> spp.) durante el Pleistoceno.	52
40	Representación del registro fósil de <i>P. remota</i> en madrigueras de ratas de campo (<i>Neotoma</i> spp.) durante el Holoceno.	53
41	Persistencia de presencia de <i>P. cembroides</i> desde el Último Máximo Glacial hasta la actualidad. En línea blanca, la distribución potencial actual de la especie.	54
42	Persistencia de presencia de <i>P. remota</i> desde el Último Máximo Glacial hasta la actualidad. En línea blanca, la distribución potencial actual de la especie.	55
43	Áreas Críticas para la Conservación de <i>P. cembroides</i> para los SSP 1-2.6 (izq.) y 5-8.5 (der.). En verde, las ACC; en púrpura, la distribución actual.	57
44	Áreas Críticas para la Conservación de <i>P. remota</i> para los SSP 1-2.6 (izq.) y 5-8.5 (der.). En verde, las ACC; en púrpura, la distribución actual.	57
45	Representatividad de <i>P. cembroides</i> en ANP de México y Estados Unidos de América. En verde, con respecto a su distribución actual. En amarillo, bajo la proyección de la SSP 1-2.6. En morado, bajo la SSP 5-8.5.	58
46	Representatividad de <i>P. remota</i> en ANP de México y Estados Unidos de América. En verde, con respecto a su distribución actual. En amarillo, bajo la proyección de la SSP 1-2.6. En morado, bajo la SSP 5-8.5.	60
47	Áreas Potenciales para la Translocación de <i>P. cembroides</i> en la trayectoria SSP 1-2.6. En morado, las APT a largo plazo, en cian a mediano plazo y en amarillo a corto plazo. En rojo, la distribución actual.	61
48	Áreas Potenciales para la Translocación de <i>P. remota</i> en la trayectoria SSP 5-8.5. En morado, las APT a largo plazo, en cian a mediano plazo y en amarillo a corto plazo. En rojo, la distribución actual.	62
49	Áreas Potenciales para la Translocación de <i>P. remota</i> en la trayectoria SSP 1-2.6. En morado, las APT a largo plazo, en cian a mediano plazo y en amarillo a corto plazo. En azul, la distribución actual.	63

50	Áreas Potenciales para la Translocación de <i>P. remota</i> en la trayectoria SSP 5-8.5. En morado, las APT a largo plazo, en cian a mediano plazo y en amarillo a corto plazo. En azul, la distribución actual.	64
51	Climogramas para el periodo UMG – Actualidad. Mapa ubicación de las localidades muestreadas (izq.). Climogramas por localidad (sup. der.). Climograma promedio (inf. der.).	72
52	Climogramas para el periodo Actualidad-2100. Para la trayectoria SSP 1-2.6 (sup. izq.) con promedios (inf. izq.) y la trayectoria SSP 5-8.5 (sup. der.) con promedios (inf. der.).	73
53	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – Último Máximo Glacial.	104
54	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – Estadial Heinrich 1.	105
55	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – Interestadial Bølling–Allerød.	106
56	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – Estadial <i>Dryas</i> Reciente.	107
57	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – Groenlandiano.	108
58	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – Norgripiano.	109
59	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – Megalayano.	110
60	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – Actualidad (1981-2010).	111
61	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – SSP 1-2.6 (2011-2040).	112
62	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – SSP 5-8.5 (2011-2040).	113
63	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – SSP 1-2.6 (2041-2070).	114
64	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – SSP 5-8.5 (2041-2070).	115
65	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – SSP 1-2.6 (2071-2100).	116
66	Distribución Potencial de <i>Pinus cembroides</i> – SSP 5-8.5 (2071-2100).	117
67	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – Último Máximo Glacial.	118
68	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – Estadial Heinrich 1.	119
69	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – Interestadial Bølling–Allerød.	120
70	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – Estadial <i>Dryas</i> Reciente.	121
71	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – Groenlandiano.	122
72	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – Norgripiano.	123
73	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – Megalayano.	124
74	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – Actualidad (1981-2010).	125
75	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – SSP 1-2.6 (2011-2040).	126
76	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – SSP 5-8.5 (2011-2040).	127
77	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – SSP 1-2.6 (2041-2070).	128
78	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – SSP 5-8.5 (2041-2070).	129
79	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – SSP 1-2.6 (2071-2100).	130
80	Distribución Potencial de <i>Pinus remota</i> – SSP 5-8.5 (2071-2100).	131

LISTA DE SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS

UMG	Último Máximo Glacial
HS1	Estadial Heinrich 1
BA	Interestadial Bølling–Allerød
YDRYAS	Estadial <i>Dryas</i> Reciente
EH	Holoceno Temprano, Groenlandiano
MH	Holoceno Intermedio, Norgripiano
LH	Holoceno Tardío, Megalayano
SSP	Trayectorias Socioeconómicas Compartidas
AP	“Antes del Presente”, <i>1 de enero de 1950</i>
ANP	Área natural protegida
MDE	Modelo de distribución de especies

RESUMEN

Los piñoneros *Pinus cembroides* y *P. remota*, especies clave en los bosques de coníferas áridos y semiáridos de Norteamérica, enfrentan presiones climáticas crecientes pese a su adaptación a ambientes semiáridos. Este estudio evaluó su distribución histórica, actual y futura mediante Modelos de Distribución de Especies (MDE), combinando datos paleoclimáticos (Pleistoceno Tardío-Holoceno) y proyecciones bajo escenarios de bajas (SSP 1-2.6) y altas emisiones (SSP 5-8.5). Los resultados revelan que *P. cembroides*, especie ampliamente extendida con 134,490.4 km² de idoneidad actual, alcanzó su máxima cobertura durante el *Dryas* Reciente (144% mayor que la actual), mientras que *P. remota*, especie rara y disyunta con 22,217.6 km² actuales, mostró una expansión dramática en el Megalayano (Holoceno Tardío, 1,426% mayor), con distribución fósil en el Desierto Chihuahuense que coincide parcialmente con la distribución estimada. Las proyecciones a 2100 indican un futuro contrastante: bajo SSP 1-2.6, *P. cembroides* reduciría su área en 37%, pero *P. remota* aumentaría un 72%; en SSP 5-8.5, ambas colapsarían (pérdidas del 97% y 70%, respectivamente). Las Áreas Críticas de Conservación (ACC), delimitadas con el fin de contribuir a la afinación de estrategias de conservación, retendrían solo el 45% de idoneidad en SSP 1-2.6 y un 3% en SSP 5-8.5, agravado por la escasa protección actual (<30% en ANP). Se identificaron Áreas Potenciales para Translocación (APT) como posibles refugios futuros fuera de sus rangos actuales. Estos hallazgos evidencian la vulnerabilidad diferencial de los piñoneros al cambio climático, destacando: (1) la necesidad urgente de estrategias de conservación adaptativas, (2) la expansión de áreas protegidas, y (3) el valor de los datos paleoecológicos para predecir respuestas biogeográficas. Este trabajo proporciona evidencia cuantitativa de la respuesta contrastante de *P. cembroides* y *P. remota* a fluctuaciones climáticas pasadas, proyectando graves escenarios irreversibles bajo altas emisiones.

ABSTRACT

The pinyon pines *Pinus cembroides* and *P. remota*, keystone species in North American arid and semiarid coniferous forests, face increasing climatic pressures despite their adaptations to semi-arid environments. This study assessed their historical, current, and future distributions using Species Distribution Models (SDM), integrating paleoclimatic data (Late Pleistocene-Holocene) with projections under low (SSP 1-2.6) and high emission scenarios (SSP 5-8.5). Results reveal striking contrasts: the widely distributed *P. cembroides* (current suitability: 134,490.4 km²) reached maximal coverage during the Younger Dryas (144% larger than present), while the rare, disjunct *P. remota* (current suitability: 22,217.6 km²) exhibited dramatic expansion during the Meghalayan (Late Holocene, 1,426% larger), with fossil records partially matching estimated distributions in the Chihuahuan Desert. Projections to 2100 show divergent futures: under SSP 1-2.6, *P. cembroides* would decline by 37%, whereas *P. remota* would expand by 72%; under SSP 5-8.5, both species would collapse (97% and 70% range losses, respectively). Conservation Priority Areas (ACC), delineated to refine conservation strategies, would retain only 45% of current suitability under SSP 1-2.6 and a mere 3% under SSP 5-8.5 - exacerbated by limited current protection (<30% within protected areas). Potential Translocation Areas (APT) were identified as future refugia beyond current ranges. These findings demonstrate (1) differential climate vulnerability in pinyons, (2) the urgent need for adaptive conservation strategies and protected area expansion, and (3) the predictive value of paleoecological data for biogeographic responses. This work provides quantitative evidence of contrasting species responses to past climate fluctuations, projecting severe, irreversible scenarios under high emissions.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas montañosos de México y zonas adyacentes en California, Arizona, Nuevo México y Texas son el centro de mayor diversidad del género *Pinus* L. en el mundo, con casi 50 especies distribuidas en este territorio (Farjon 1996). Estas áreas forman parte del concepto biogeográfico de Megaméxico propuesto por Rzedowski (1991) [FIGURA 1].



FIGURA 1: Megaméxico; expansión de los límites administrativos de México con base en su similitud biótica y abiótica, de acuerdo con Rzedowski (1991).

Dentro de esta región de Norteamérica, los pinos piñoneros americanos (*Pinus* subsect. *Cembroides* Engelm.) surgen como un eslabón fundamental en las transiciones entre regiones templadas y los abundantes ecosistemas áridos (Farjon 1996; Favela-Lara 2004). Se destaca la importancia de estas especies para la ecología de la Cotorra Serrana Oriental (*Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore, 1947) y Occidental (*R. pachyrhyncha* (Swainson,

1827)), especie en peligro de extinción que se alimenta casi exclusivamente de semillas de pino, con particular preferencia regional por los piñones (Lawson y Lanning 1981; Ortiz-Maciel 2000; Ortiz-Maciel *et al.* 2010; Monterrubio-Rico *et al.* 2015).

Las semillas de estas especies, conocidas comúnmente como piñones, son muy apreciadas como alimento siendo parte de platillos, así como ingrediente principal en dulces y bebidas tradicionales (Farjon 2010). Aunado a esto, *Pinus cembroides* Zucc. es una importante especie maderable (Estrada-Castillón *et al.* 2007; Estrada-Castillón *et al.* 2023) y es visto con gran potencial como árbol urbano y en tareas de reforestación (Zárate-Castrejón *et al.* 2021). Por su parte, al habitar en sitios de acceso más complicado, los usos de *Pinus remota* (Little) Bailey & Hawksw. son más bien esporádicos (Earle 2023). Esto sin demeritar su aprovechamiento potencial en plantaciones silvícolas similares a las de *P. cembroides*, sirviendo a su mayor adaptabilidad y resiliencia en zonas áridas.

Se ha demostrado que el cambio climático, y en particular, el incremento en la temperatura y disminución de la precipitación, afectan las tasas de crecimiento de especies de piñoneros (Carlón-Allende *et al.* 2018; Herrera-Soto *et al.* 2018). En Estados Unidos estas condiciones cambiantes aunadas a las sequías prolongadas han causado pérdidas cuantiosas en las poblaciones de *P. cembroides* (Poulos 2014). Bajo distintos modelos de cambio climático, se ha estimado que el rango de estas especies se reducirá siguiendo aumentos a las temperaturas (Gómez-Mendoza y Arriaga 2007) o aumentará como consecuencia de incrementos regionales en precipitación (Antúnez *et al.* 2018).

La biogeografía de la conservación es definida por Whittaker *et al.* (2005) como la aplicación de las teorías, métodos y principios de la biogeografía en pro de la conservación de individuos, especies o ecosistemas. En este trabajo se utilizan las Modelaciones de Distribución de Especies (MDE), una de sus metodologías fundamentales (Richardson y Whittaker 2010), como principal herramienta para delimitar y cuantificar las áreas de distribución potencial de las especies de interés con dos principales visiones.

En primera instancia, comparar las distribuciones modeladas para el presente y futuro para ponderar los cambios en la idoneidad de hábitat de las especies y la implicación de las estrategias actuales de conservación, como lo es el porcentaje de protección ofrecido por Áreas Naturales Protegidas (ANP). La segunda visión compete al estudio de la biogeografía

histórica de estas especies, al proyectar su nicho ecológico-ambiental actual a las condiciones de momentos climatológicamente relevantes en el pasado reciente, comenzando a finales del Pleistoceno, durante el Último Máximo Glacial (UMG), hace aprox. 22,000 años; seguido del Stadial Heinrich 1 (HS1), hace aprox. 17,000 años; el Interstadial Bølling-Allerød (BA), hace aprox. 14,700 años; y el Stadial *Dryas* Reciente (YDRYAS), hace aprox. 12,900 años, así como para el Holoceno premoderno; en su inicio, durante el Groenlandiano (EH), hace aprox. 11,700 años; un punto intermedio, durante el Norgripiano (MH), hace aprox. 8,300 años; y en su última etapa, durante el Megalayano (LH), hace aprox. 4,200 años.

En las siguientes secciones de este trabajo, se explorarán distintos análisis biogeográficos como herramientas clave para la elaboración de propuestas enfocadas a la generación de conocimientos para la conservación y manejo de especies con tanta historia e importancia como los pinos piñoneros.

ANTECEDENTES

I - Los Pinos Piñoneros

Los Pinos Piñoneros Americanos, *Pinus* subsect. *Cembroides*, forman parte de la sección *Parrya* Mayr dentro del subgénero *Strobus* Lemmon. Se distribuyen desde el centro-sur de México (18° N) hasta la Gran Cuenca Norteamericana, con sus poblaciones más septentrionales en la Reserva Nacional *City of Rocks*, en el estado de Idaho (42° N). Habitan principalmente en las cadenas montañosas de México, así como en las Montañas Rocallosas y la Sierra Nevada en los Estados Unidos de América (Favela-Lara 2004).

Con base en lo sugerido por Montes *et al.* (2019; 2022), esta subsección está conformada por 13 especies: *Pinus cembroides* Zucc., *P. remota* (Little) D.K.Bailey & Hawksw., *P. culminicola* Andresen & Beaman, *P. johannis* Robert-Passini, *P. discolor* D.K.Bailey & Hawksw., *P. lagunae* (Robert-Passini) Robert-Passini, *P. monophylla* Torr. & Frém. (incluyendo a *P. × fallax*), *P. quadrifolia* Parl. ex Sudw. [*P. juarezensis* Lanner], *P. californiarum* D.K.Bailey, *P. edulis* Engelm., y marginalmente a *P. maximartinezii* Rzedowski, *P. pinceana* Gordon y *P. rzedowskii* Madrigal-Sánchez & Caballero-Deloya.

Se describen como árboles pequeños o arbustos con copas redondeadas a la madurez. Sus fascículos contienen 1 - 5 hojas aciculares cortas, rígidas y ligeramente punzantes. Generalmente cuentan con una vaina recurvada en la base del fascículo. Sus estróbilos ovulíferos, ‘piñas’ o ‘conos’, son pequeños, casi esféricos, de entre 2 - 9 cm de largo y ancho. Las semillas de este grupo carecen de ala y son de gran tamaño, hasta 2 cm de largo (Perry Jr. 1991). Cinco taxones de la subsección son considerados como vulnerables o en peligro de extinción (IUCN 2024) y nueve son protegidos por las leyes mexicanas (SEMARNAT 2010).

II – Piñonero Mexicano (Pinus cembroides)

Árbol de hasta 10 m de alto o, extraordinariamente, arbusto grande; con copa piramidal en su juventud (FIGURA 2; izquierda), madurando a una forma redondeada e irregular. Hojas aciculares ligeramente recurvadas, completamente glabras, de 3 – 7 cm de largo, de color verde oscuro a ocasionalmente verde amarillento o estramíneas, con presencia de estomas en todas las superficies de la hoja; agrupadas en fascículos de dos a tres hojas

distribuidos indistintamente. Los fascículos cuentan con una vaina fuertemente refleja, dando una apariencia arrosetada; esta vaina es decidua (FIGURA 2; derecha).

Los conos son globosos a esféricos, simétricos, de 3 – 6 cm de largo y ancho, con un pedúnculo muy corto, generalmente menor a 5 mm; en grupos de hasta cinco, de color marrón lustroso a café oscuro en su madurez. Las semillas son grandes, de hasta 2 cm de largo, con testa gruesa y resistente, con endospermo blanquecino a rosado. Muy apreciadas para el consumo humano y por la fauna silvestre (Perry Jr. 1991) (FIGURA 2; derecha).



FIGURA 2: Piñonero Mexicano (*Pinus cembroides*) en su hábitat (izq.). Conos y fascículos característicos (der.) (Santore 2019).

Pinus cembroides se distribuye a lo largo de las principales cordilleras mexicanas, desde los límites de los estados de Puebla y Oaxaca hasta los de los estados de Sonora y Chihuahua. Asimismo, se presenta de forma muy dispersa en las serranías del suroeste de los Estados Unidos de América entre los estados de Texas, Nuevo México y Arizona, encontrando entre el Bosque Nacional Coronado y las inmediaciones del Bosque Nacional Gila su límite septentrional.

Suele formar bosques casi puros, o creciendo simpátricamente con otras especies de *Pinus*, así como miembros de los géneros *Quercus* L., *Arbutus* L., *Carya* Nutt., *Rhus* L., *Agave* L. y *Juniperus* L. Con una distribución tan extensa, las condiciones físicas a las que la especie está adaptada son amplias; prefiere altitudes entre 1,500 y 2,800 msnm,

precipitaciones medias anuales de entre 400 a 800 mm y temperaturas en el rango de 0°C a 22°C.

Las poblaciones más meridionales de la especie se reconocen como *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* D.K.Bailey, que se define por individuos de hasta 15 m de altura y fascículos de (2)3(4) hojas, adaptados a mayor precipitación y menor temperatura media anual (Perry Jr. 1991).

III – Piñonero Texano (*Pinus remota*)

Árboles pequeños o arbustos grandes, comúnmente ramificados desde la base, de hasta 8 m de alto; con copa piramidal cuando jóvenes e irregularmente redondeada en su madurez (FIGURA 3; izquierda). Con hojas aciculares rectas a ligeramente recurvadas y flexibles, glabras, de 3 – 5 cm de largo, de color verde claro a amarillento, con estomas en ambas superficies; agrupadas en fascículos de 2 hojas de forma consistente. Los fascículos cuentan con una vaina muy delgada, refleja y decidua (FIGURA 3; derecha, arriba).



FIGURA 3: Piñonero Texano (*Pinus remota*) en su hábitat (izq.). Conos (derecha, abajo) y fascículos característicos (derecha, arriba) (Bisbee 2014).

Los conos son globosos, simétricos, de hasta 4 cm de largo y ancho, con pedúnculo mayor a 6 mm de largo; de color rojo anaranjado a marrón en su madurez. Las semillas de hasta 1.5 cm de largo, con testa delgada y frágil (de ahí uno de sus nombres comunes en inglés,

“Paper-shell Pinyon”), con endospermo blanco (Perry Jr. 1991) (FIGURA 3; derecha, abajo).

Su distribución actual es bastante restringida a algunos pocos cañones, cañadas, cimas de montañas y valles entre Nuevo León, Coahuila, Chihuahua y Texas. Es la especie de piñonero que crece a menores altitudes, entre 500 y 650 msnm en la Meseta de Edwards, Texas, mientras que en Coahuila ha sido recolectado a casi 1,800 msnm, y en Nuevo León sobre los 2,100 msnm, en la cima de la Sierra de las Mitras.

En la zona de Big Bend (Coahuila – Texas), una de las de mayor abundancia para esta especie, la precipitación media suele encontrarse entre 300 y 500 mm anuales, y es común en zonas con heladas constantes en el invierno (Perry Jr. 1991). En Trans-Pecos y regiones adyacentes de Coahuila y Nuevo León, los piñoneros texano y mexicano se presentan simpátricamente, pero sin evidencia de hibridación (Bailey y Hawksworth 1979).

Robert-Passini (1981) describió a una pequeña población de pinos arbustivos encontrada en el valle entre Monterrey, Nuevo León y Saltillo, Coahuila como *Pinus catarinae* Robert-Passini. Bajo este nombre es incluida en la NOM-059-SEMARNAT-2010 en la categoría de “endémica” y “sujeta a protección especial” (SEMARNAT 2010). Sin embargo, Bailey y Hawksworth (1983) la incluyeron como parte de *P. remota*, caracterizándola como una variación localizada.

Pinus remota es raramente aprovechado de forma comercial, pero se considera de gran importancia ecológica para mamíferos y aves en las zonas montañosas del Desierto Chihuahuense. De acuerdo con Olson *et al.* (1997), los piñones texanos fueron una importante fuente de subsistencia de la expedición encabezada por Álgar Nuño Cabeza de Vaca en su paso entre Coahuila y Texas, entre 1528 y 1536.

IV - Paleodistribución de los Piñoneros en Norteamérica

Los restos vegetales encontrados en madrigueras de las ratas de campo (*Neotoma* spp.) han sido utilizados para determinar comunidades vegetales pleistocénicas y holocénicas, así como su fechamiento de radiocarbono en Norteamérica desde la década de 1960, particularmente en los desiertos de Mojave (Wells y Jorgensen 1964), Sonorense y

Chihuahuense, con presencia de piñoneros, entre otras especies de coníferas y latifoliadas asociadas a bosques boreales (Wells 1966).

Pinus remota fue una especie ampliamente distribuida en el territorio que actualmente comprende el Desierto Chihuahuense (Lanner y Van Devender 1981; Van Devender 1986a), desde por lo menos los 600 msnm hasta los 1,675 msnm (Van Devender *et al.* 1987).

La presencia de piñoneros texanos y dulces (*P. edulis*) en el actual Desierto Chihuahuense data de por lo menos 42,000 años, de acuerdo con los registros encontrados en las montañas Hueco, en el actual límite de Texas y Nuevo México (Lanner y Van Devender 1981; Van Devender 1990), así como en Big Bend General, hace aprox. 40,000 años, Río Grande Village, hace aprox. 21,830 – 11,470 años (Van Devender 1986b), el Maravillas Canyon, Burro Mesa y Dagger Mountain desde hace aprox. 28,000 años, donde se reporta a casi 600 msnm (Wells 1966; Van Devender 1986b); Bennett Ranch, Streeruwitz Hills y Quitman Mountains (Lanner y Van Devender 1981) y Sierra Blanca (Van Devender 1986a), hace aprox. 18,000 años, el Bolsón de Mapimí y la Sierra de la Misericordia, cerca de Bermejillo, Durango, hace aprox. 12,830 – 11,730 años, donde probablemente se refugió durante los avances glaciales (Van Devender y Burgess 1985). También está posiblemente presente en el Valle de Cuatrociénegas, Coahuila, hace aprox. 12,850 – 12,360 años, de acuerdo con Meyer (1973).

Se ha encontrado como parte de la dieta de *Nothrotheriops shastensis* (Sinclair 1905), el perezoso gigante de Shasta, en la cueva Spirit Eye, condado de Presidio, Texas, en las riberas del Río Bravo, hace aprox. 12,900 años (Mead *et al.* 2021). En las regiones más norteñas y occidentales de su distribución pasada era común que compartiera espacio con *P. edulis* (Van Devender 1986a; Van Devender 1990). El piñonero texano permaneció relativamente común en la Meseta de Edwards por varios milenios en el Holoceno Temprano (Bryant Jr. 1968).

Para Wells (1986), las historias biogeográficas de los pares *P. monophylla* – *P. × fallax* (*P. monophylla* subsp. *fallax*) y *P. remota* – *P. edulis* son paralelas. Los taxones más norteños (*P. monophylla* y *P. edulis*) expandieron considerablemente sus rangos sobre zonas previamente ocupadas por comunidades glaciales y subalpinas, mientras que los taxones

sureños (*P. × fallax* y *P. remota*) vieron sus rangos, previamente muy extensos en zonas bajas, sumamente reducidos y aislados a algunos picos montañosos.

De acuerdo con Van Devender (1986a), es probable que el avance de *P. cembroides* hacia la zona de Big Bend, Texas, ocurriera contemporáneamente a la formación de las comunidades desérticas y la retracción de *P. remota* a refugios montañosos hace aprox. 11,000 años. *Pinus remota* lentamente abandonó las comunidades de piñón-enebro en las regiones más septentrionales del desierto Chihuahuense hace aprox. 11,000 años (Van Devender 1977), siendo reemplazados por otros piñoneros o por otras comunidades vegetales.

Estos bosques continuaron con su dominancia hasta hace poco menos de 8,000 años, cuando ocurre la transición a las comunidades desérticas modernas (Van Devender y Spaulding 1979), dominadas por especies xerófilas como *Larrea tridentata* (DC.) Coult. [*Larrea divaricata* subsp. *tridentata* (DC.) Felger], *Flourensia cernua* DC., *Fouquieria splendens* Engelm., además de *Agave* spp., *Opuntia* spp., y otras numerosas especies de cactáceas, que sólo alcanzaron su amplia distribución actual hace menos de 4,000 años.

Se ha estimado que los piñoneros dulce (*P. edulis*) y de una hoja (*P. monophylla*) se desplazaron hacia el norte a una tasa de 20 - 60 m por año, alcanzando los límites actuales de su distribución durante los últimos 1000 años, y recorriendo en total una distancia aproximada de 600 km (Cole *et al.* 2013). De acuerdo con Turpin *et al.* (1993), el polen de una especie indeterminada de *Pinus* fue encontrado en perfiles arqueológicos realizados en Boca de Potrerillos, actual municipio de Mina, Nuevo León, datados entre 1,515 y 665 años AP, con la mayor abundancia alrededor de 1,100 AP.

Martin y Harrell (1957) analizaron la conexión entre las floras del este de los Estados Unidos y las mexicanas, enfocándose en las Sierras Madre y ecosistemas similares, encontrando en su actual similitud evidencia del desplazamiento de las comunidades vegetales durante el Pleistoceno. Martin y Mehringer Jr. (1965) sugieren que las comunidades de bosques templados o boreales se ubicaron hasta 1,200 m por debajo de la actualidad en la zona del suroeste de los Estados Unidos de América a finales de la glaciación Wisconsin.

Por su parte, McDonald (1993) menciona que la línea de la vegetación alpina en el Cerro del Potosí, en Galeana, Nuevo León, se encontraba aproximadamente 1,000 m por debajo del nivel actual, dando oportunidad y espacio para el desarrollo de bosques de coníferas en las zonas del Altiplano Mexicano actualmente cubiertas por vegetación desértica.

V - Modelación de Distribución de Especies y Conservación

Los modelos de distribución de especies (MDE) son representaciones cartográficas de un espacio ecológico con base en la relación estadística entre los valores de variables físicas (climáticas, geológicas, edafológicas, entre otras) presentes en la distribución conocida y registrada de una especie (Mateo *et al.* 2011).

De acuerdo con la interpretación del concepto de nicho delineada por Hutchinson (1957), éste puede representarse en un espacio geográfico, pero sólo como una correspondencia del espacio ambiental o ecológico, que es abstracto y multidimensional. La modelación correlativa de nichos implica la delimitación de un objeto en el espacio ambiental, que luego se "proyecta" al espacio geográfico; sin embargo, es crucial destacar que ubicaciones cercanas en el espacio geográfico pueden diferir significativamente en el ambiental (Soberón *et al.* 2017).

Las técnicas de MDE se pueden utilizar para identificar zonas prioritarias para la conservación, particularmente cuando se toma en cuenta la dinámica de cambio de las distribuciones por causas de cambio climático.

Para especies mexicanas de *Pinus* se han realizado diversos modelados de distribución, principalmente utilizando el algoritmo de máxima entropía (*MaxEnt*, Phillips *et al.* (2006)). Se destacan los trabajos de Aguirre-Gutiérrez y Duivenvoorden (2010), donde modelan la distribución de 56 especies de *Pinus* de México, Cruz-Cárdenas *et al.* (2016) para 12 especies del género en Michoacán, Aceves-Rangel *et al.* (2018) para 20 especies de pinos en México, Ramos-Dorantes *et al.* (2017) con 15 especies de Pinaceae, principalmente de *Pinus*, para el estado de Puebla, Téllez-Valdés *et al.* (2019) para 45 especies de *Pinus* y 127 de *Quercus*, Reynoso-Santos *et al.* (2018) para *P. pseudostrobus* Lindl. y *P. oocarpa* Schiede ex Schltdl.

Por su parte, Pérez-Díaz (2019) modeló la distribución de *Rhynchopsitta terrisi*, *P. pinceana* Gordon & Glend. y *P. cembroides*, García-Aranda *et al.* (2018) realizaron modelados de distribución potencial de las especies *P. cembroides*, *P. culminicola* y *P. nelsonii* Shaw. Para el pino de las alturas, *P. hartwegii* Lindl., Manzanilla-Quñones *et al.* (2019) y Ortega-Rivera (2021) utilizan diversos algoritmos para la modelación de la distribución de la especie en México para el presente y el futuro con énfasis en los efectos del cambio climático.

Antúnez *et al.* (2018) realizó la modelación de la distribución de 13 especies de bosques templados incluyendo a *P. cembroides* para el estado de Durango, para el presente, el pasado (UMG) y el futuro (2080-2100). Martínez-Sánchez *et al.* (2023) comparó distintas coberturas climáticas en un modelado de *P. cembroides*, encontrando que las de *WorldClim 2.1* (Fick y Hijmans 2017) y Cuervo-Robayo *et al.* (2014) presentaron un AUC cercano a 0.89 a una resolución de 1 km².

Aunado a esto, Martínez-Sánchez está desarrollando una investigación intitulada “Modelación de la distribución de *Pinus cembroides* bajo escenarios del cambio climático”. Sánchez-Chávez (2024) realizó modelaciones de la distribución de *P. cembroides* y *P. remota* dentro de la Sierra Madre Oriental.

Los modelados de distribución geográfica desarrollados a partir de modelados de nicho ecológico han sido utilizados para comprender los impactos de los cambios climáticos desde el pasado hasta el presente y hacia el futuro. Se utilizaron vegetaciones actuales en Siberia, Rusia, como análogos para el desarrollo de modelos de distribución para esas mismas comunidades en Europa durante el UMG (aprox. 11,000 años AP) (Janská *et al.* 2017). Para la península Ibérica se modelaron las distribuciones de 19 especies de *Pinus* y *Quercus*, utilizando puntos modernos de presencia de las especies en condiciones bioclimáticas modernas, que posteriormente se interpolaban a las coberturas bioclimáticas para el UMG y para el Holoceno Intermedio (Benito-Garzón *et al.* 2007).

El desplazamiento a zonas más cálidas y bajas de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. & Bizzarri durante el UMG fue modelado mediante el algoritmo *MaxEnt*, localizando los refugios donde la especie se resguardó durante este periodo (Souto *et al.* 2015). Para 25 especies de coníferas y latifoliadas boreales de Norteamérica, se realizaron

modelados con algoritmos *Random Forest* y *XGBoost*, obteniendo una precisión promedio de 0.96 (Hanberry 2023).

Dentro de las coníferas, se analizó el cambio en la distribución del género *Cedrus* en el Mediterráneo y los Himalayas desde el UMG, el Holoceno Intermedio, la actualidad (1970-2000) y el futuro cercano (2050-2070), con una disminución sustancial en el área de idoneidad para la especie (Xiao *et al.* 2022). Figueroa-Corona *et al.* (2022) realizaron una modelación de la distribución de *Pinus pinceana* para la actualidad y el UMG.

Las distribuciones pleistocénicas, holocénicas, actuales y futuras de las dos especies nativas de pinabetes, *Picea martinezii* Patterson y *P. engelmannii* Parry ex Engelm. subsp. *mexicana* Martínez fueron modeladas y utilizadas por Mendoza-Maya *et al.* (2022) para encontrar sitios de potencial traslocación (conservación *ex situ*), en escenarios de cambio climático severo.

Los MDE han mostrado ser de gran utilidad en nuevas tareas de conservación (Gengping *et al.* 2013), como la estimación de la representatividad de especies protegidas o útiles dentro de áreas naturales protegidas, evaluar los efectos del cambio climático, el cambio de uso de suelo (Rodríguez *et al.* 2007; Villero *et al.* 2017), las invasiones biológicas, dispersión de patógenos (Batista *et al.* 2023), estudios de especies insulares (Benavides-Ríos *et al.* 2024), efectos del cambio climático, análisis de amenazas para unidades de la biodiversidad (Mota-Vargas *et al.* 2019) y han sido instrumentales en propuestas legales de protección de especies (Harrison *et al.* 2006).

Se ha demostrado que el cambio climático, y en particular, el incremento en la temperatura y disminución de la precipitación, afectan las tasas de crecimiento de *P. cembroides* (Carlón-Allende *et al.* 2018; Herrera-Soto *et al.* 2018). Asimismo, el tiempo errático combinado con sequías prolongadas ha causado pérdidas cuantiosas en los Estados Unidos de América (Poulos 2014). Bajo distintos modelos de cambio climático, se ha considerado que el rango de esta especie se reducirá (Gómez-Mendoza y Arriaga 2007), o aumentará (Antúnez *et al.* 2018).

La modelación de la distribución pasada de las coníferas se ha usado para facilitar la identificación de posibles sitios de traslocación, en caso de que la especie se enfrente a situaciones muy adversas en el futuro (Mendoza-Maya *et al.* 2022).

VI – Áreas Naturales Protegidas

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son zonas resguardadas por autoridades o particulares con fines de conservación, preservación, estética y protección de bienes etnológicos, así como para propiciar el mantenimiento de servicios ecosistémicos esenciales como la producción de agua potable, disminución de temperaturas, retención de contaminantes del aire, entre otros (Watson *et al.* 2014). En el mundo se reconocen numerosas categorizaciones y jurisdicciones de ANP. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales (IUCN) reconoce seis categorías de acuerdo con sus objetivos y mecanismos de conservación (Lausche *et al.* 2011).

En México las ANP de jurisdicción federal son administradas por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), dependencia de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) que las categoriza como Reservas de la Biósfera, Parques Nacionales, Monumentos Naturales, Áreas de Protección de Flora y Fauna, Áreas de Protección de Recursos Naturales y Santuarios (DOF 2024). Además, estas dependencias regulan otros esquemas de protección como lo son las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) y las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) (Peña-Azcona *et al.* 2022). Asimismo, existen ANP administradas por estados y municipios.

En los Estados Unidos de América, las áreas federales son administradas por el *US National Parks Service* (NPS), dependencia del *US Department of the Interior* (USDOI), donde se reconocen las categorías de *National Park*, *N. Lakeshore*, *N. Seashore*, *N. Memorial*, *N. Preserve*, *N. Reserve*, *N. Recreation Area*, *N. River*, *N. Wild and Scenic River*, *N. Parkway*, *N. Historic Park*, *N. Historic Site*, *International Historic Site*, *N. Military Park*, *N. Battlefield Park*, *N. Battlefield Site*, *N. Battlefield*, *N. Scenic Trail* y *Wilderness* (Szabó y Ujhelyi 2024). Existen además ANP estatales.

Organismos internacionales como la UNESCO y la Convención de Ramsar sobre Humedales coadyuvan a la conservación mediante la designación de ANP, como es el caso

de las Reservas de la Biósfera (MAB-UNESCO 2022) – no confundir con las áreas homónimas de CONANP – y los Sitios Ramsar (Convention on Wetlands 1971), respectivamente.

Para este trabajo, se evalúa la representatividad del piñonero mexicano y del piñón chino en las ANP de México y Estados Unidos, siguiendo trabajos realizados por (Martínez *et al.* 2006) para líquenes en España, miembros de la familia Malvaceae en Sudamérica (Colli-Silva *et al.* 2022), peces endémicos en el Pacífico Mexicano (Urcádiz-Cázares *et al.* 2021), un ensamblaje de especies protegidas en los Apalaches, Estados Unidos (Zhu *et al.* 2021), así como una serie de especies endémicas dentro de áreas protegidas en Austria (Semenchuk *et al.* 2021).

Asimismo, se pueden proponer nuevas zonas de conservación para especies, como Martínez-Sifuentes *et al.* (2020) realizó para la *Pinus greggii* Engelm. a partir de modelados de distribución realizados con el algoritmo *MaxEnt* para el presente y el futuro cercano, y para *Taxodium mucronatum* Ten. [*Taxodium distichum* (L.) Rich. var. *mexicanum* (Carr.) Gordon] bajo la misma metodología (Martínez-Sifuentes *et al.*, 2021). Por su parte, Sáenz-Ceja *et al.* (2022) identificaron zonas prioritarias para la conservación de los pinos mexicanos a partir de ensambles de modelados de distribución geográfica.

De forma similar, se han desarrollado trabajos sobre áreas potenciales para la conservación de diversos grupos de plantas (Vessella y Schirone 2013; Wan *et al.* 2014; Wang *et al.* 2015; Romero-Sánchez *et al.* 2018; Ramírez-Preciado *et al.* 2019; Samal *et al.* 2023), así como en aves (Papes 2007; de Carvalho *et al.* 2017; Moradi *et al.* 2019; Gonçalves *et al.* 2023), mamíferos (Penjor *et al.* 2018; Ebrahimi *et al.* 2021; Santangeli *et al.* 2022; Rivas y Speciale 2023), y herpetofauna (Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010; Martínez-Freiría *et al.* 2013; Popescu *et al.* 2013; Denoël y Ficetola 2015; Srinivasulu *et al.* 2021).

JUSTIFICACIÓN

El cambio climático amenaza tanto a los ecosistemas como a los sistemas económicos que dependen de ellos. Comprender las dinámicas espaciales y temporales de especies clave, como los piñoneros — una fuente vital de sustento para cientos de familias en el Altiplano Mexicano y las Sierras Madres — es fundamental. Este conocimiento nos permite desarrollar soluciones efectivas y mitigar los efectos devastadores de este fenómeno global.

Aunado a esto, los bosques de piñoneros constituyen un hábitat irremplazable para una diversidad de especies de mamíferos y aves, entre las que destacan las Cotorras Serranas Oriental (*Rhynchopsitta terrisi*) y Occidental (*R. pachyrhyncha*), especies protegidas por la ley mexicana y consideradas en peligro de extinción por la IUCN.

Anticipar las transformaciones en la cobertura forestal de estas especies de piñoneros no sólo nos brinda una valiosa perspectiva para abordar los desafíos de conservación, sino que también se erige como una herramienta estratégica para salvaguardar los ecosistemas que dependen de esta especie arbórea.

Este enfoque, respaldado y sustentado por análisis biogeográficos e información paleontológica, se presenta como una estrategia más en la búsqueda de la preservación de la biodiversidad y la promoción de la sostenibilidad en un contexto de cambio climático acelerado.

OBJETIVOS DEL TRABAJO

Hipótesis

El área de distribución de dos especies de piñoneros, *Pinus cembroides* y *P. remota*, es transformada por los cambios climáticos ocurridos desde finales del Pleistoceno hasta la actualidad y se verá reducida hacia el futuro.

General

EVALUAR el potencial de la conservación de *Pinus cembroides* y *P. remota* a partir del análisis de la dinámica sus distribuciones geográficas desde el Pleistoceno hasta la Actualidad, así como hacia el Futuro bajo tres escenarios de cambio climático.

Específicos

1. MODELAR la distribución pleistocénica (desde el Último Máximo Glacial), holocénica, actual y futura de las especies de estudio, para describir las preferencias de hábitat de las especies a partir de los valores de contribución relativa de las variables utilizadas en la modelación y cuantificar su variación espacial.
2. DELIMITAR áreas de refugio histórico de las especies utilizando las distribuciones modeladas y comparar con su representación en el registro fósil.
3. EVALUAR áreas críticas que aseguren la presencia continua de especies clave para su conservación a partir de sus distribuciones potenciales actuales y futuras.
4. DETERMINAR la representatividad de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) en la conservación de especies objetivo y analizar posibles zonas adicionales para la translocación que aseguren la viabilidad poblacional a largo plazo.

MATERIAL Y MÉTODOS

1.0. Área de Trabajo

Se estableció una extensión de trabajo con coordenadas aproximadas de 15°N a 40°N y 95°O a 118°O para la modelación de la distribución de las especies (FIGURA 4).

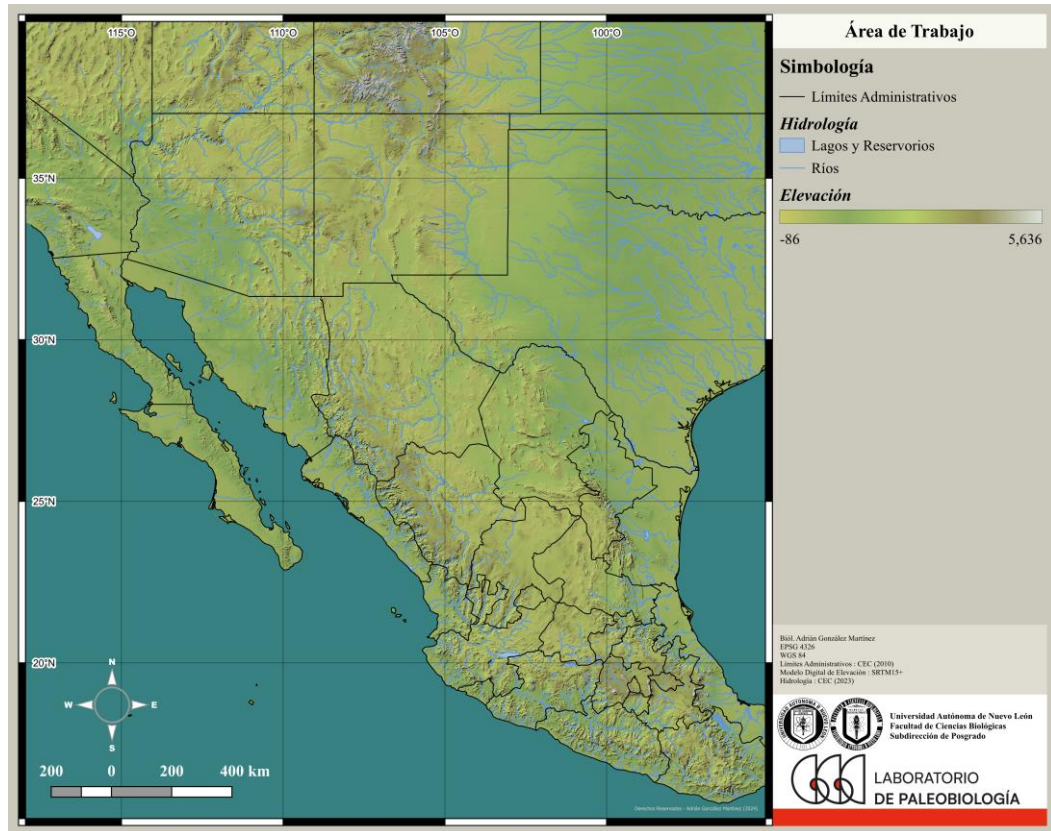


FIGURA 4: Área de Trabajo, que comprende partes de México y los Estados Unidos de América.

Esta área de trabajo incluye parcialmente a los Estados Unidos Mexicanos (*ex nunc*, México) y a sus estados federados, de noroeste a sureste, de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Coahuila de Zaragoza, Nuevo León, Tamaulipas, Sinaloa, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, Veracruz de Ignacio de la Llave, Nayarit, Jalisco, Aguascalientes, Guanajuato, Querétaro, Hidalgo, Colima, Michoacán, Estado de México, Ciudad de México, Tlaxcala, Puebla, Morelos, Guerrero y Oaxaca.

Por su parte, en los Estados Unidos de América se incluyen los estados de Nevada, Utah, Colorado, Kansas, California, Arizona, Nuevo México, Oklahoma y Texas. El área de

trabajo reconoce al Istmo de Tehuantepec como el límite meridional hipotético de la distribución de *Pinus* subsect. *Cembroides*.

Esta región del subcontinente norteamericano se encuentra en el cruce de los reinos biogeográficos Neártico y Neotropical. El primero se caracteriza por zonas áridas, subtropicales y templadas con predominancia de géneros compartidos con otras regiones septentrionales del mundo como *Pinus*, *Quercus*, *Juniperus* y *Populus* (Morrone 2006), aunque también destacan las comunidades desérticas que transgreden el Trópico de Cáncer, ocupando el Altiplano Mexicano (Ecorregiones “Desiertos de América del Norte” y “Elevaciones Semiáridas Meridionales” [FIGURA 5]). Por su parte, el Neotrópico comparte su biodiversidad principalmente con Sudamérica y, en menor medida, con otras regiones tropicales del mundo como África Central, el sudeste asiático y Australasia (Morrone 2014).

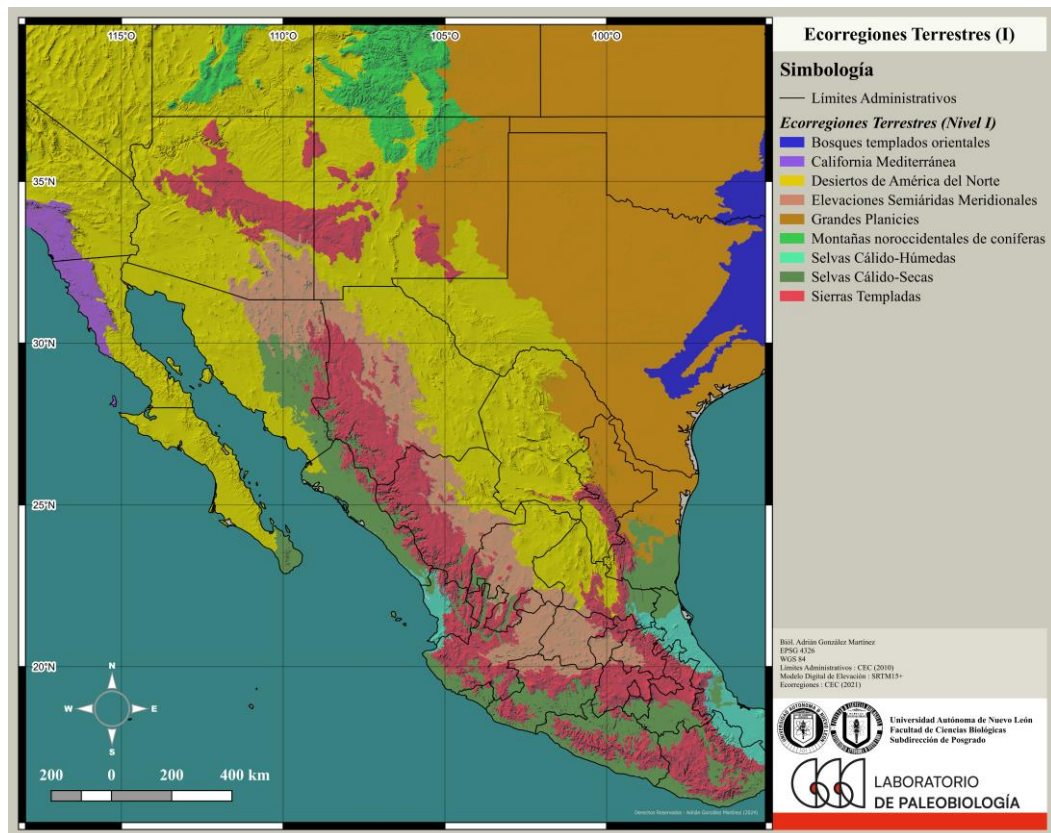


FIGURA 5: Ecorregiones Terrestres de Nivel I en el área de estudio.

El territorio mexicano funge como un embudo y canal conductor para las biodiversidades de ambos reinos que no respetan líneas duras, sino que obedecen a gradientes climatológicos derivados de la compleja interacción de la latitud, la extensión longitudinal y la compleja orografía presente en la región. Por esto, autores como Rzedowski (1978) y Morrone (2019) han delimitado a las principales zonas montañosas de México y el suroeste de los Estados Unidos (Ecorregión “Sierras Templadas” [FIGURA 5]) como una región transicional única, donde elementos Neárticos y Neotropicales se fusionan. Esto conlleva a una biodiversidad marcada por endemismos sumados a los elementos compartidos con ambos reinos (Juárez-Barrera *et al.* 2020).

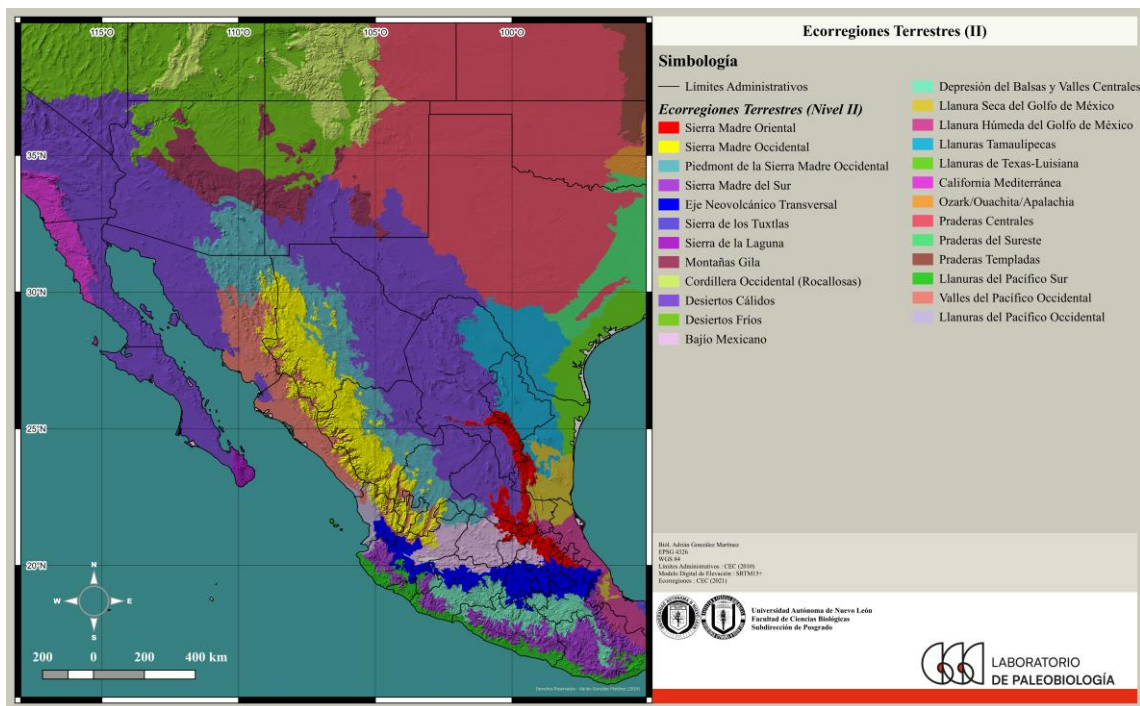


FIGURA 6: Ecorregiones Terrestres de Nivel II en el área de estudio. Se destaca la Sierra Madre Oriental (rojo), Sierra Madre Occidental (amarillo) y Eje Neovolcánico Transversal (azul).

Dentro de esta región, se destacan tres sistemas montañosos. La Sierra Madre Oriental (FIGURA 6), cordillera caracterizada por sus plegamientos dramáticos de rocas predominantemente mesozoicas de origen sedimentario marino (FIGURA 7), elevada durante la orogenia Laramide, a finales del Mesozoico y principios del Cenozoico. Abarca el territorio mexicano desde Veracruz y Puebla en dirección noroeste hasta el Río Bravo del Norte, además de la región del estado de Texas denominada Trans-Pecos y las serranías

menores de Coahuila y Nuevo León en algunas delimitaciones. Destaca la alternancia entre sedimentos de ambientes profundos, de plataforma y de mar somero, particularmente notables en la Fm. Minas Viejas, abundante en evaporitas como yesos. Estos cambios son un reflejo de las distintas etapas de transgresiones y regresiones marinas a lo largo del Jurásico y Cretácico (FIGURA 8) (Eguiluz-de Antuñano *et al.* 2000).

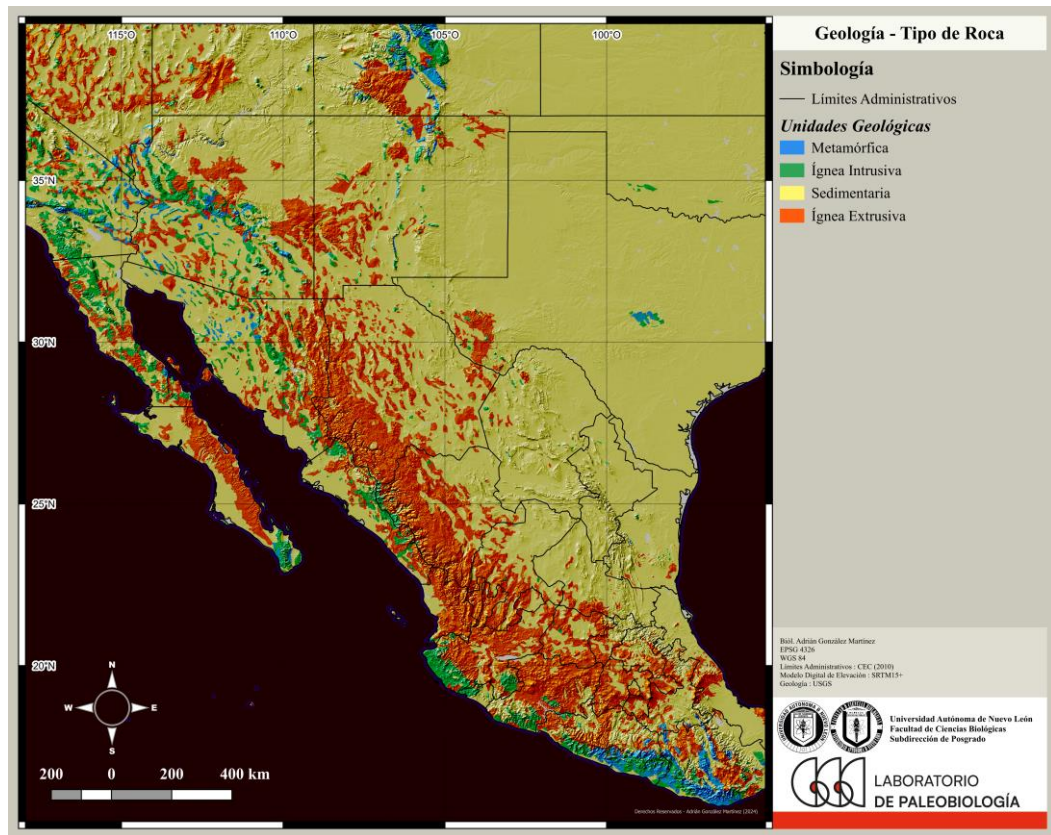


FIGURA 7: Tipos de roca en el área de estudio, divididas por origen litológico.

La Sierra Madre Occidental (FIGURA 6) es un macizo de predominancia ígnea silícica (FIGURA 7) que inicia en el centro de México, en los estados de Jalisco, Nayarit y Zacatecas, en dirección noroeste hasta la región norte del estado de Sonora, donde termina su continuidad. Se construyó en diferentes etapas de procesos tectónicos y volcánicos desde finales del Cretácico hasta el Cuaternario (FIGURA 8). Es descrita como un altiplano rodeado por grandes cañadas y cañones en el barlovento del Golfo de California y suaves lomeríos que se difuminan gradualmente en el Altiplano Mexicano (Ferrari *et al.* 2005).

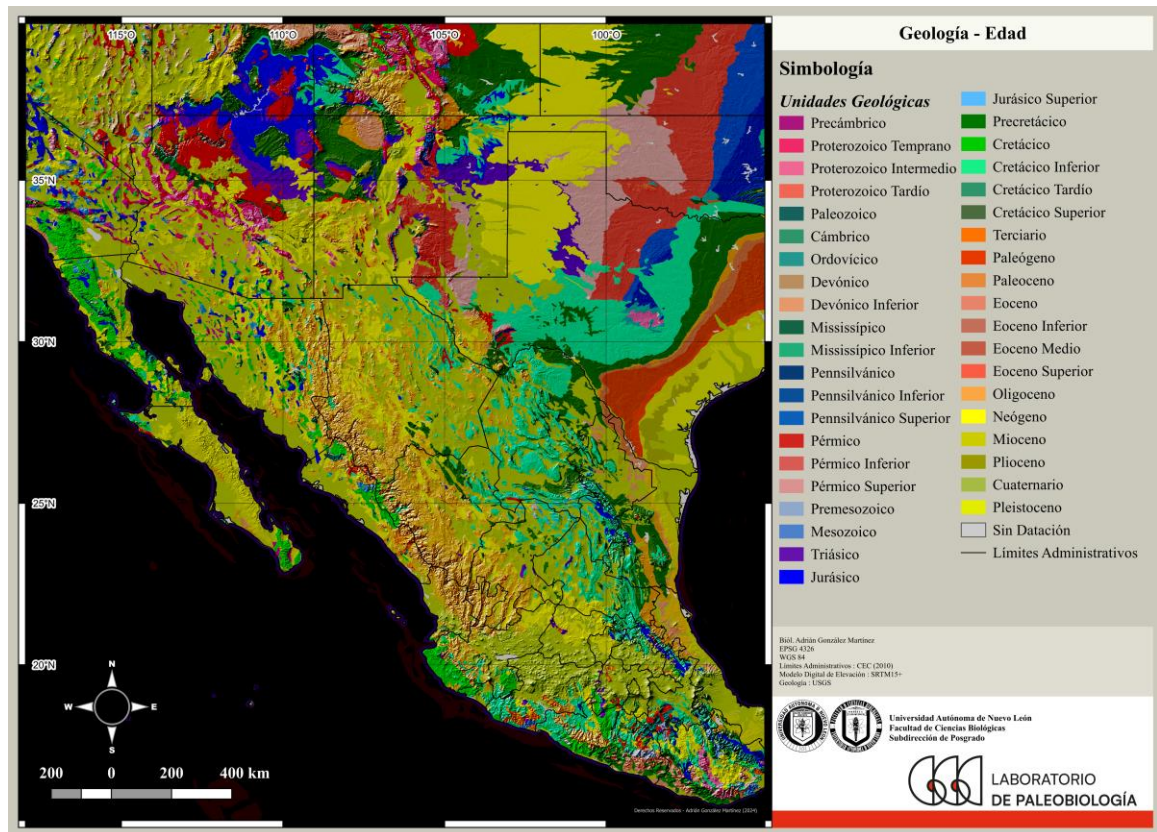


FIGURA 8: Edad geológica de las rocas en el área de estudio.

El Eje Neovolcánico Transversal (FIGURA 6) es un arco volcánico (FIGURA 7) de muy reciente formación, comenzando en forma hace aprox. 20 millones de años, durante el Mioceno (FIGURA 8). Se extiende en un eje de orientación este-oeste desde las costas del Golfo de México en Veracruz hasta las costas del Océano Pacífico en Jalisco, Nayarit y Colima (Ferrari *et al.* 2012).

En general, las características físicas de esta región son accidentadas; de acuerdo con Rzedowski (1978), más de la mitad del territorio mexicano se encuentra por encima de los 1000 msnm y menos del 35% por debajo de los 500 msnm (FIGURA 9). Añade que las elevaciones máximas están alineadas al Eje Neovolcánico Transversal, y que, en un día con buena visibilidad, son pocos los lugares dentro del territorio donde no se aprecien montañas a la distancia. Además de las extensivas cordilleras se destaca el Altiplano Mexicano, una llanura elevada que transcurre el centro de México y que se une a las Grandes Llanuras Occidentales en los Estados Unidos de América.

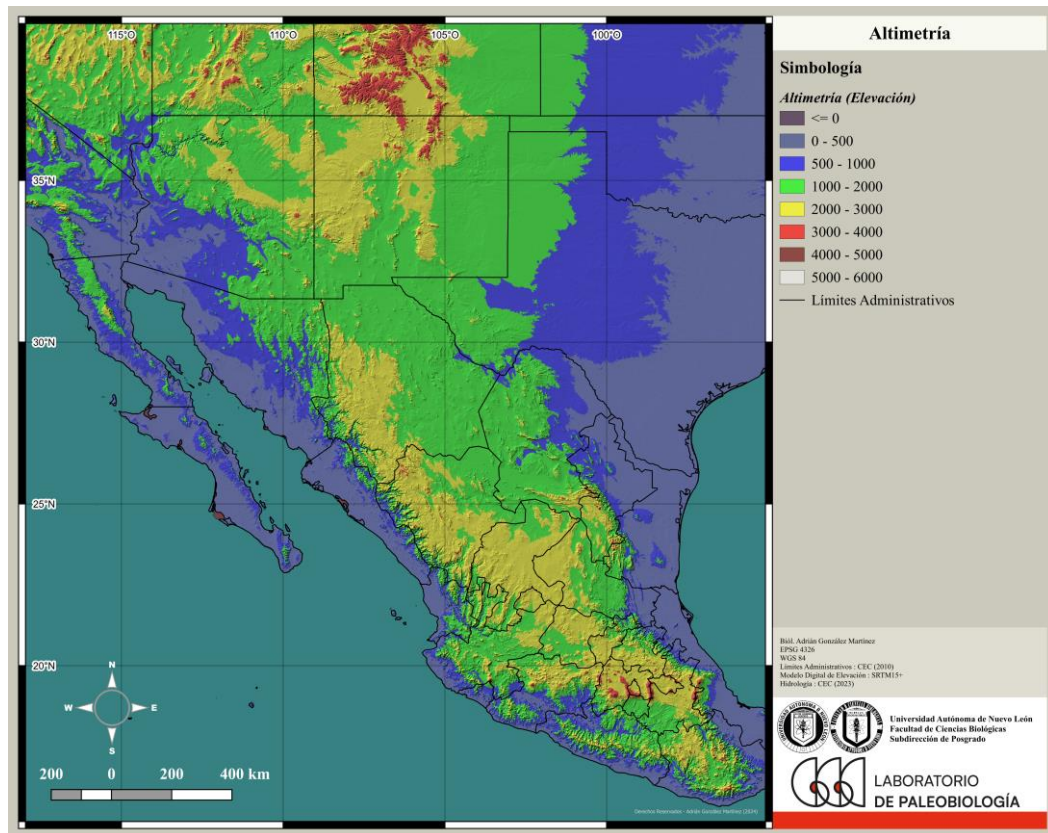


FIGURA 9: Altimetría en el área de estudio. Más de la mitad del territorio mexicano se encuentra por encima de los 1000 msnm (color verde).

Las cuencas hidrográficas en este territorio nacen en las cordilleras principales y drenan en los dos océanos que circundan a México; el océano Pacífico al oeste y el Atlántico al este, particularmente en la región denominada como Golfo de México. Se destacan para este estudio las amplias regiones de influencia de los ríos Bravo y Colorado (FIGURA 10). Hacia el Altiplano Mexicano, se vuelven abundantes las cuencas y subcuencas de carácter endorreico; sin salida natural a los litorales. Estas áreas corresponden, además, a zonas donde en temporadas de lluvias extraordinarias se forman lagos efímeros y que, en consecuencia, albergan extensas áreas de evaporitas inhospitables para la mayoría de los grupos vegetales.



FIGURA 10: Cuencas hidrográficas y principales ríos en el área de estudio. Se destacan las cuencas del Río Bravo (azul claro) y del Río Colorado (verde claro). La cuenca del Río El Salado (azul) es endorreica y presentó lagos temporales, de forma similar a las producidas por los ríos Aguanaval y Nazas, en los límites de Coahuila y Durango.

La complejidad orográfica de la región de estudio, aunada a la influencia de los océanos Atlántico y Pacífico y sus corrientes confluyen en su diversidad climática (Vidal-Zepeda 2005) [FIGURA 11]. Gran parte del área de estudio se define bajo climas áridos y semiáridos (tipo B) en las áreas con menor precipitación y rangos de temperaturas extremos. Las áreas montañosas al sur de los 35° de latitud presentan en su mayoría climas templados (tipo C), fundiéndose a climas tropicales lluviosos (tipo A) en el barlovento del Golfo de México y en las planicies costeras. En la cordillera de las Rocallosas se presentan climas continentales (tipo D) y existen zonas climáticas polares (tipo E) en los casquetes polares de los picos más elevados (Ibarra-Elizondo 2024).

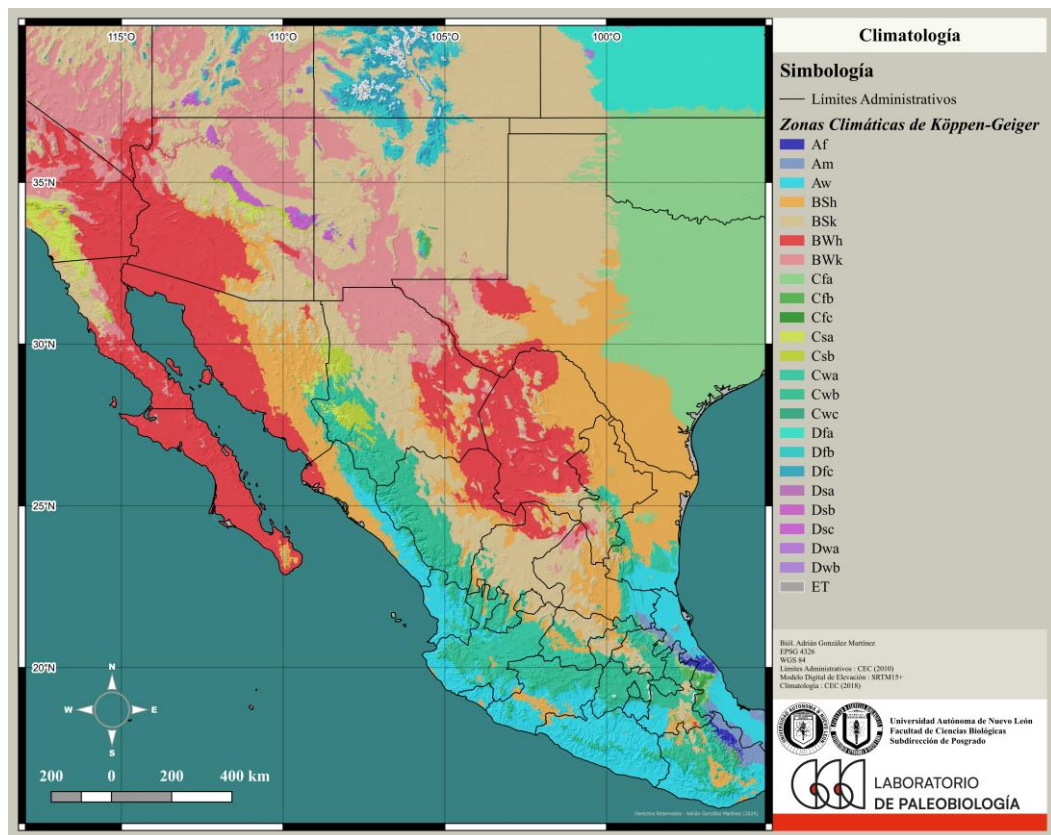


FIGURA 11: Zonas climáticas de Köppen-Geiger en el área de estudio.

Dentro de la región existe un amplio rango de temperaturas medias anuales (FIGURA 12), donde los menores promedios se presentan en las áreas montañosas, y también descienden paulatinamente conforme aumenta la latitud. Los promedios mayores abundan en la región sureste de México, donde la elevada humedad atmosférica casi perpetua favorece temperaturas diurnas y nocturnas casi ecuatoriales, que además se mantienen entre estaciones del año.

Por otro lado, las áreas con temperaturas extremas más altas se presentan en la región del delta del río Colorado (desierto Sonorense) y en los valles interserranos de California (desierto de Mojave).

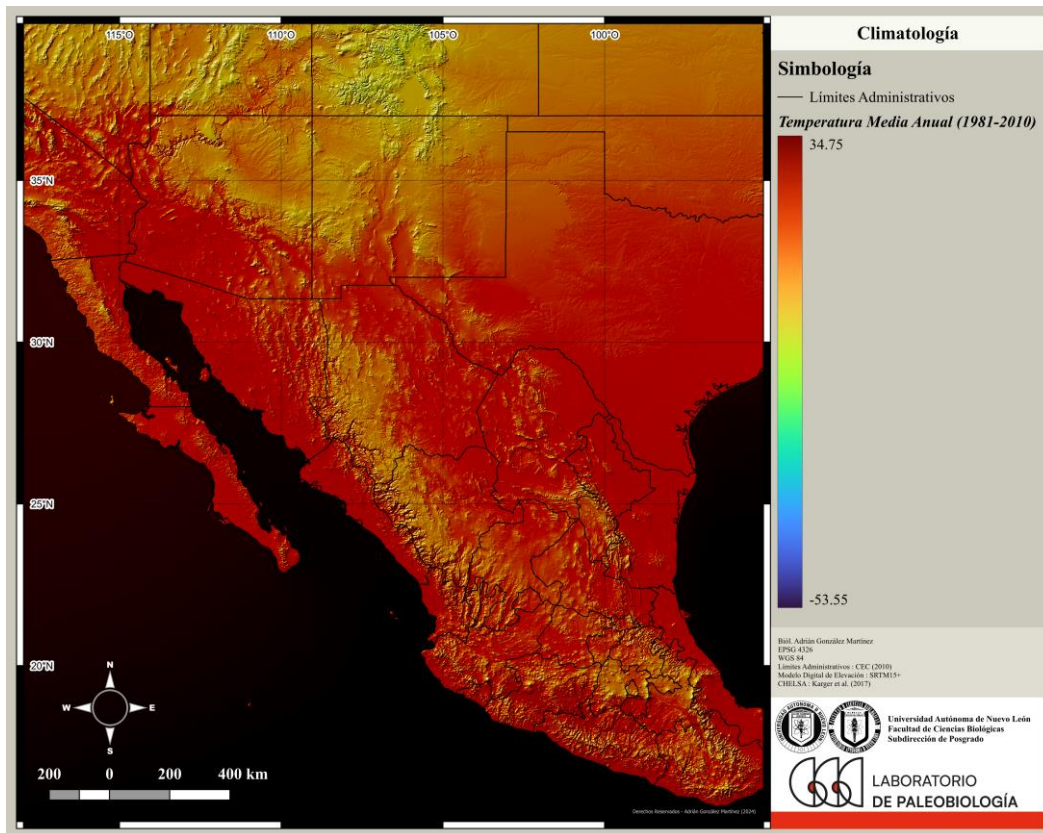


FIGURA 12: Temperaturas medias anuales en el área de estudio.

Las medias de precipitación (FIGURA 13) reflejan patrones muy similares a aquellos vislumbrados en la clasificación climática de Köppen-Geiger. Las áreas del sureste de México cercanas al Istmo de Tehuantepec reciben más de 4,000 mm anuales de lluvia, contrastado con algunas regiones en la península de Baja California que apenas captan 50 mm (García 1974).

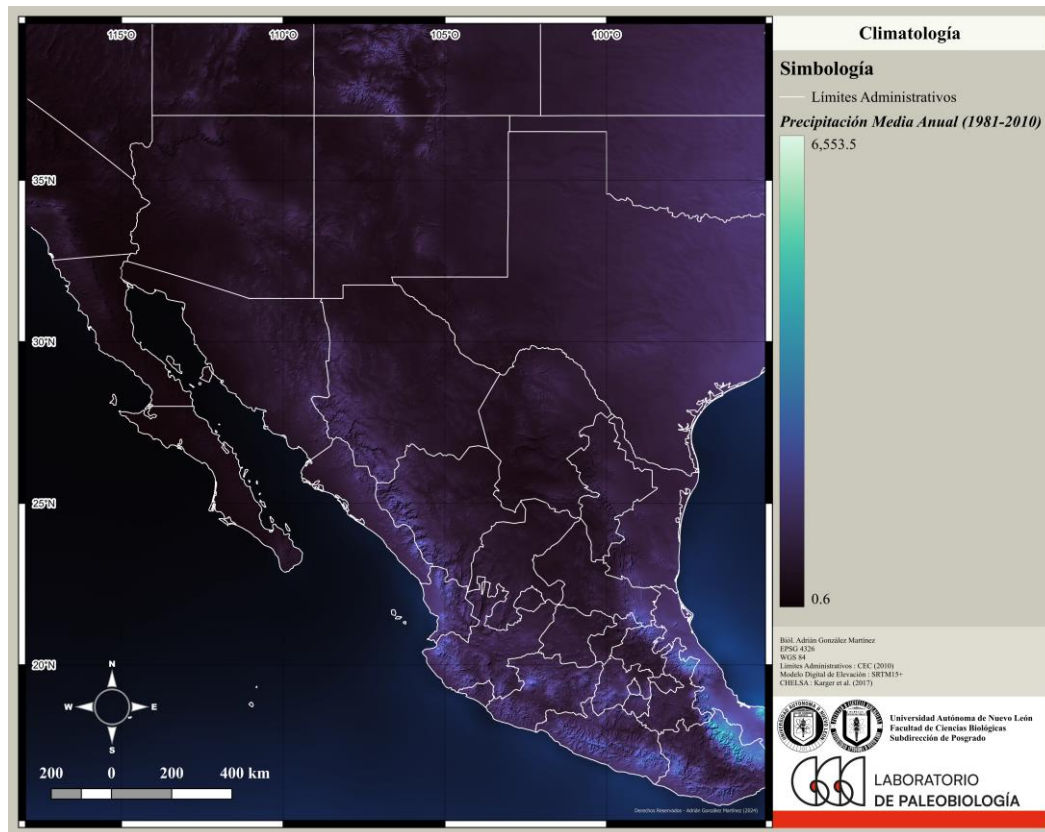


FIGURA 13: Precipitaciones medias anuales en el área de estudio.

Estas variaciones en elevaciones, climatología y geología determinan las características de las comunidades vegetales en la región (FIGURA 14). Los grandes desiertos de Norteamérica abarcan enormes extensiones al centro, norte y noroeste de México, así como el suroeste de los Estados Unidos de América. Las costas y regiones adyacentes en México albergan bosques tropicales, con excepción del norte de la península de Baja California, donde predominan vegetaciones de chaparral por su afinidad mediterránea (un régimen de lluvias invernales) (Rzedowski 1978).

Las serranías al norte del Eje Neovolcánico Transversal son cubiertas predominantemente por bosques templados con amplia influencia subtropical, mientras que en la Sierra Madre del Sur se presentan bosques montañosos tropicales, también conocidos como mesófilos de montaña o de niebla (Rzedowski 1978). Al norte de los 35° de latitud predominan vegetaciones desérticas frías y bosques templados subpolares.

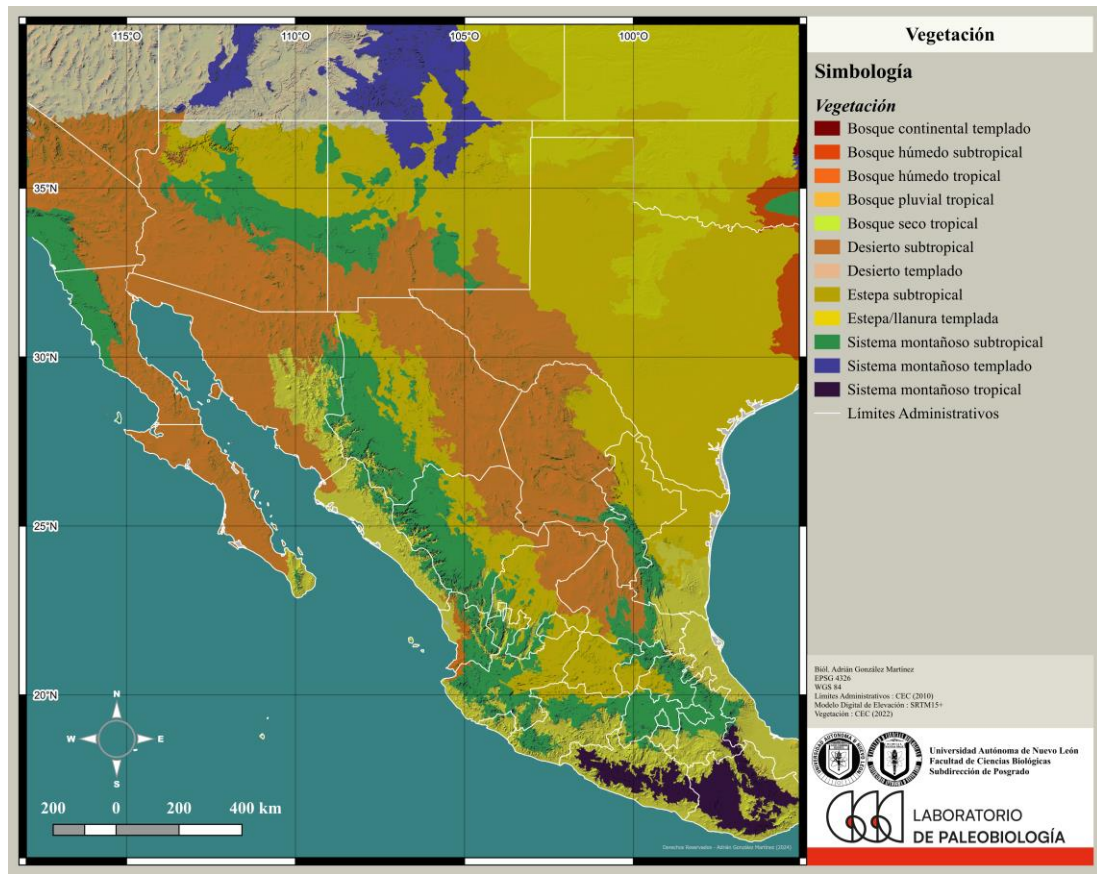


FIGURA 14: Tipos de vegetación en el área de estudio.

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) [FIGURA 15] en México son administradas por los tres niveles del poder ejecutivo, y se clasifican en seis categorías, además de incluir esquemas como las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) y las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA). En Estados Unidos, se gestionan las ANP en diversas categorías, como lo son federales, incluyendo parques nacionales, reservas, áreas recreativas y sitios históricos, entre otros. Asimismo, existen ANP estatales. A nivel internacional, organismos como la UNESCO y la Convención de Ramsar sobre Humedales apoyan la conservación a través de designaciones como las Reservas de la Biósfera y los Sitios Ramsar, que protegen ecosistemas de importancia global.

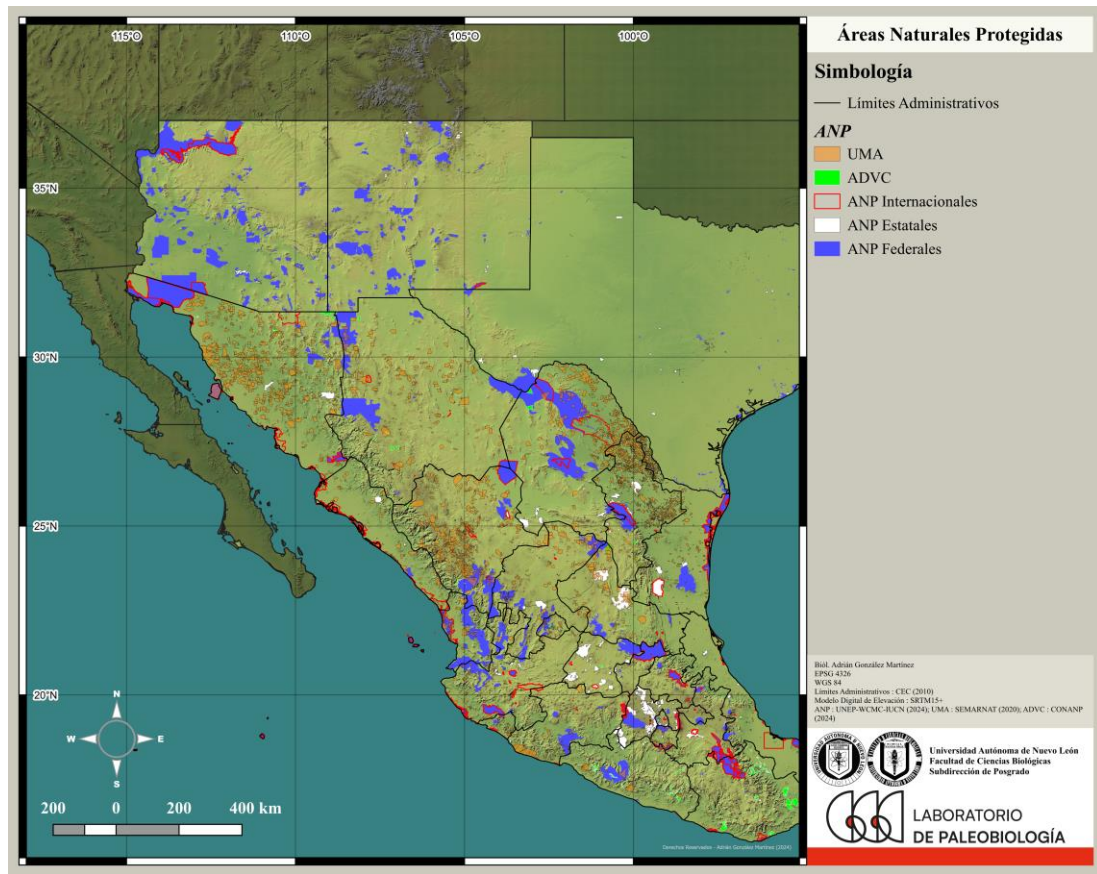


FIGURA 15: Áreas naturales protegidas (ANP) en las regiones administrativas pertinentes a este trabajo. En azul, las ANP de jurisdicción federal; en blanco, las ANP estatales; en delineado rojo, las ANP designadas por organismos internacionales; en verde, las áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC) y en anaranjado, las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA).

1.1. Materiales

Registros de presencia de las especies de estudio fueron obtenidos de la plataforma *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, <https://www.gbif.org/>). El conjunto de datos correspondientes a *Pinus cembroides* corresponde a la consulta GBIF (2024a), y para *P. remota* a la consulta GBIF (2024b). Las observaciones se depuraron para mantener únicamente las derivadas de observaciones presenciales (*Human Observation, Observation*) y ejemplares preservados en herbarios con geolocalización (*Preserved Specimen*).

1.2. Datos Bioclimáticos y Topográficos

Se utilizaron las 19 variables bioclimáticas (TABLA 1). Para la actualidad, se manejaron las coberturas disponibles en la plataforma CHELSA (*Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas*) (Karger *et al.* 2017; Karger *et al.* 2018) con resolución aproximada de 1 km² al ecuador, que representan el promedio de condiciones climáticas entre los años de 1981 y 2010.

TABLA 1: Variables bioclimáticas con unidades (Fick y Hijmans 2017).

Nombre	Significado
Bio 1	Temperatura Media Anual (°C)
Bio 2	Rango Diurno de Temperaturas (°C)
Bio 3	Isotermalidad (%)
Bio 4	Temporalidad de Temperaturas (°C)
Bio 5	Temperatura Máxima del Mes más Cálido (°C)
Bio 6	Temperatura Mínima del Mes más Frío (°C)
Bio 7	Rango Anual de Temperaturas (°C)
Bio 8	Temperatura Media del Cuartil más Lluvioso (°C)
Bio 9	Temperatura Media del Cuartil más Seco (°C)
Bio 10	Temperatura Media del Cuartil más Cálido (°C)
Bio 11	Temperatura Media del Cuartil más Frío (°C)
Bio 12	Precipitación Anual (mm)
Bio 13	Precipitación del Mes más Lluvioso (mm)
Bio 14	Precipitación del Mes más Seco (mm)
Bio 15	Temporalidad de la Precipitación (%)
Bio 16	Precipitación del Cuartil más Lluvioso (mm)
Bio 17	Precipitación del Cuartil más Seco (mm)
Bio 18	Precipitación del Cuartil más Cálido (mm)
Bio 19	Precipitación del Cuartil más Frío (mm)

Para las proyecciones a futuro, se obtuvieron las coberturas bioclimáticas generadas a partir del *Coupled Model Intercomparison Project Phase 6* (CMIP6,

<https://pcmdi.llnl.gov/CMIP6/>) bajo el modelo MPI-ESM1-2-HR (von Storch *et al.* 2017) siguiendo los resultados desempeño de Papalexiou *et al.* (2020), en las Trayectorias socioeconómicas compartidas (*Shared Socioeconomic Pathways*, SSP) 1-2.6 (emisiones reducidas) y 5-8.5 (emisiones muy elevadas), disponibles en la plataforma CHELSA con resolución aproximada de 1 km² al ecuador.

Para la modelación del pasado, se utilizaron las coberturas disponibles en la plataforma CHELSA producidas bajo el proyecto TraCE21k (Karger *et al.* 2023), correspondientes al inicio aproximado del Último Máximo Glacial, Estadial Heinrich 1, Interestadial Bølling-Allerød, y Estadial *Dryas* Reciente durante el Pleistoceno, así como el Groenlandiano, Norgripiano y Megalayano, pertenecientes al Holoceno, con resolución aproximada de 1 km² al ecuador.

Como variable topográfica se incluyó el aspecto, también conocido como exposición, el cual se define como la dirección cartesiana a la que una superficie terrestre está enfrentada, medida en grados, desde el norte (0°) hacia el este (90°), sur (180°) y oeste (270°). Estas coberturas se generaron a partir del modelo digital de elevación y batimetría SRTM15+ (Tozer *et al.* 2019). Para las modelaciones actuales y futuras se utilizará la misma cobertura de aspecto, mientras que para las modelaciones del pasado se modificará el nivel del mar para dar lugar a las transformaciones que las líneas costeras sufrieron durante el Pleistoceno y Holoceno.

Las 19 coberturas bioclimáticas y una topográfica (*ex nunc*, predictores) fueron sujetas a análisis de colinealidad de Pearson con el paquete ‘sdm’ versión 1.2-32 (Naimi y Araújo 2024) en el entorno RStudio, con el fin de eliminar aquellas con alto grado de multicolinealidad, disminuir la incertidumbre y mejorar la eficiencia en la modelación de la distribución de las especies (Feng *et al.* 2019; Zhang *et al.* 2019) previo a la realización de la modelación.

1.3. Modelados de Distribución de las Especies

Las modelaciones de distribución de las especies de trabajo fueron generadas utilizando el paquete ‘sdm’ versión 1.2-32 en el entorno RStudio con el algoritmo *Random Forest* (Breiman 2001). La elección de algoritmo se debe a su buen desempeño en modelados

realizados únicamente con información de presencia, valorado en AUC (área bajo la curva) y TSS (suma total de cuadrados), particularmente con especies con escasa cantidad de registros, como el caso de *P. remota* (Mi *et al.* 2017; Montoya-Jiménez *et al.* 2022).

Para ambas especies se generaron puntos de pseudoausencia (*background*) equivalentes al número de puntos de observaciones disponibles. Se utilizaron los predictores actuales y los puntos de observación para cada especie para la creación del modelo. Dos tipos de replicación se aplicaron en la modelación de cada especie; '*subsampling*' (submuestreo) con repartición de 70% de los puntos para entrenamiento y 30% para prueba o validación, y '*bootstrapping*'. Se realizaron 300 iteraciones por tipo de replicación y se generó un modelo de ensamblaje como promedio de los 600 modelos realizados para cada especie. El código utilizado para la realización de la modelación es incluido como ANEXO 1.

Se registraron los estadísticos AUC, TSS, COR (característica operativa del receptor) y Desviación (medida de bondad de ajuste) para evaluar el ajuste de las modelaciones a la distribución de los puntos de observación de las especies. Asimismo, los valores relativos de importancia resultantes para las variables seleccionadas y utilizadas en la modelación son reportados.

Se proyectaron las distribuciones a partir de los predictores para cada periodo y se exportaron en formato ráster para su posterior reclasificación binaria, tomando en cuenta únicamente la posibilidad de presencia (también entendida como idoneidad de hábitat) superior al 85% (0.85) como válida y denominada distribución potencial. Para las distribuciones pasadas, las zonas de gran disyunción son descartadas debido a la escasez de registro fósil que pudiera confirmar o negar su presencia en dichas locaciones. Por su parte, las zonas discontinuas en las distribuciones futuras son conservadas ya que pueden representar áreas potenciales para la traslocación de las especies.

La cartografía final concerniente a las distribuciones fue producida utilizando el software QGIS 3.36.0 (*QGIS Project*, <https://www.qgis.org/en/site/>).

1.4. Dinámica de Cambio en la Distribución de las Especies

Se contabilizaron los píxeles en las 14 distribuciones producidas como presencia de las especies de estudio, utilizando la siguiente conversión:

$$1 \text{ píxel a } 30^\circ \text{ de latitud} = 30 \text{ segundos-arco} \approx 0.8 \text{ km}^2$$

Se utilizó álgebra ráster en el entorno RStudio para cuantificar las diferencias entre distribuciones de forma cronológica. Las distribuciones a futuro fueron comparadas individualmente con la actual con el fin de establecer métricas de cambio temporal.

2.1. Comparación con Registro Fósil

Como testigo de la presencia de *P. remota* en el pasado, se utilizaron los registros obtenidos de madrigueras de ratas de campo (*Neotoma* spp.) disponibles en la base de datos *Neotoma Paleoecology Database & Community* (NeotomaDB, <https://www.neotomadb.org/>), así como los registros de yacimientos encontrados en la literatura pertinente, los cuales se georreferenciaron con coordenadas aproximadas. Estos puntos de presencia se recopilaron en una base de datos geográfica y se compararon con las distribuciones modeladas en este trabajo en la temporalidad que la datación obtenida a partir del material orgánico contenido en la madriguera. La cartografía final fue producida utilizando el software QGIS 3.36.0.

2.2. Análisis de Persistencia de Presencia

Se utilizó álgebra ráster en el entorno RStudio para analizar las distribuciones pleistocénicas y holocénicas con el fin de encontrar las áreas donde las especies hayan encontrado condiciones propicias ante los cambios climáticos que caracterizaron a estas edades, que hayan permanecido habitadas por más tiempo y que sigan siendo ocupadas hasta la actualidad. A este análisis se le denominó “Persistencia de Presencia”. Esto se realizó mediante la siguiente fórmula:

$$D_1 + D_2 + D_3 \dots D_7 + D_A$$

Donde D_1 es la distribución más antigua (UMG), continuando cronológicamente hasta D_7 (Megalayano) y D_A (Actualidad). La cartografía final fue producida utilizando el software QGIS 3.36.0.

Los valores obtenidos de este análisis varían entre el 1 (mínima retención de la presencia de la especie a lo largo del tiempo) y el 14 (máxima retención, o presencia de la especie a lo largo de todos los intervalos temporales).

3.1. Áreas Críticas para la Conservación

Se utilizó álgebra ráster en el entorno RStudio para analizar las distribuciones actuales y futuras con el fin de encontrar las áreas donde las especies probablemente encuentren las condiciones propicias para afrontar los cambios climáticos que caracterizarán al siglo XXI. A este análisis se le denominó “Retención de Presencia” y se realizó mediante la siguiente fórmula:

$$D_A + D_{SSPn-1} + D_{SSPn-2} + D_{SSPn-3}$$

Donde D_A es la distribución actual, D_{SSPn-1} es la distribución del primer intervalo (2011-2040) del SSP “n”, D_{SSPn-2} es la distribución del segundo intervalo (2041-2070) y D_{SSPn-3} es la distribución del tercer intervalo (2071-2100). Para este cálculo, las distribuciones fueron reclasificadas de tal forma que los píxeles de presencia cuentan con valor de 1, mientras que el resto se desvalorizaron (NA), teniendo como resultado de la suma únicamente los píxeles que cuentan con valores en las cuatro distribuciones.

Se utilizó el análisis de retención de presencia para identificar áreas dentro de las distribuciones donde las especies de estudio permanecerán con alto nivel de idoneidad de hábitat bajo los diferentes escenarios de cambio climático, las cuales se denominarán Áreas Críticas para la Conservación (ACC). La cartografía final fue producida utilizando el software QGIS 3.36.0.

4.1 Representatividad en Áreas Naturales Protegidas

Se cuantificó la cobertura de la distribución actual y de las ACC dentro de ANP de carácter federal y estatal en México y los Estados Unidos de América, así como aquellas delimitadas por organismos internacionales y en otros esquemas de protección similares, para estimar la representatividad de éstas en la conservación de las especies de estudio. La cartografía final fue producida utilizando el software QGIS 3.36.0.

4.2. Áreas Potenciales para la Translocación

Se utilizó álgebra ráster en el entorno RStudio para analizar las distribuciones actuales y futuras con el fin de encontrar las áreas donde las especies probablemente encuentren las condiciones propicias para afrontar los cambios climáticos que caracterizarán al siglo XXI, fuera de las áreas de distribución actual. Se realizó mediante la siguiente fórmula:

$$APT_{SSPn-i} = D_{SSPn-i} - D_A$$

Donde D_A es la distribución actual y D_{SSPn-i} es la distribución del intervalo “i” del SSP “n”. Este cálculo se realizó para cada SSP, para cada especie. Finalmente, los resultados de los cálculos (*i. e.*: APT_{SSPn-1} , APT_{SSPn-2} y APT_{SSPn-3}) se sumaron con álgebra ráster para dar como resultado valores entre 0 y 4. Los valores de 0 representan áreas sin cambio (presentes tanto en la distribución actual como en la futura) o sin distribución de la especie, por lo que no se utilizan. Al valor 1 se le denominó “Corto Plazo”, equivalente a 30 años de presencia, al valor 2 de “Mediano Plazo”, representando 60 años y al valor 3 de “Largo Plazo”, equivalente a 90 años.

Estas zonas encontradas fuera de la distribución actual de la especie son denominadas Áreas Potenciales para la Translocación (APT) y pueden resultar útiles para mejorar la conectividad de las ACC, y como áreas donde las especies podrían cultivarse con fines de explotación comercial. La cartografía final fue producida utilizando el software QGIS 3.36.0.

RESULTADOS

1.1. Puntos de Observación de las Especies

Para *Pinus remota*, se complementaron las observaciones disponibles en la plataforma GBIF (282 puntos) con datos disponibles en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (SNMF 2024) correspondientes a los ejercicios 2004-2009, 2009-2014 y 2015-2020 (182 puntos), resultando en un total de 466 puntos de observación (FIGURA 16; puntos azules). Con respecto a *Pinus cembroides*, se utilizaron 1,511 puntos de observación para su modelación (FIGURA 16; puntos rojos).

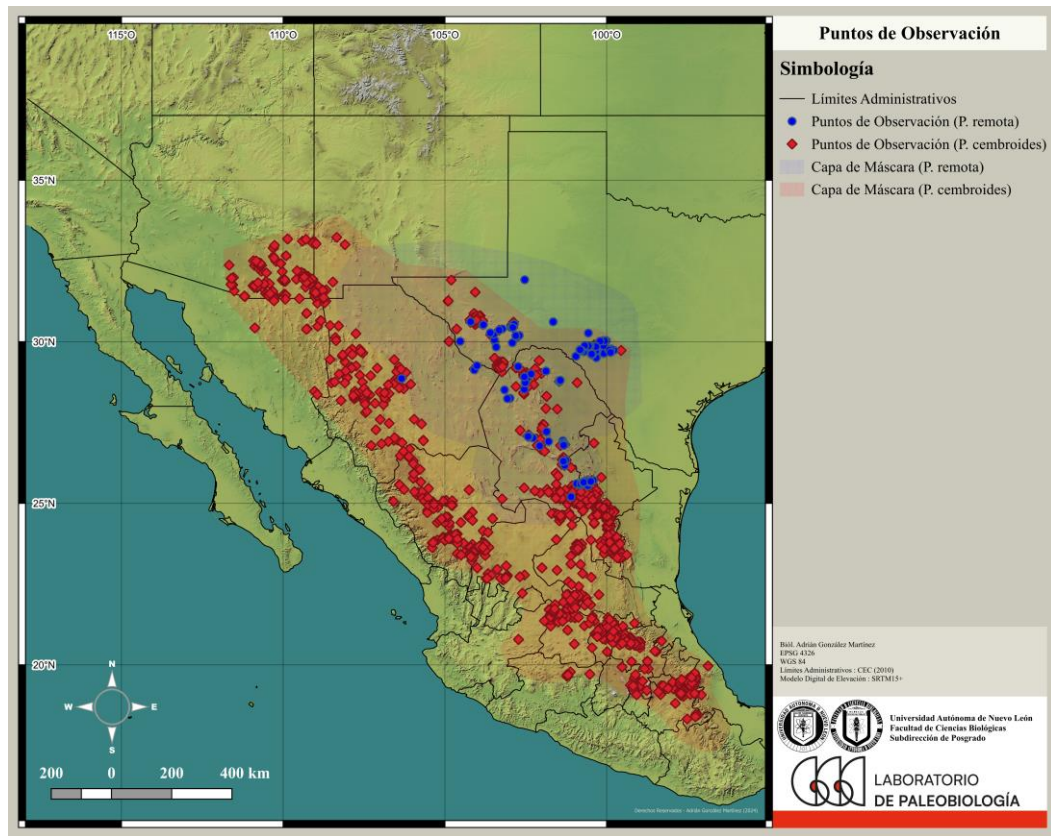


FIGURA 16: Puntos de observación utilizados en las modelaciones de *Pinus cembroides* (rombos rojos) y *P. remota* (círculos azul) tomadas de GBIF (2024a, 2024b) y SNMF (2024), acotados geográficamente a partir de lo discutido por Montes *et al.* (2022) y Earle (2023a, 2023b).

1.2. Datos Bioclimáticos y Topográficos

Los predictores utilizados en la modelación de la distribución de cada especie se seleccionaron después de someterlos al análisis de colinealidad mediante el método de correlación de Pearson (Naimi *et al.* 2014). Para *Pinus cembroides*, 10 coberturas fueron seleccionadas por el análisis, mientras que para *P. remota* fueron siete. Destacan las coberturas coincidentes de Aspecto, Bio 2 (rango diurno de temperaturas), Bio 8 (temperatura media del cuartil más lluvioso), Bio 9 (temperatura media del cuartil más seco), Bio 14 (precipitación del mes más seco) y Bio 18 (precipitación del cuartil más cálido) [TABLA 2].

TABLA 2: Predictores utilizados en la modelación de las especies de trabajo.

Especie	Predictores
<i>Pinus cembroides</i>	Aspecto, Bio 2, Bio 8, Bio 9, Bio 11, Bio 12, Bio 14, Bio 15, Bio 18, Bio 19
<i>Pinus remota</i>	Aspecto, Bio 2, Bio 8, Bio 9, Bio 13, Bio 14, Bio 18

1.3. Modelados de Distribución de las Especies

Los estadísticos de evaluación de los modelos de distribución de *Pinus cembroides* y *P. remota*, incluyendo el área bajo la curva (AUC), la característica operativa del receptor (COR), la suma total de cuadrados (TSS) y la desviación o medida de bondad de ajuste (DEV), permiten evaluar el desempeño y la precisión de los modelos generados, proporcionando una medida de su capacidad predictiva. En general, ambos modelos muestran un alto desempeño, lo que sugiere una adecuada representación de la distribución potencial de ambas especies (TABLA 3).

TABLA 3: Estadísticos de evaluación. AUC = área bajo la curva; COR = característica operativa del receptor; TSS = suma total de cuadrados; DEV = desviación o medida de bondad de ajuste.

Especie	AUC	COR	TSS	DEV
<i>Pinus cembroides</i>	0.984	0.88	0.86	0.39
<i>Pinus remota</i>	0.981	0.88	0.89	0.44

La contribución o importancia relativa de las variables indica el grado en que cada uno de los predictores influye en la predicción de la distribución de las especies. Para *P. cembroides*, la temporalidad de la precipitación (Bio 15) resultó como el predictor más importante, con 17.6% de contribución, seguido de la temperatura media del cuartil más lluvioso (Bio 8), con 11.8% y la precipitación media anual (Bio 12), con 8.8% de contribución (FIGURA 17).

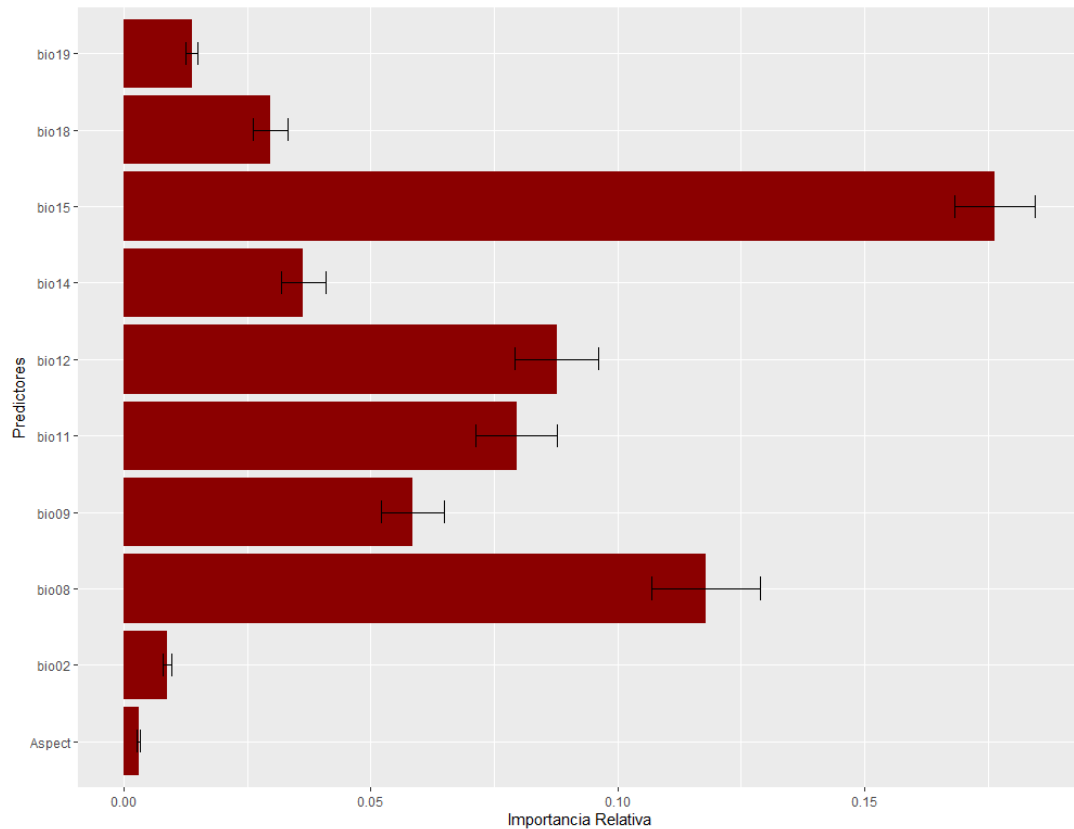


FIGURA 17: Contribución o importancia relativa de los predictores para la modelación de la distribución de *Pinus cembroides*.

Por su parte, para *P. remota* las variables predictoras de mayor importancia resultaron en contribuciones de 25.4% para la temperatura media del cuartil más seco (Bio 9) y 15.4% tanto para la temperatura media del cuartil más lluvioso (Bio 8) como para la precipitación del mes más seco (Bio 14) (FIGURA 18).

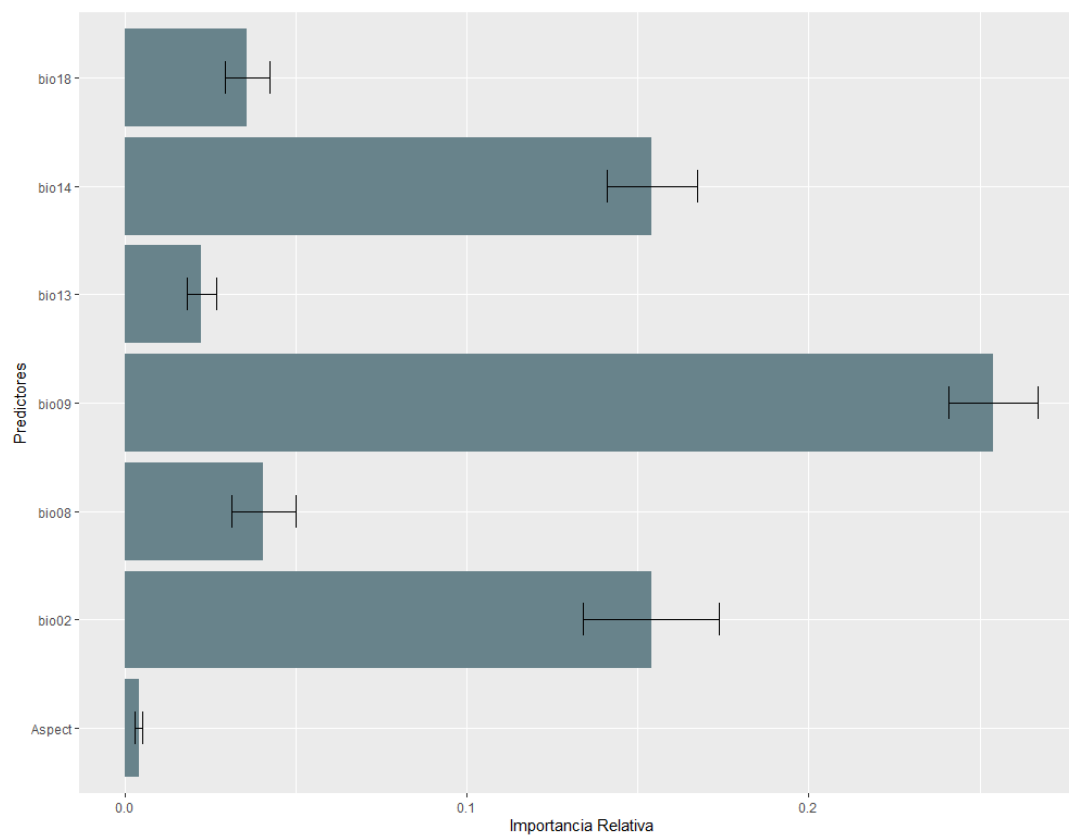


FIGURA 18: Contribución o importancia relativa de los predictores para la modelación de la distribución de *Pinus remota*.

Las curvas de respuesta describen el rendimiento de una especie en función de un gradiente de un solo factor ambiental abiótico. Estas curvas suelen mostrar un límite superior e inferior para su presencia, así como un rango de condiciones en el que alcanza un rendimiento óptimo. De este modo, se puede asumir que reflejan las condiciones en las que una especie estará presente o ausente, implicando una relación con la definición del nicho fundamental (Palmer 2007). A partir de estos valores es posible definir un perfil bioclimático para *P. cembroides* (FIGURA 19) y *P. remota* (FIGURA 20).

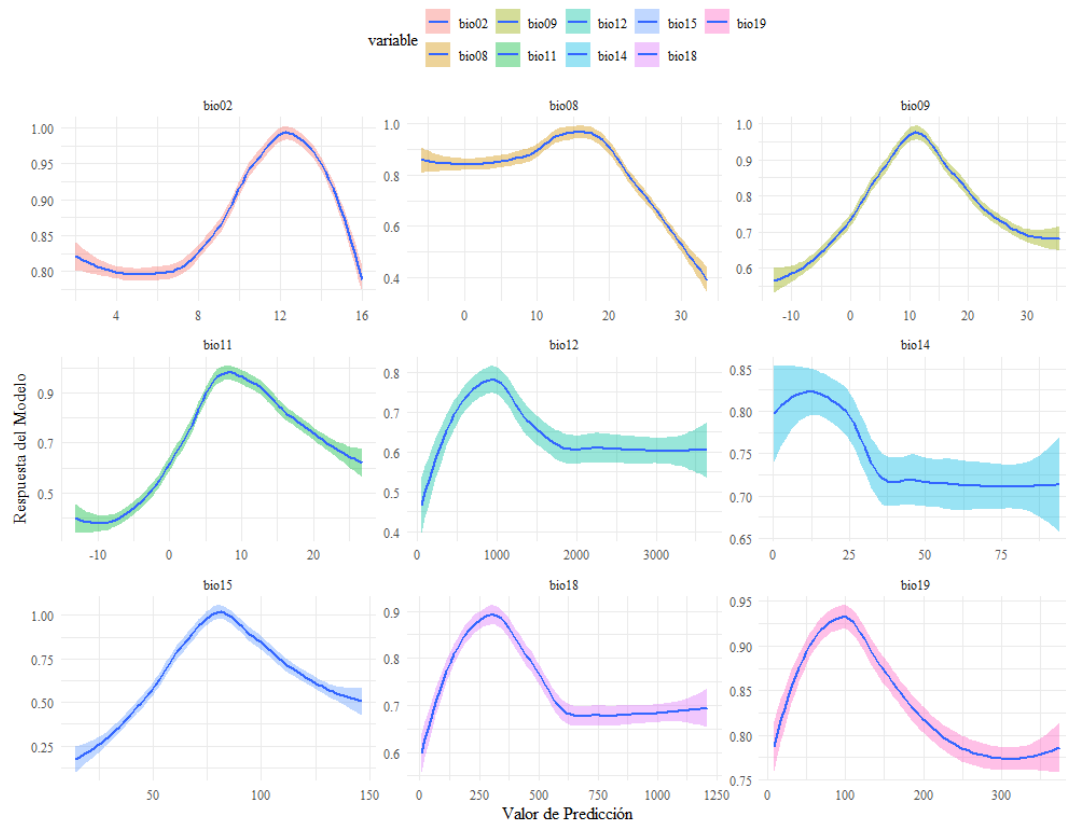


FIGURA 19: Curvas de respuesta de los predictores para la modelación de la distribución de *P. cembroides*. En colores, los intervalos de confianza (IC = 95%).

Para *Pinus remota*, el predictor Bio 9 mostró un rango de respuesta de 8 °C – 16 °C, para Bio 8 el rango es de 21 °C – 27.9 °C, y Bio 14 con rango de 8.35 – 43 mm

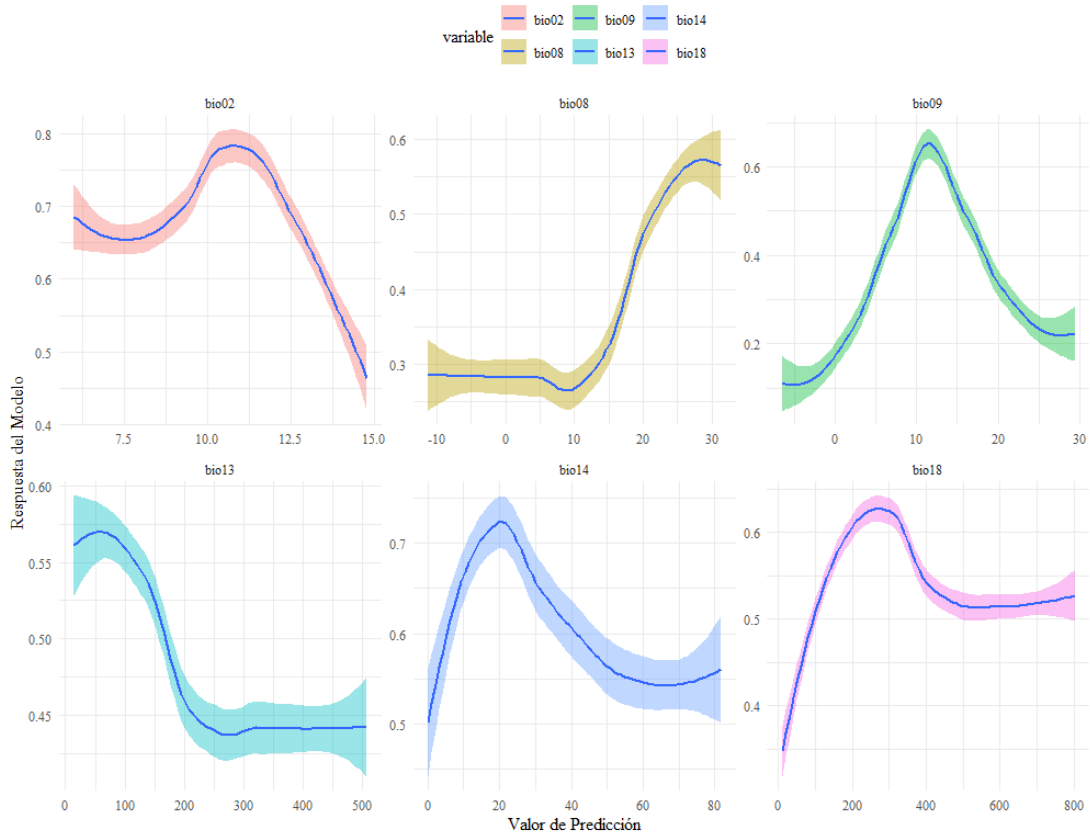


FIGURA 20: Curvas de respuesta de los predictores para la modelación de la distribución de *P. remota*. En colores, los intervalos de confianza (IC = 95%).

Con base en las modelaciones realizadas con los predictores actuales, se proyectaron las distribuciones geográficas (ANEXO 2). Se generaron mapas de idoneidad de hábitat y distribución potencial actual para *Pinus cembroides* (FIGURA 21), así como las distribuciones estimadas para el Pleistoceno (FIGURAS 22 y 23), el Holoceno (FIGURA 24) y los periodos 2011-2040 (FIGURA 25), 2041-2070 (FIGURA 26) y 2071-2100 (FIGURA 27).

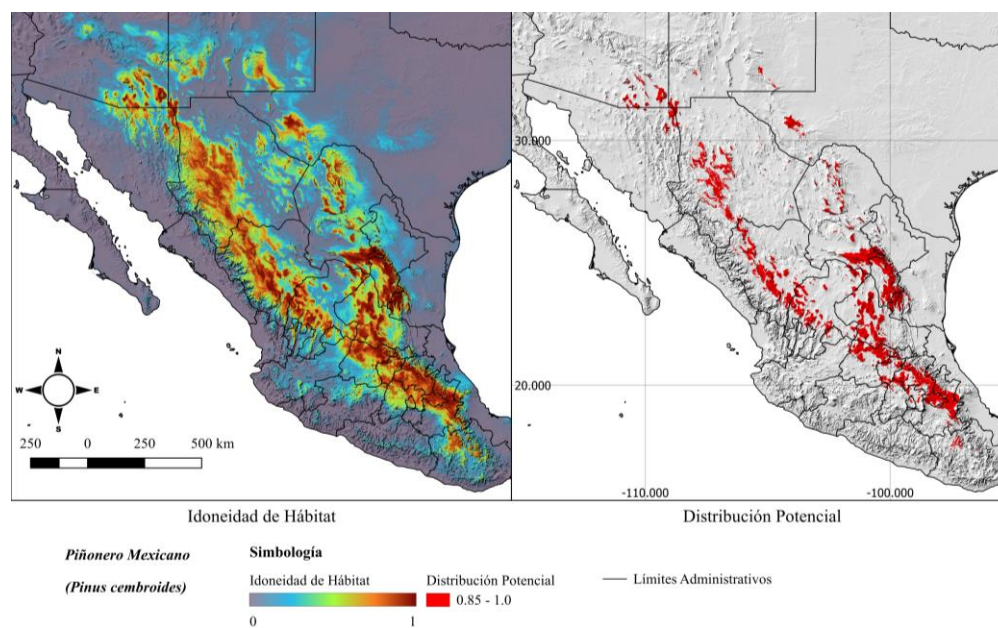


FIGURA 21: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) actual (1981-2010) de *P. cembroides*.

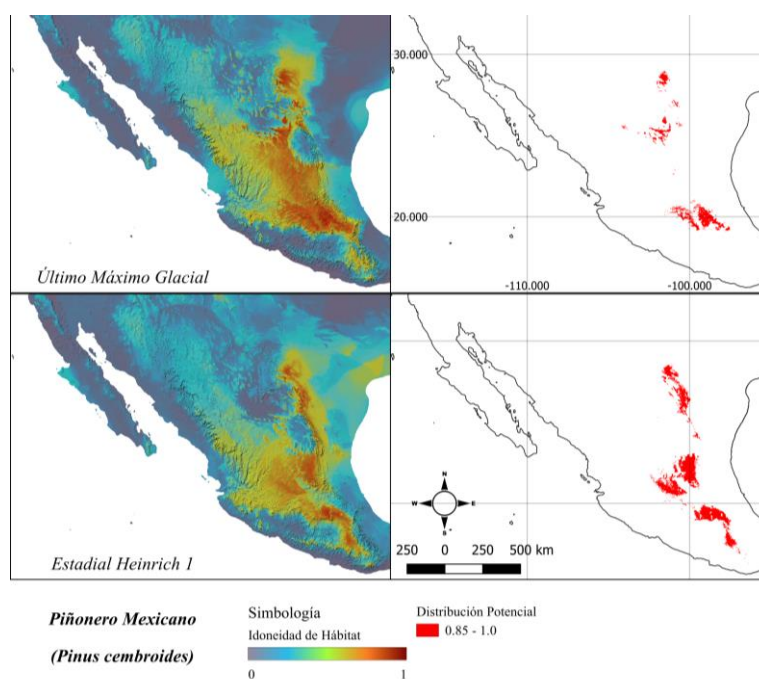


FIGURA 22: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Pleistoceno de *P. cembroides*. Arriba: Último Máximo Glacial. Abajo: Estadial Heinrich I.

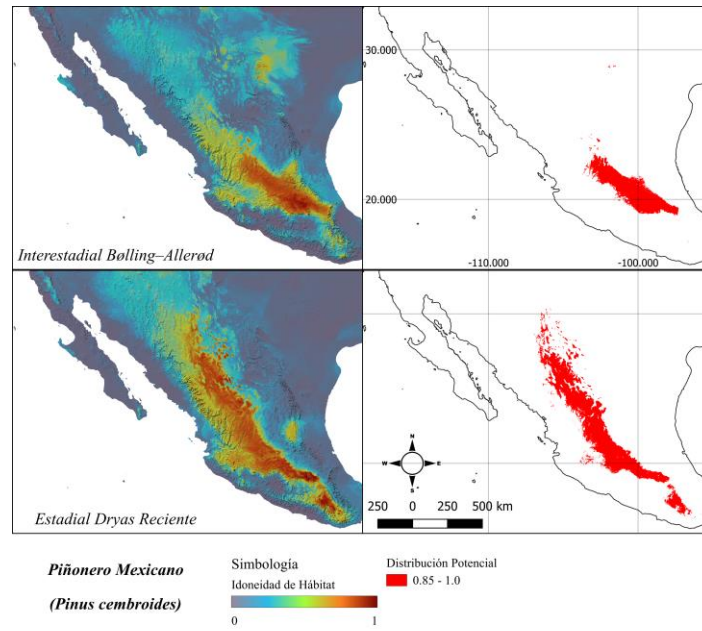


FIGURA 23: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Pleistoceno de *P. cembroides*. Arriba: Interestadial Bølling-Allerød. Abajo: Estadial *Dryas* Reciente.

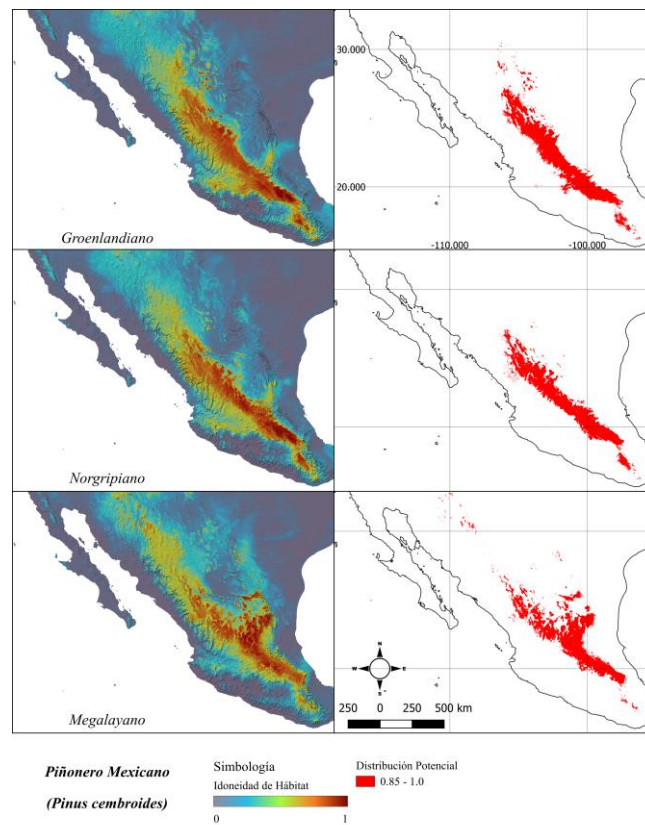


FIGURA 24: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Holoceno de *P. cembroides*. Arriba: Groenlandiano. Centro: Norgripiano. Abajo: Megalayano.

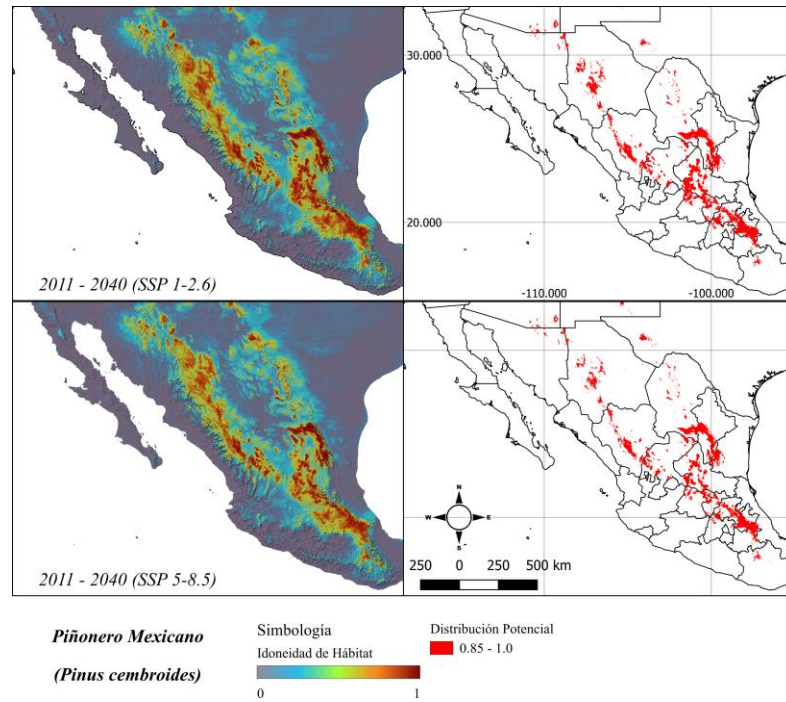


FIGURA 25: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2011-2040 de *P. cembroides*. Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.

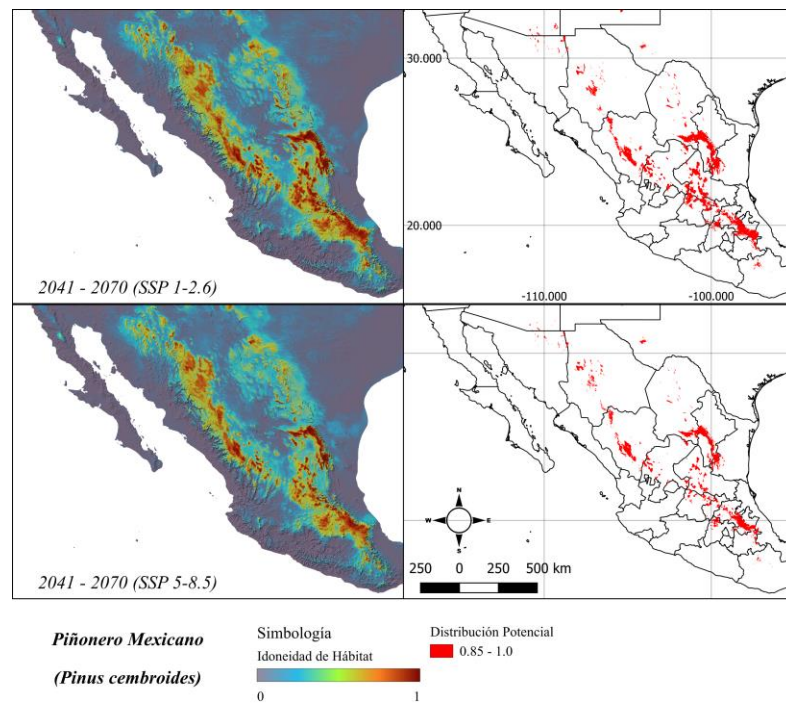


FIGURA 26: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2041-2070 de *P. cembroides*. Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.

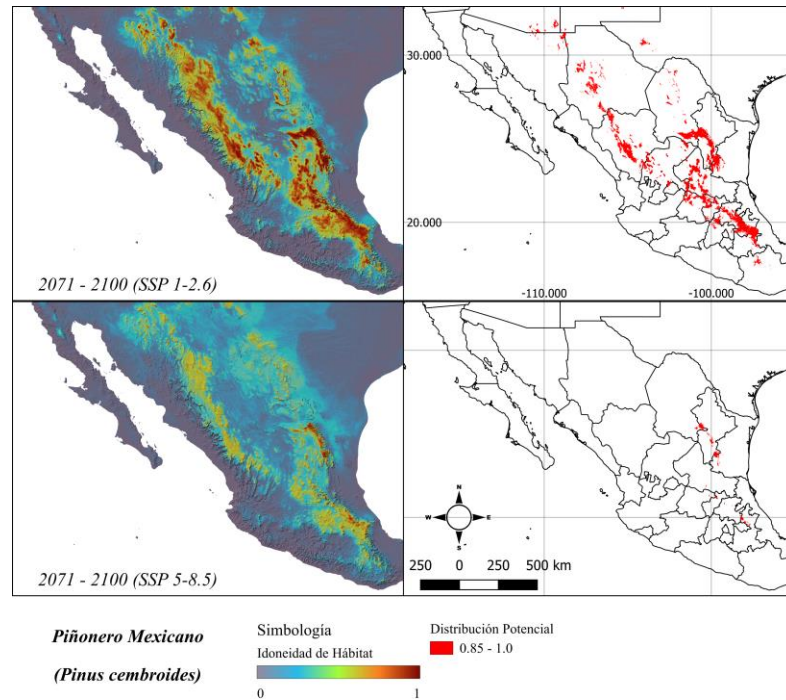


FIGURA 27: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2071-2100 de *P. cembroides*. Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.

Asimismo, para *Pinus remota* se generaron mapas de idoneidad de hábitat y distribución potencial actual (FIGURA 28), para el Pleistoceno (FIGURAS 29 y 30), Holoceno (FIGURA 31), 2011-2040 (FIGURA 32), 2041-2070 (FIGURA 33) y 2071-2100 (FIGURA 34).

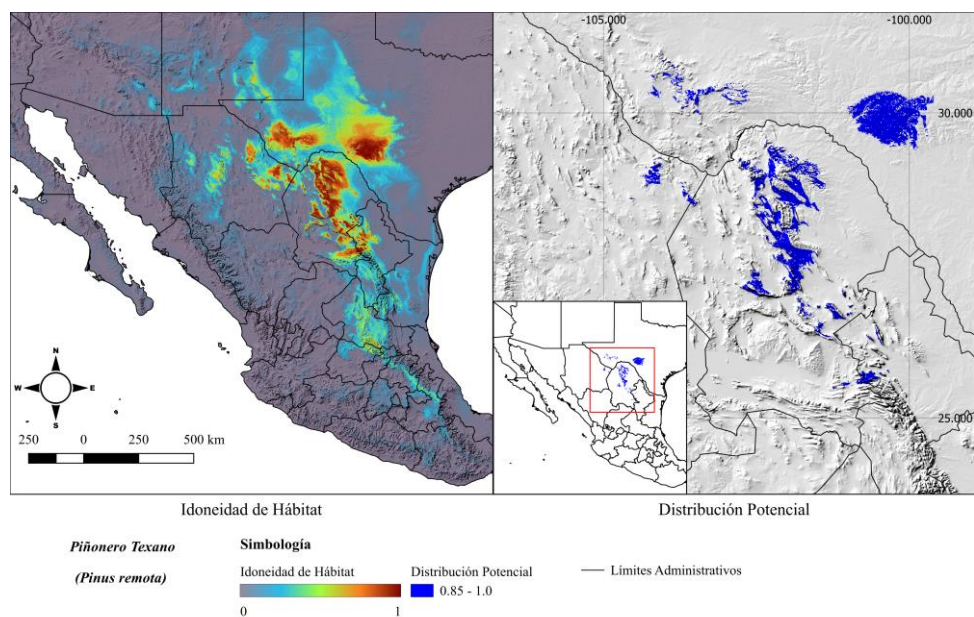


FIGURA 28: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) actual (1981-2010) de *P. remota*.

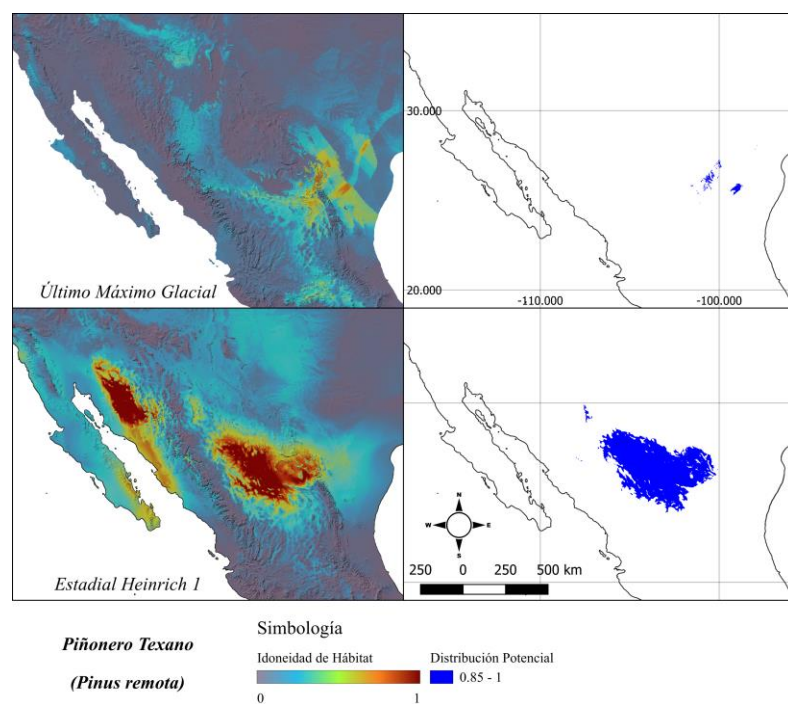


FIGURA 29: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Pleistoceno de *P. remota*. Arriba: Último Máximo Glacial. Abajo: Estadial Heinrich 1.

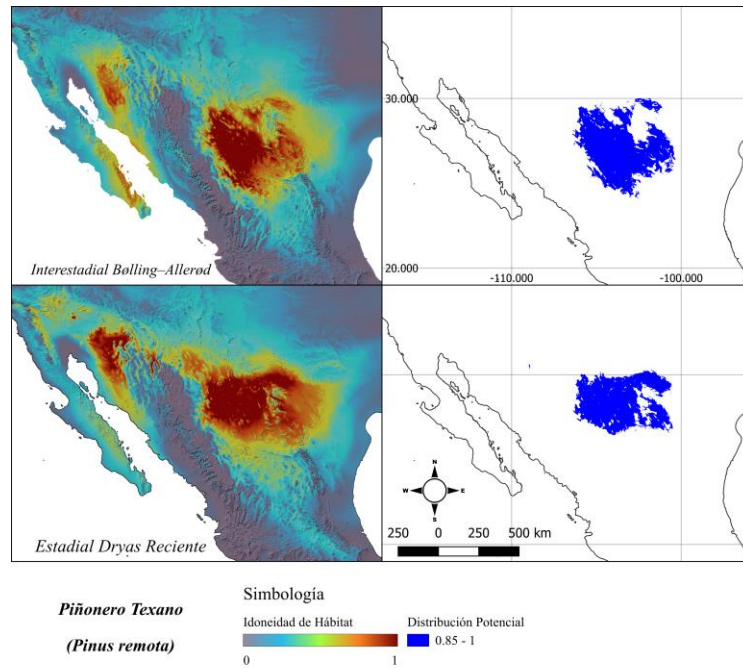


FIGURA 30: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Pleistoceno de *P. remota*. Arriba: Interestadial Bølling-Allerød. Abajo: Estadial *Dryas* Reciente.

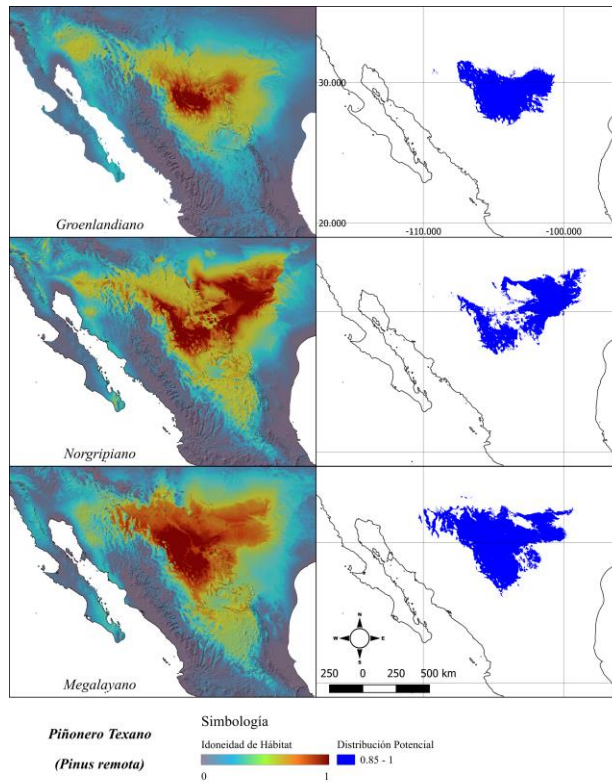


FIGURA 31: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el Holoceno de *P. remota*. Arriba: Groenlandiano. Centro: Norgripiano. Abajo: Megalayano.

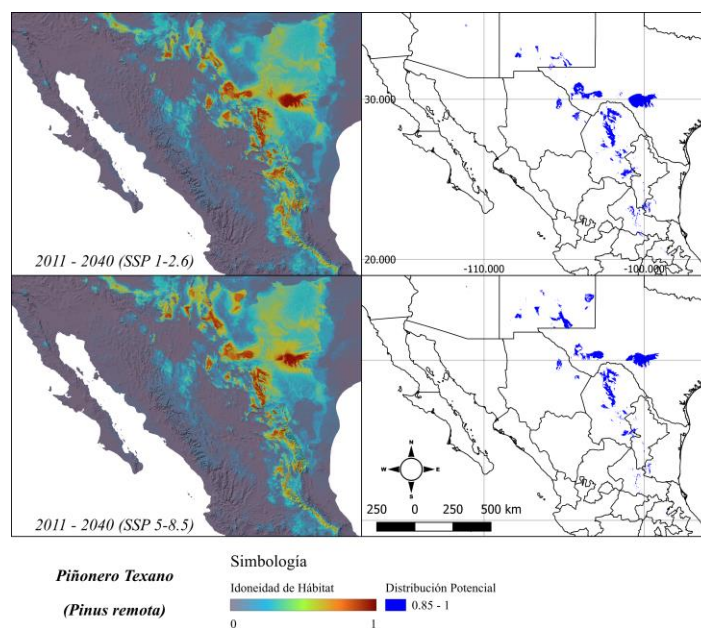


FIGURA 32: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2011-2040 de *P. remota*. Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.

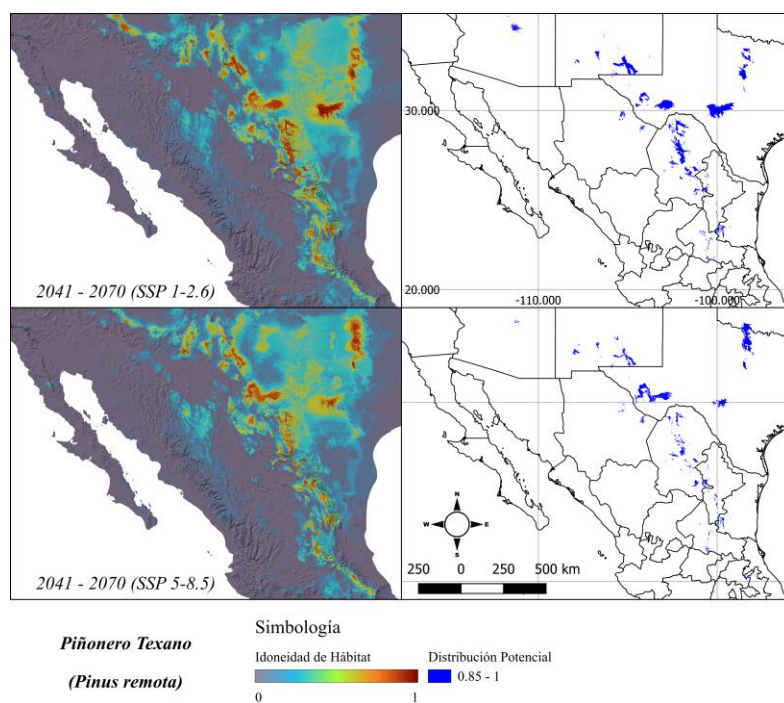


FIGURA 33: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2041-2070 de *P. remota*. Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.

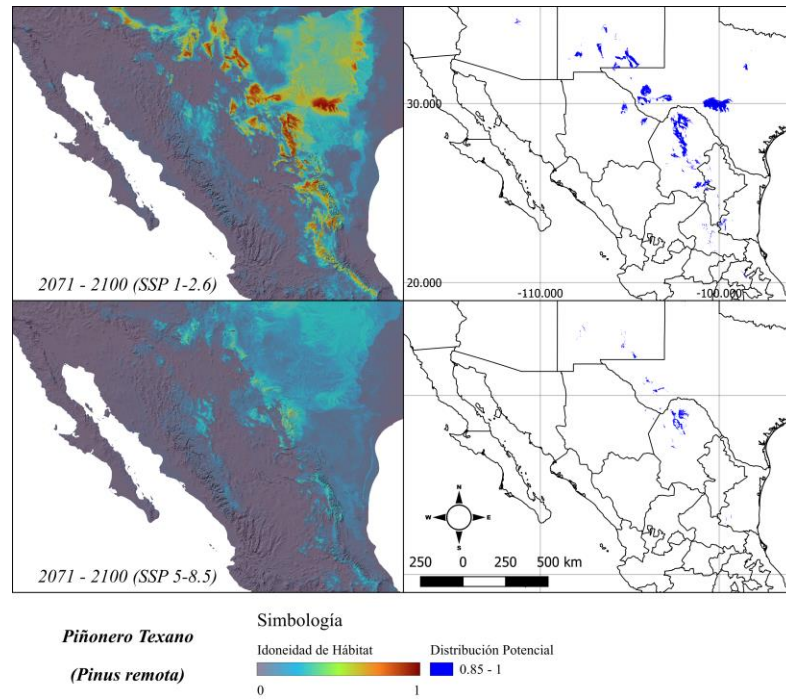


FIGURA 34: Idoneidad de hábitat (izq.) y distribución potencial (der.) en el periodo 2071-2100 de *P. remota*. Arriba: SSP 1-2.6. Abajo: SSP 5-8.5.

1.4. Dinámica de Cambio en la Distribución de las Especies

La dinámica de cambio en la distribución de *Pinus cembroides* y *P. remota* a lo largo del tiempo se expresa en términos de cantidad de píxeles y área estimada en kilómetros cuadrados (TABLA 4). Se observa una expansión significativa en la distribución de ambas especies en periodos pasados, seguida de fluctuaciones tendientes a la disminución de la extensión hacia la actualidad y en los escenarios futuros. Estos resultados permiten evaluar los cambios en la distribución potencial de las especies y su relación con factores climáticos y ambientales.

TABLA 4: Áreas obtenidas de las especies de trabajo en píxeles y km². UMG = Último Máximo Glacial; HS1 = Estadial Heinrich 1; BA = Interestadial Bølling-Allerød; YDRYAS = Estadial *Dryas* Reciente; EH = Holoceno Temprano (Groenlandiano); MH = Holoceno Intermedio (Norgripiano); LH = Holoceno Tardío (Megalayano); Actual = 1980 – 2010; 126-11 = 2011-2040 (SSP 1-2.6); 585-11 = 2011-2040 (SSP 5-8.5); 126-41 = 2041-2070 (SSP 1-2.6); 585-41 = 2041-2070 (SSP 5-8.5); 126-71 = 2071-2100 (SSP 1-2.6); 585-71 = 2071-2100 (SSP 5-8.5).

Periodo de Tiempo	Cantidad de Píxeles		Área (km ²) *	
	<i>P. cembroides</i>	<i>P. remota</i>	<i>P. cembroides</i>	<i>P. remota</i>
UMG	35,921	6,219	28,736.80	4,975.20
HS1	84,149	371,905	67,319.20	297,524.00
BA	118,449	287,325	94,759.20	229,860.00
YDRYAS	241,883	243,098	193,506.40	194,478.40
EH	212,879	245,062	170,303.20	196,049.60
MH	184,802	270,381	147,841.60	216,304.80
LH	197,250	396,034	157,800.00	316,827.20
Actual	168,113	27,772	134,490.40	22,217.60
126-11	122,287	57,277	97,829.60	45,821.60
585-11	105,136	53,860	84,108.80	43,088.00
126-41	96,066	50,084	76,852.80	40,067.20
585-41	65,098	34,857	52,078.40	27,885.60
126-71	105,754	47,847	84,603.20	38,277.60
585-71	5,237	8,300	4,189.60	6,640.00

* Calculado a 30° de Latitud.

El área de distribución del Piñonero Mexicano aumentó de forma constante desde el Último Máximo Glacial hasta el Estadial *Dryas* Reciente, donde comenzó a disminuir hasta la actualidad, salvo un pequeño repunte durante el Megalayano (FIGURA 35).

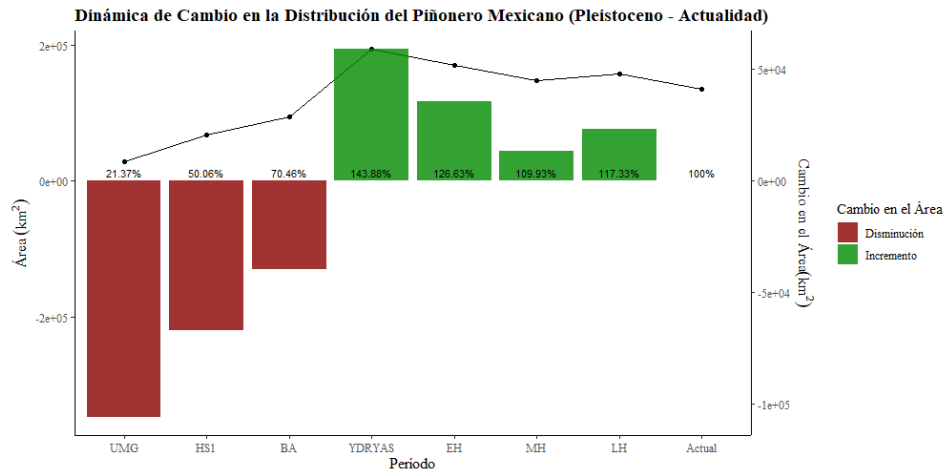


FIGURA 35: Dinámica de cambio en la distribución de *P. cembroides* entre el Último Máximo Glacial (Pleistoceno) hasta la actualidad.

Para ambas proyecciones a futuro (SSP 1-2.6 y 5-8.5), se predice una disminución sustancial en el área de distribución de esta especie, siendo el escenario 5-8.5 el más drástico, con una reducción del 96.88% de la superficie potencial para el periodo 2070-2100. Por su parte, el escenario 1-2.6 muestra un ligero repunte durante este mismo periodo, resultando en una reducción del 37.08% a finales del siglo en comparación a la distribución actual (FIGURA 36).

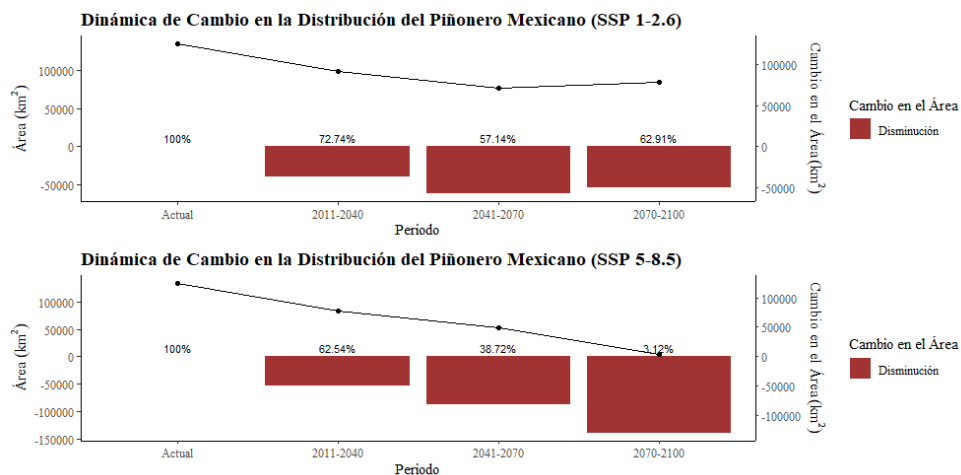


FIGURA 36: Dinámica de cambio en la distribución de *P. cembroides* entre la actualidad y el periodo 2070-2100, en los SSP 1-2.6 y 5-8.5.

El área de distribución del Piñonero Texano mostró un aumento considerable de su superficie entre el Último Máximo Glacial y el Estadial Heinrich 1. Posteriormente disminuyó hasta el Groenlandiano, cuando incrementó nuevamente hasta alcanzar su área máxima durante el Megalayano, y declina hasta la actualidad (FIGURA 37).

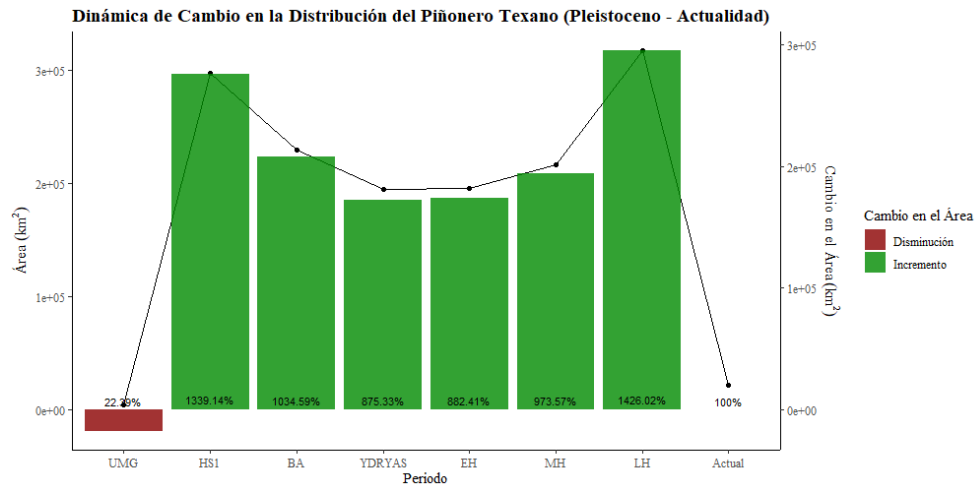


FIGURA 37: Dinámica de cambio en la distribución de *P. remota* entre el Último Máximo Glacial (Pleistoceno) hasta la actualidad.

En ambos escenarios a futuro, el área de distribución del Piñonero Texano aumenta en el periodo 2011-2040, y comienza a disminuir hacia finales del siglo. El escenario 1-2.6 muestra un área 72.29% mayor a la actual para el año 2100, mientras que el escenario 5-8.5 exhibe una disminución final del 70.11% con respecto al área actual, tras un área casi duplicada en extensión durante a mediados del siglo (FIGURA 38).

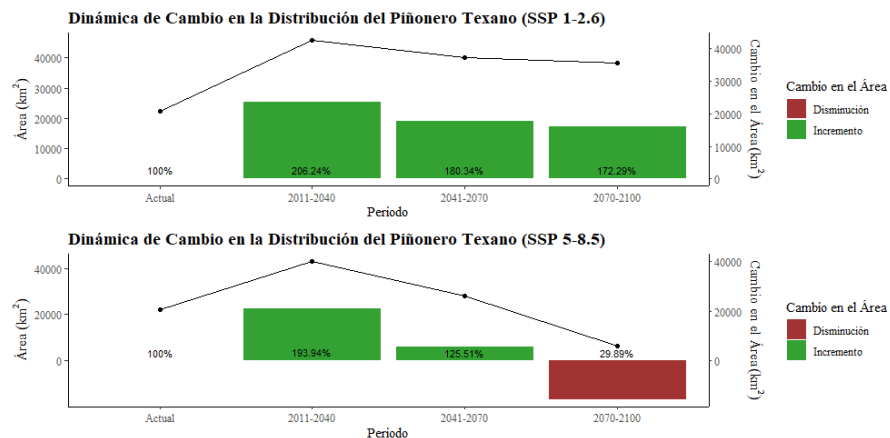


FIGURA 38: Dinámica de cambio en la distribución de *P. remota* entre la actualidad y el periodo 2070-2100, en los SSP 1-2.6 y 5-8.5.

2.1. Comparación con Registro Fósil

La base de datos paleobiológica NeotomaDB y el trabajo de Van Devender (1986a) arrojaron 11 localidades fósiles de *Pinus remota* (ANEXO 3). Se observa que para Último Máximo Glacial y el Estadial Heinrich 1 las localidades reportadas se ubican fuera de las distribuciones modeladas. Para el Interstadial Bølling-Allerød, coinciden las ubicadas en Rio Grande Village y el Cañón Maravillas, mismas que se repiten para el Estadial *Dryas* Reciente, a la que se le añade la localidad de La Fragua, en Coahuila (FIGURA 39).

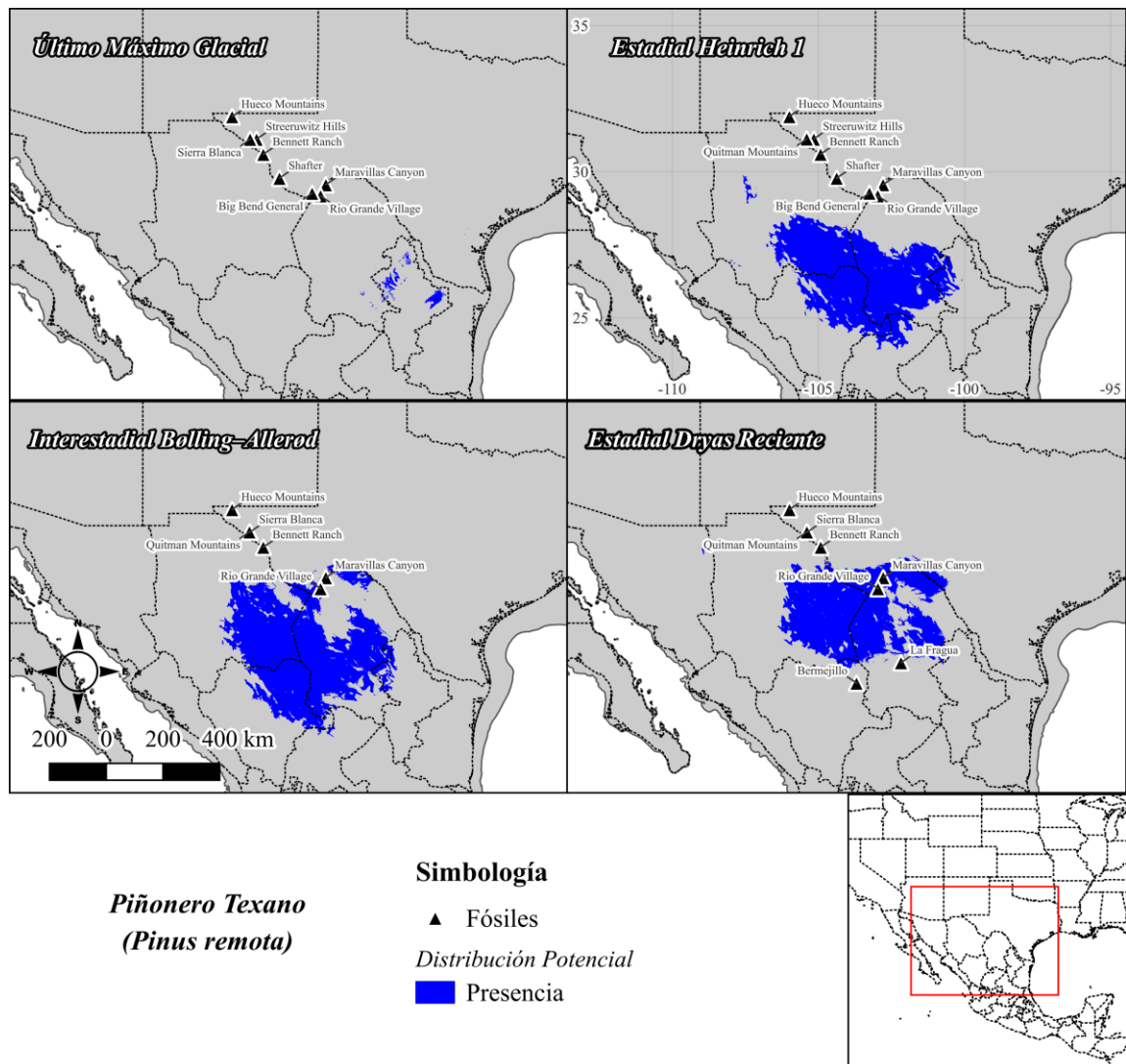


FIGURA 39: Representación del registro fósil de *P. remota* en madrigueras de ratas de campo (*Neotoma* spp.) durante el Pleistoceno.

Para el Holoceno, se encontraron coincidencias para el Groenlandiano, donde las localidades de Sierra Blanca, Bennett Ranch, Rio Grande Village y Maravillas Canyon caen dentro de la distribución estimada para la especie. Para el Norgripiano, la única localidad datada a esta edad, Maravillas Canyon, coincide con el área modelada (FIGURA 40).

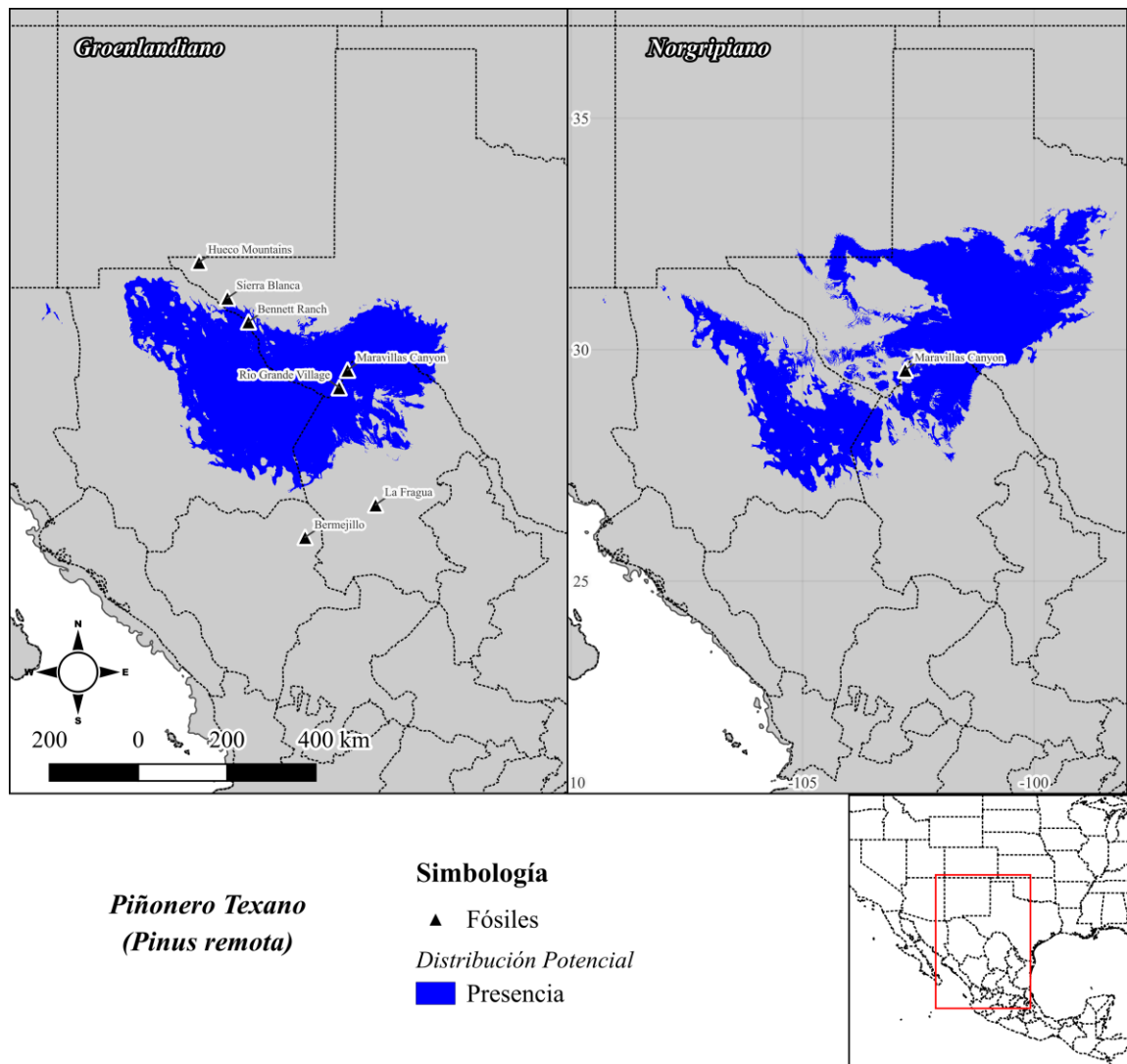


FIGURA 40: Representación del registro fósil de *P. remota* en madrigueras de ratas de campo (*Neotoma* spp.) durante el Holoceno.

2.2. Análisis de Persistencia de Presencia

La persistencia de presencia es definida como la localización geográfica de zonas donde: a) la especie está y ha estado distribuida durante un lapso definido; y b) la especie encontró mayor idoneidad durante un lapso definido, y que pudo haber fungido como fuente para la dispersión hacia las zonas de distribución actual, aunque esta ya no esté presente. Bajo ambos conceptos, estas zonas pueden ser equivalidas a refugios (Keppel *et al.* 2012; Tang *et al.* 2018).

Para *Pinus cembroides* (FIGURA 41), las principales áreas de refugio se presentan en las zonas que describen el límite meridional de la distribución actual de la especie, particularmente en el corredor que abarca los estados de Guanajuato, Michoacán, Querétaro, Estado de México, Ciudad de México, Hidalgo, Tlaxcala y Puebla. Refugios de menor extensión temporal se presentan en Chihuahua, Durango, Aguascalientes, Zacatecas, San Luis Potosí, Nuevo León, Coahuila y Oaxaca.

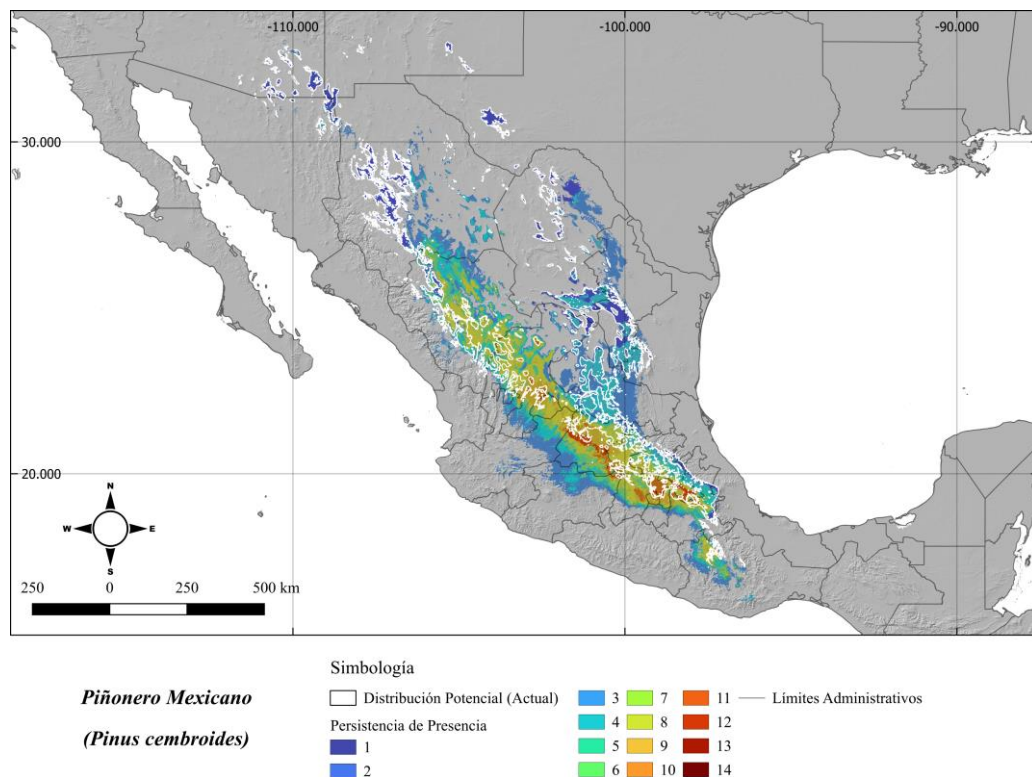


FIGURA 41: Persistencia de presencia de *P. cembroides* desde el Último Máximo Glacial hasta la actualidad. En línea blanca, la distribución potencial actual de la especie.

En el caso de *P. remota* (FIGURA 42), las áreas con mayor persistencia no coinciden en su mayoría con la distribución actual de la especie. Estas áreas se ubican aproximadamente 50 km al suroeste de las poblaciones más cercanas, en los municipios de Ojinaga y Manuel Benavides, Chihuahua. Esta región se encuentra en los límites de los distritos Trans-Pecos y Mapimiense del Desierto Chihuahuense (Morrone *et al.* 2022). Además, se identificaron otras dos áreas de alta persistencia en los municipios de Múzquiz, Coahuila, y Santa Catarina y García, Nuevo León, las cuales coinciden parcialmente con la distribución actual de la especie. Las áreas con refugios de menor amplitud temporal se distribuyen entre los estados de Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León y Texas.

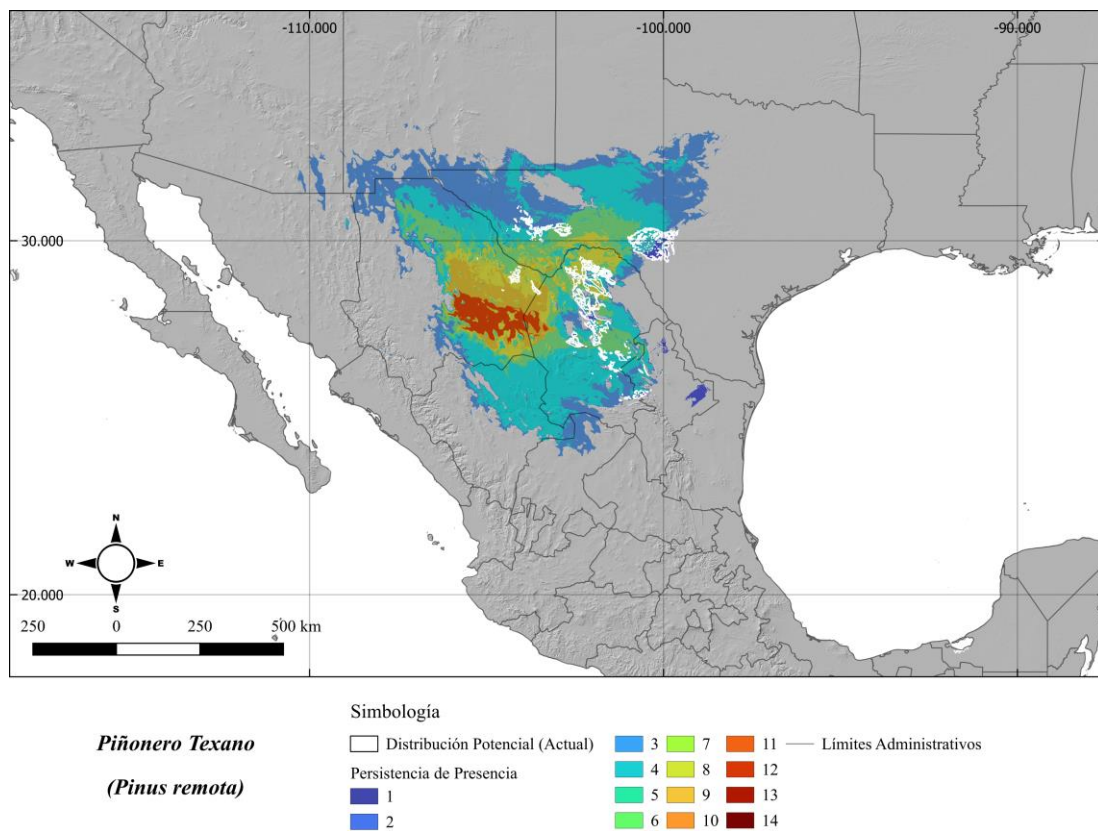


FIGURA 42: Persistencia de presencia de *P. remota* desde el Último Máximo Glacial hasta la actualidad. En línea blanca, la distribución potencial actual de la especie.

3.1. Áreas Críticas para la Conservación

Para este trabajo se delimitaron y cuantificaron las ACC a partir de los resultados del análisis de retención de presencia (TABLA 5). Estas áreas se pueden interpretar como aquellas donde la idoneidad de hábitat de las especies permanecerá lo suficientemente alta (mayor al 85%) a lo largo del periodo 1980 – 2100 y, por lo tanto, se espera que mantengan poblaciones climáticamente saludables, sin considerar la intervención de incendios, patógenos o deforestación.

TABLA 5: Áreas Críticas para la Conservación en píxeles, km² y porcentaje de retención con respecto a la distribución actual. 1-2.6 = SSP 1-2.6; 5-8.5 = SSP 5-8.5.

Cantidad de Píxeles			Área (km ²)		Porcentaje de Retención (%)	
SSP	<i>P. cembroides</i>	<i>P. remota</i>	<i>P. cembroides</i>	<i>P. remota</i>	<i>P. cembroides</i>	<i>P. remota</i>
1-2.6	76,569	12,929	61,255.20	10,343.20	45.55	46.55
5-8.5	4,974	835	3,979.20	668	2.96	3

Para *P. cembroides* (FIGURA 43), se predice que sólo el 45.55% de la distribución actual permanecerá idónea para finales del siglo XXI en la SSP 1-2.6, el escenario de cambio climático más optimista, con grandes áreas conservadas dentro de los estados de Nuevo León, Coahuila, Tamaulipas, Durango, San Luis Potosí, Guanajuato, Hidalgo, Puebla y Tlaxcala, mientras que el resto de los estados verán graves disminuciones en su cobertura. En contraste, el escenario modelado a partir de la SSP 5-8.5 es pesimista, con una conservación de menos del 3% del área retenida para el mismo periodo de tiempo. Sólo los estados de Nuevo León, Coahuila, Tamaulipas y Puebla podrían retener áreas considerables de idoneidad para esta especie, pero con gran disyunción entre ellas.

Pinus remota (FIGURA 44) muestra cifras de retención muy similares a las de *P. cembroides*. Para la SSP 1-2.6 conserva el 46.55% de su distribución actual, con las mayores pérdidas en Texas y Coahuila, donde se ubica la mayor parte de su área de ocupación, mientras que los estados de Nuevo León y Chihuahua sólo retendrían menos de la mitad de su área ocupada actual. La SSP 5-8.5 pronostica una pérdida del 97% de la

distribución actual, con pocas áreas idóneas en Coahuila y Texas, mínima retención en Nuevo León, y pérdida total en el estado de Chihuahua.

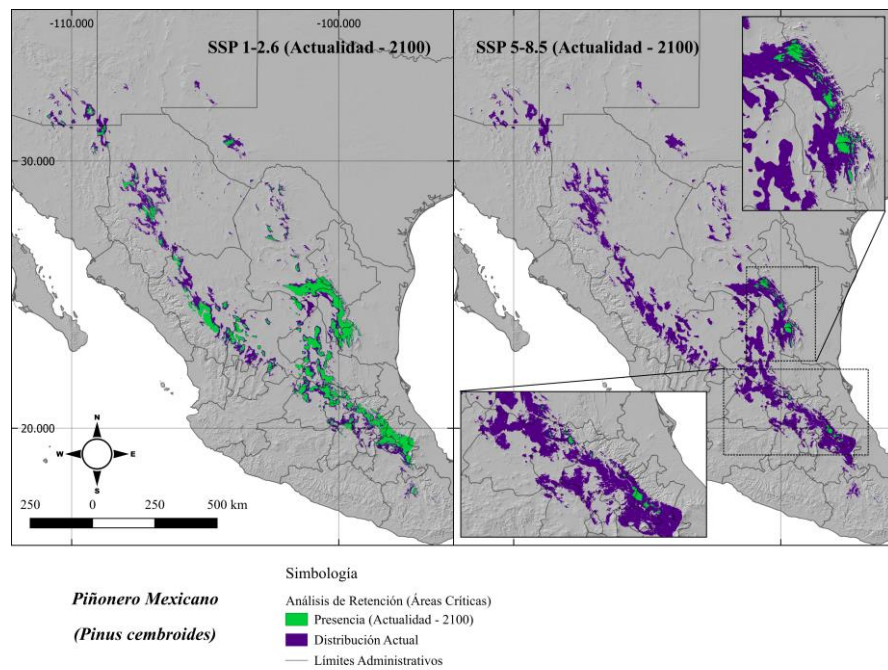


FIGURA 43: Áreas Críticas para la Conservación de *P. cembroides* para los SSP 1-2.6 (izq.) y 5-8.5 (der.). En verde, las ACC; en púrpura, la distribución actual.

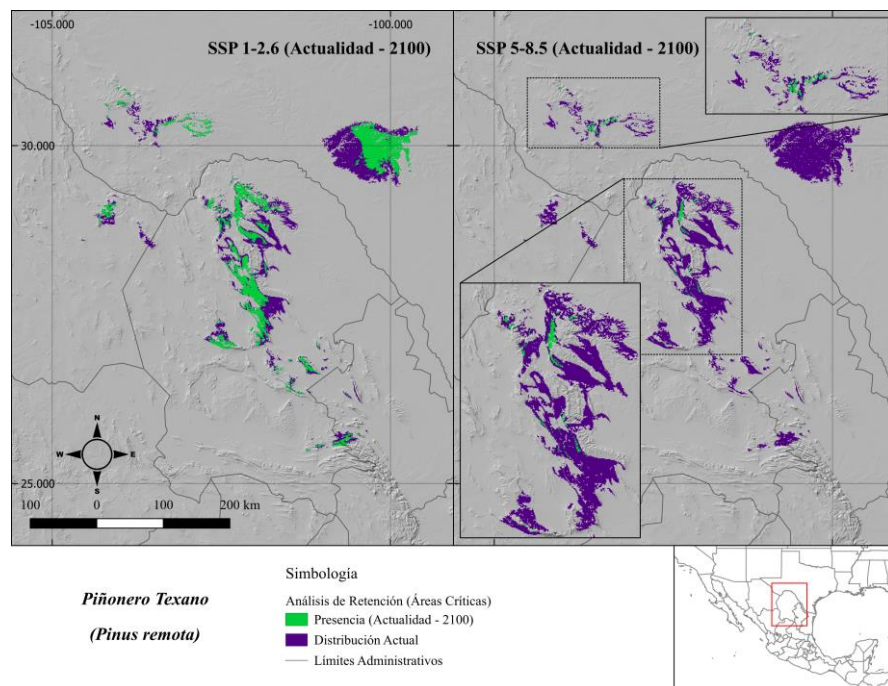


FIGURA 44: Áreas Críticas para la Conservación de *P. remota* para los SSP 1-2.6 (izq.) y 5-8.5 (der.). En verde, las ACC; en púrpura, la distribución actual.

4.1 Representatividad en Áreas Naturales Protegidas

A partir de lo producido en este trabajo, la distribución actual de *P. cembroides* (TABLA 6, FIGURA 45) abarca 134,490.40 km², de los cuales 124,938.40 km² (92.90%) se encuentran dentro de México y 9,552 km² (7.10%) en los Estados Unidos de América. El 26.65% (35,840.80 km²) está englobado dentro de ANP en diversas categorías, donde 34,264 km², el 95.60%, son protegidas por México y 1,576.80 km² (4.40%) por los Estados Unidos.

TABLA 6: Representatividad de *Pinus cembroides* en ANP de México y Estados Unidos de América, en píxeles, km² y porcentaje con respecto a la distribución actual. ADVC = áreas destinadas voluntariamente a la conservación; UMA = unidad de manejo para la conservación de la vida silvestre.

ANP (Categoría)	Cantidad de Píxeles	Área (km ²)	Porcentaje de la Distribución Actual (%)
<i>Federales</i> (Fed)	24,548	19,638.40	14.60
<i>Estatales</i> (Est)	6,685	5,348	3.98
<i>Fed + Est</i>	31,137	24,909.60	18.52
<i>Internacionales</i>	4,802	3,841.60	2.86
<i>ADVC</i>	1204	963.20	0.72
<i>UMA</i>	16,474	13,179.20	9.80

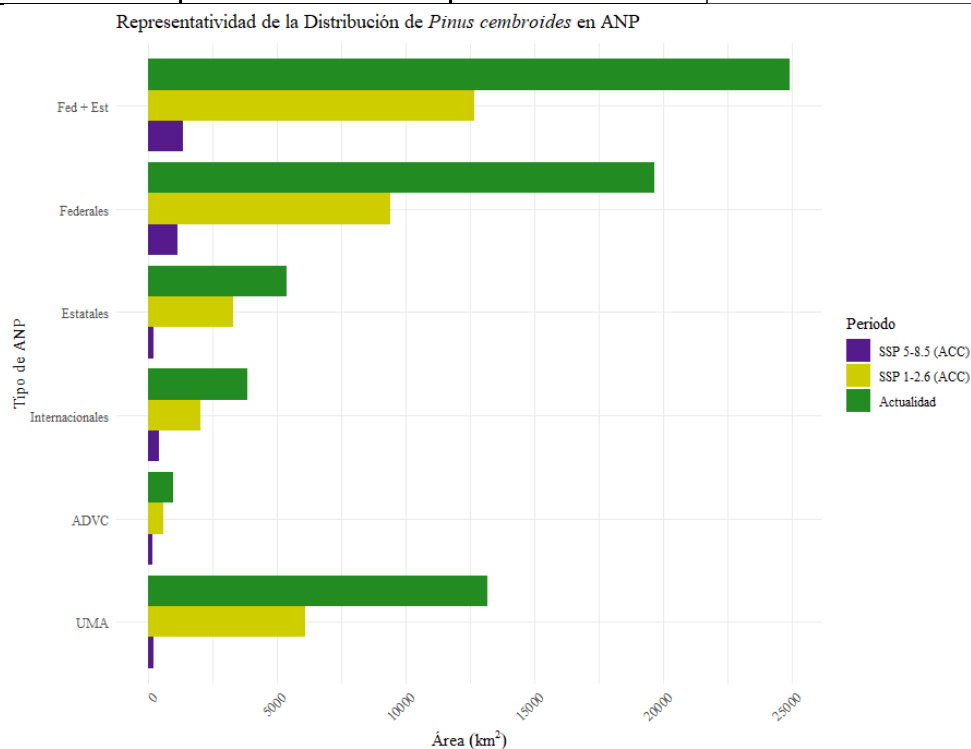


FIGURA 45: Representatividad de *P. cembroides* en ANP de México y Estados Unidos de América. En verde, con respecto a su distribución actual. En amarillo, bajo la proyección de la SSP 1-2.6. En morado, bajo la SSP 5-8.5.

Es notable que las ANP de jurisdicción federal en ambos países ofrecen el mayor porcentaje de protección, seguidas por las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), exclusivas de México. Aunque el área neta de distribución disminuye hacia el futuro en ambas proyecciones climáticas, el porcentaje de área protegida por las ANP aumenta. Por ejemplo, para las federales incrementa a 15.34% (9,397.60 km²) en la SSP 1-2.6 y a 28.57% (1,136.80 km²) en la SSP 5-8.5, reivindicando la importancia de estas áreas para la preservación de la especie.

La distribución actual de *P. remota* (TABLA 7, FIGURA 46) es de 22,217.60 km², de los cuales 12,436.80 km² (55.97%) caen dentro de los límites de la República Mexicana, mientras que 9,780.80 km² (44.03%) lo hacen dentro de los Estados Unidos de América. El 29.64% (6,586.40 km²) de la distribución se encuentra dentro de ANP. En México, las ANP protegen 6,504.80 km² (98.76%) de esta distribución, mientras que en los Estados Unidos se cubren 81.60 km² (1.24%).

TABLA 7: Representatividad de *Pinus remota* en ANP de México y Estados Unidos de América, en píxeles, km² y porcentaje con respecto a la distribución actual. ADVC = áreas destinadas voluntariamente a la conservación; UMA = unidad de manejo para la conservación de la vida silvestre.

ANP (Categoría)	Cantidad de Píxeles	Área (km ²)	Porcentaje de la Distribución Actual (%)
<i>Federales</i> (Fed)	6,902	5,521.60	24.85
<i>Estatales</i> (Est)	266	212.80	0.96
<i>Fed + Est</i>	7,168	5,734.40	25.81
<i>Internacionales</i>	1,071	856.80	3.86
<i>ADVC</i>	0	0	0
<i>UMA</i>	2,126	1,700.80	7.66

De forma similar a *P. cembroides*, la protección de *P. remota* proviene principalmente de las ANP federales y por las UMA en segundo lugar. Hacia el futuro, el porcentaje de protección relativo a las ACC aumenta a un 25.56% y 8.45% respectivamente para la SSP 1-2.6, un 30.54% para las ANP federales en la SSP 5-8.5, y una cobertura del 13.65% para las UMA en la misma trayectoria.

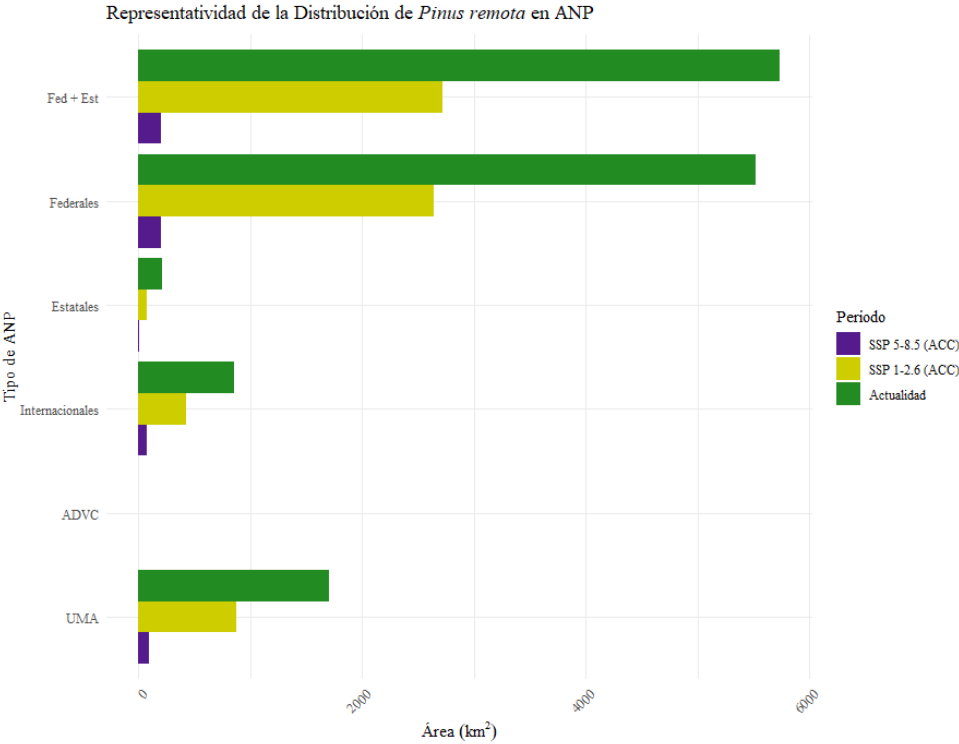


FIGURA 46: Representatividad de *P. remota* en ANP de México y Estados Unidos de América. En verde, con respecto a su distribución actual. En amarillo, bajo la proyección de la SSP 1-2.6. En morado, bajo la SSP 5-8.5.

4.2. Áreas Potenciales para la Translocación

La translocación de especies, también conocida como migración asistida, se refiere a una serie de esfuerzos de conservación *ex situ* de especies consistentes en el movimiento asistido de poblaciones de especies en peligro (particularmente por cambio climático) a zonas donde las mismas podrán prosperar en el tiempo.

Se delimitaron Áreas Potenciales para la Translocación (APT) de las especies de estudio a partir de las modelaciones a futuro. A partir de su persistencia temporal, se acotaron en periodos a largo plazo (persistencia por 90 años), mediano plazo (60 años) y corto plazo (30 años). De acuerdo con la proyección de la trayectoria SSP 1-2.6 (FIGURA 47), las áreas más extensas con persistencia a largo plazo se encuentran en la zona sureste de Zacatecas, el centro de Durango, el noroeste del Estado de México y en zonas de pequeña extensión desde Oaxaca hasta Nuevo León, Coahuila, Chihuahua, Sonora y Nuevo México. Todas las categorías incluidas, estas áreas se extenderían por un aproximado de 16,969 km².

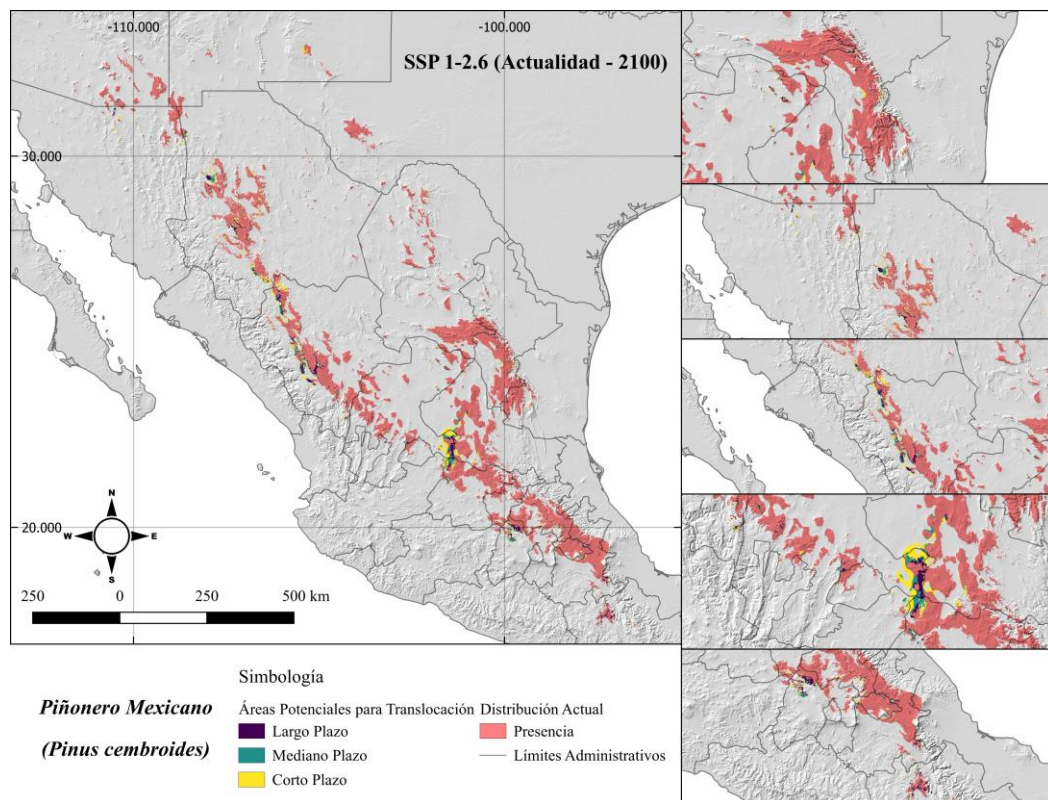


FIGURA 47: Áreas Potenciales para la Translocación de *P. cembroides* en la trayectoria SSP 1-2.6. En morado, las APT a largo plazo, en cian a mediano plazo y en amarillo a corto plazo. En rojo, la distribución actual.

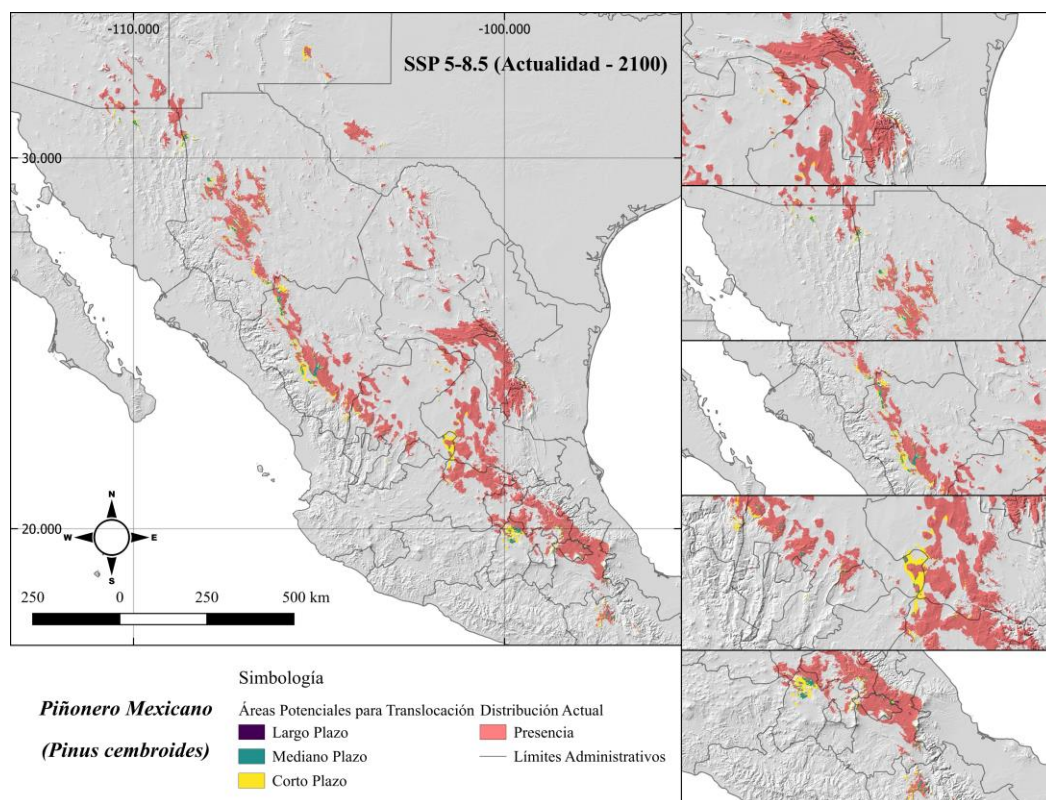


FIGURA 48: Áreas Potenciales para la Translocación de *P. remota* en la trayectoria SSP 5-8.5. En morado, las APT a largo plazo, en cian a mediano plazo y en amarillo a corto plazo. En rojo, la distribución actual.

Por su parte, las APT en la trayectoria SSP 5-8.5 muestran áreas de persistencia a largo plazo casi nulas, expresadas como píxeles o parches muy aislados restringidos a Nuevo León y Puebla, a mayor altitud que la distribución presente. En su mayoría, las zonas potenciales a largo plazo en la SSP 1-2.6 son reemplazadas por zonas a mediano o corto plazo en la SSP 5-8.5. Para esta trayectoria, las áreas cubrirían aproximadamente 13,334 km² (FIGURA 48).

La SSP 1-2.6 muestra un panorama afable para *P. remota* (FIGURA 49). Vastas zonas de potencial se extienden en el estado de Texas, Coahuila, Chihuahua y Nuevo México. Otras áreas de menor extensión se ubican en Nuevo León, Tamaulipas, San Luis Potosí, tan al sur como el estado de Hidalgo y tan al norte como Arizona. Considerando todas las categorías, estas áreas cubrirían aproximadamente 45,534 km².

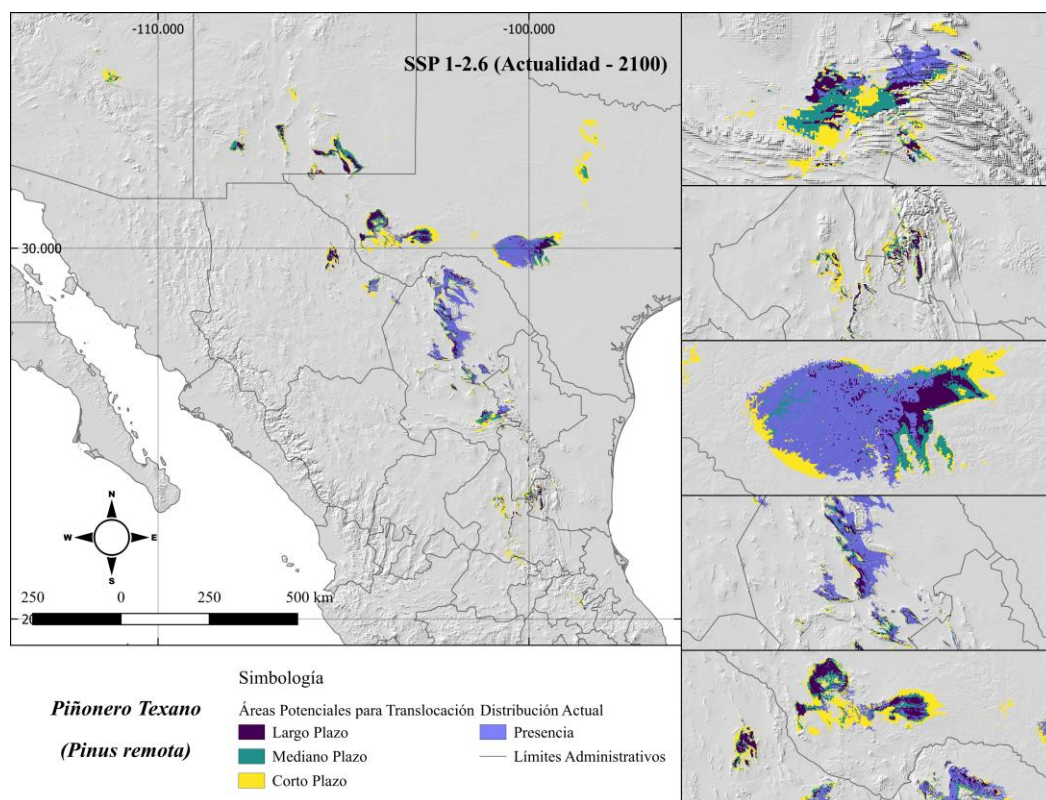


FIGURA 49: Áreas Potenciales para la Translocación de *P. remota* en la trayectoria SSP 1-2.6. En morado, las APT a largo plazo, en cian a mediano plazo y en amarillo a corto plazo. En azul, la distribución actual.

Contrastantemente, para la trayectoria SSP 5-8.5 las áreas a largo plazo son mínimas, como píxeles aislados o parches muy pequeños y concentrados en Coahuila, Texas y Nuevo México (FIGURA 50). De forma similar a *P. cembroides*, estas zonas de potencial idoneidad futura fuera de la actual se encuentran en áreas de mayor elevación que la encontrada en la distribución actual. Al compararse con las áreas proyectadas por la SSP 1-2.6, es notable la desaparición de las amplias APT otrora presentes en la Meseta de Edwards, en Texas. En total, las APT abarcarían un total de 43,693 km².

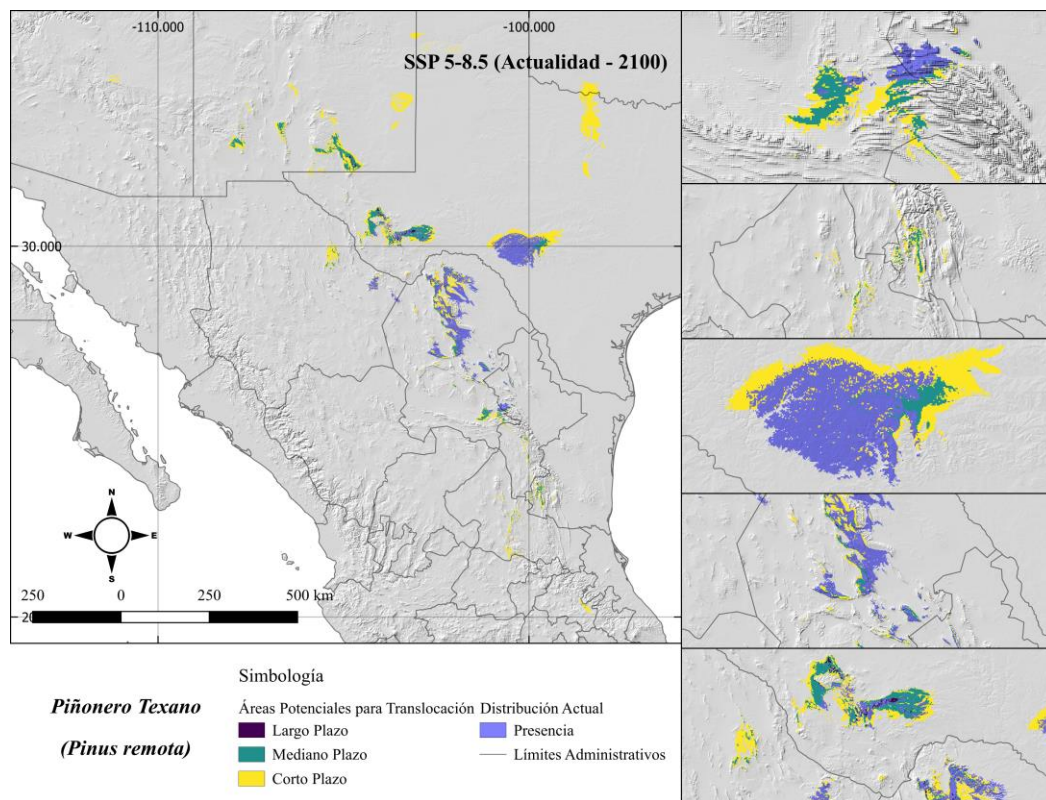


FIGURA 50: Áreas Potenciales para la Translocación de *P. remota* en la trayectoria SSP 5-8.5. En morado, las APT a largo plazo, en cian a mediano plazo y en amarillo a corto plazo. En azul, la distribución actual.

DISCUSIÓN

1.1. Puntos de Observación de las Especies

Durante la selección de puntos de observación de *Pinus cembroides* se excluyeron todas las observaciones correspondientes a *P. lagunae* y, en su mayor parte, las de *P. discolor*, siguiendo la circunscripción específica propuesta por Montes *et al.* (2022). Debido a la falta de uniformidad taxonómica presente en las distintas bases de datos que alimentan a GBIF, no es posible excluir todos los registros que podrían asignarse a *P. johannis*.

El número de puntos de observación empleados en este trabajo es similar al utilizado en otros estudios sobre *P. cembroides*. En el caso de *P. remota*, se utilizaron más de cinco veces los puntos reportados en modelaciones similares (TABLA 8). Las diferencias observadas se deben principalmente a la combinación de diversas fuentes de información utilizadas, así como a la aplicación de distintas técnicas de limpieza y adelgazamiento de datos. Estos procesos influyen en la calidad y cantidad de los registros empleados, lo que es posible que se generen variaciones en los resultados obtenidos y en la calidad de estos.

TABLA 8: Comparativa de número de puntos de observación utilizados en la modelación de las distribuciones de *Pinus cembroides* y *P. remota* en este trabajo y otros similares.

Especie	Autores	Cantidad de Puntos
<i>P. cembroides</i>	Rosas-Ávila (2008)	288 - 364
	Hargrove (2016a)	405
	Hernández-Arizmendi (2016) / García-Aranda <i>et al.</i> (2018)	208
	Ramos-Dorantes <i>et al.</i> (2017)	32
	Sandoval-García (2017)	1,244
	Aceves-Rangel <i>et al.</i> (2018)	1,244
	Pérez-Díaz (2019)	936
	Sáenz-Ceja <i>et al.</i> (2022)	2,681
	Martínez-Sánchez <i>et al.</i> (2023)	1,696
	<i>Este trabajo</i>	1,511
<i>P. remota</i>	Hargrove (2016b)	43
	Sáenz-Ceja <i>et al.</i> (2022)	85
	<i>Este trabajo</i>	466

1.2. Datos Bioclimáticos y Topográficos

Debido a la prospección de modelar distribuciones pasadas, actuales y futuras de las especies de estudio, únicamente se utilizaron las coberturas disponibles para todos estos periodos. En consecuencia, se omiten variables físicas del suelo como contenido de arena y arcilla, pH, conductividad, materia orgánica, nitrógeno, densidad de bulto, entre otros utilizados en modelaciones de la distribución actual del género *Pinus* como las realizadas por Montoya-Jiménez *et al.* (2022).

La variable de altitud fue excluida de las modelaciones realizadas en este trabajo debido al sesgo que podría introducir en los resultados. Esta decisión se basa en antecedentes que documentan la presencia de *P. remota* en madrigueras de *Neotoma* spp. a altitudes inferiores a las de su distribución actual, lo que podría distorsionar las predicciones del modelo. (Lanner y Van Devender 1981). Se ha encontrado que la ausencia de la variable de altitud causa variaciones negligibles al estadístico AUC en plantas (Hof *et al.* 2012), aunque aumenta la amplitud de nicho, particularmente en especies propias de ecosistemas de alta montaña (Oke y Thompson 2015), lo cual puede ser útil en algunas circunstancias, como las representadas en este trabajo, donde la temporalidad juega un papel central. Otras variables como el aspecto, pendiente y rugosidad del terreno pueden reflejar características topográficas importantes para la distribución de las especies.

La cantidad y el tipo de predictores empleados en la modelación pueden variar considerablemente entre distintos estudios, dependiendo de los objetivos del análisis, la escala espacial y temporal, así como de la disponibilidad de datos ambientales. Una comparativa entre trabajos realizados en las especies de estudio se presenta en la TABLA 9.

TABLA 9: Coberturas utilizadas en la modelación de *Pinus cembroides* y *P. remota* en este trabajo y otros similares. Uso Suelo = clasificaciones de uso de suelo, vegetación y similares; Mét. Veg. = métricas de vegetación como pueden ser índices de evapotranspiración, NDVI y biomasa; Mét. Suelo = métricas y características de suelos como su tipo y composición.

Autores	Coberturas Bioclimáticas																			Otras Variables					
	Bio 1	Bio 2	Bio 3	Bio 4	Bio 5	Bio 6	Bio 7	Bio 8	Bio 9	Bio 10	Bio 11	Bio 12	Bio 13	Bio 14	Bio 15	Bio 16	Bio 17	Bio 18	Bio 19	Aspecto	Pendiente	Elevación	Uso Suelo	Mét. Veg.	Mét. Suelo
<i>Pinus cembroides</i> Rosas-Ávila (2008) Aguirre y Duivenvoorden (2010) Hargrove (2016a) Hernández-Arizmendi (2016) / García-Aranda <i>et al.</i> (2018) Hernández-Arizmendi (2016) / García-Aranda <i>et al.</i> (2018) Ramos-Dorantes <i>et al.</i> (2017) Sandoval-García (2017) Aceves-Rangel <i>et al.</i> (2018) Antúñez <i>et al.</i> (2018) Pérez-Díaz (2019) Téllez-Valdés <i>et al.</i> (2019) Sáenz-Ceja <i>et al.</i> (2022) Martínez-Sánchez <i>et al.</i> (2023) <i>Este trabajo</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
	X									X		X									X		X		
		X								X	X					X	X	X	X	X	X				X
	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
<i>Pinus remota</i> Hargrove (2016b) Téllez-Valdés <i>et al.</i> (2019) <i>Este trabajo</i>	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X				X	X	X	X	X	X				X
	X	X		X		X	X				X	X		X	X	X			X	X	X		X		
								X	X	X	X	X													
	X	X						X	X	X	X		X												

1.3. Modelados de Distribución de las Especies

Los resultados con valores cercanos a 1 son positivos de acuerdo con lo establecido en trabajos realizados como Elith *et al.* (2006), Phillips y Dudík (2008) y Peterson *et al.* (2011), particularmente al trabajar únicamente con registros de presencia y pseudoausencias. El AUC, como medida de desempeño del modelo, permite evaluar su capacidad para discriminar entre presencia y ausencia de la especie. En los valores de AUC obtenidos en estudios previos sobre la modelación de la distribución de *Pinus cembroides* y *P. remota*, junto con los resultados del presente trabajo (TABLA 10), se observa una ligera variación, aunque en general muestran alta precisión. Los resultados obtenidos en este estudio se encuentran dentro del rango reportado, lo que sugiere una concordancia con modelos previos y una adecuada capacidad predictiva.

TABLA 10: Valores de estadísticos de evaluación para la modelación de *Pinus cembroides* y *P. remota* en este trabajo y otros similares. AUC = área bajo la curva.

Especie	Autores	Estadísticos de Evaluación
		AUC
<i>P. cembroides</i>	Aguirre y Duivenvoorden (2010)	0.895
	Hernández-Arizmendi (2016) /	0.998
	García-Aranda <i>et al.</i> (2018)	
	Hernández-Arizmendi (2016) /	0.998
	García-Aranda <i>et al.</i> (2018)	
	Ramos-Dorantes <i>et al.</i> (2017)	0.986
	Sandoval-García (2017)	0.94 - 0.95
	Aceves-Rangel <i>et al.</i> (2018)	0.946
	Antúnez <i>et al.</i> (2018)	0.948
	Téllez-Valdés <i>et al.</i> (2019)	0.832 - 0.819
	Martínez-Sánchez <i>et al.</i> (2023)	0.793 - 0.888
	Este trabajo	0.984
<i>P. remota</i>	Aguirre y Duivenvoorden (2010)	0.984
	Téllez-Valdés <i>et al.</i> (2019)	0.963 - 0.941
	Este trabajo	0.981

La TABLA 11 presenta una comparación de las variables con mayor contribución a los modelos en este estudio y en investigaciones previas similares, permitiendo identificar coincidencias y diferencias en los factores determinantes para la modelación.

TABLA 11: Comparativa de variables con mayor contribución o importancia relativa para las modelaciones de las distribuciones de *Pinus cembroides* y *P. remota* en este trabajo y otros similares.

Especie	Autores	Variables de Mayor Contribución		
<i>P. cembroides</i>	Ramos-Dorantes <i>et al.</i> (2017)	Bio 1	-	-
	Aceves-Rangel <i>et al.</i> (2018)	Bio 1 (37%)	Altitud (27.2%)	Bio 12 (10.3%)
	García-Aranda <i>et al.</i> (2018)	Bio 9 (26.9%)	Bio 5 (11.6%)	Pendiente (10.1%)
	Pérez-Díaz (2019)	Bio 1 (40.7%)	Bio 10 (25.3%)	Bio 12 (11.7%)
	Sáenz-Ceja <i>et al.</i> (2022)	Elevación (54.3%)	Bio 12 (22.22%)	Bio 5 (12.3%)
	Martínez-Sánchez <i>et al.</i> (2023)	Bio 9 (17% - 90%)	Bio 8 (3.4% - 68.5%)	Bio 2 (0.8% - 3.7%)
	Este trabajo	Bio 15 (17.6%)	Bio 8 (11.8%)	Bio 12 (8.8%)
<i>P. remota</i>	Sáenz-Ceja <i>et al.</i> (2022)	Bio 12 (33.5%)	Elevación (27.4%)	Bio 4 (14.5%)
	Este trabajo	Bio 9 (25.4%)	Bio 8 (15.4%)	Bio 14 (15.4%)

De acuerdo con Perry Jr. (1991), la distribución de *P. cembroides* abarca zonas con precipitaciones medias anuales (equivalente al predictor Bio 12) entre 400 y más de 800 mm anuales, mientras que *P. cembroides* subsp. *orizabensis*, su subespecie más meridional, prefiere sitios con precipitaciones entre 800 y 900 mm anuales. Estos datos corresponden favorablemente con los datos obtenidos en este trabajo (TABLA 12).

Tabla 12: Perfil bioclimático de *P. cembroides* expresado a partir de las variables de mayor contribución en este trabajo y su comparación con trabajos similares.

Predictor	Este trabajo	Rosas-Ávila (2008)	Sandoval- García (2017)	Aceves- Rangel <i>et al.</i> (2018)	Pérez-Díaz (2019)
Bio 15 (mm)	58 – 105	30.8 –126.8	43 - 119	-	-
Bio 8 (°C)	5.2 – 22.8	10 – 29.5	6.6 - 26	-	-
Bio 12 (mm)	419-854	245–1,431	191–1,253	191–1,253	138–1,659

1.4. Dinámica de Cambio en la Distribución de las Especies

La distribución actual de *Pinus cembroides* resultó en un área de 168,113 píxeles, equivalentes a 134,490.4 km². En comparación, otros trabajos muestran áreas considerablemente menores (2,064 km² (Aceves-Rangel *et al.* 2018), 72,847 km² (Sáenz-Ceja *et al.* 2022)), o mayores (194,923.88 km² (Sandoval-García 2017), 221,417 km² (Hargrove 2016a), 278,490.4 km² (Aguirre-Gutiérrez y Duivenvoorden 2010)). La distribución actual de *P. remota* resultó en un área de 27,772 píxeles, equivalentes a 22,217.6 km². El trabajo de Sáenz-Ceja *et al.* (2022) sugiere una extensión de 8,927 km², mientras que Hargrove (2016b) propone una distribución de 33,104 km².

Para *P. cembroides*, Hargrove (2016A) predijo un área de 142,510 km² para el año 2050, representando una disminución del 35.93% para mediados del siglo con respecto al área actual reportada en el mismo trabajo. Para un periodo similar (2041-2070), en este trabajo se calculan reducciones de entre el 42.86% (SSP 1-2.6) y 61.28% (SSP 5-8.5). Por su parte, para *P. remota* Hargrove (2016B) reporta un área para mediados del siglo (2050) de 21,949 km², representando un aumento del 663.03% con respecto al área actual. En un periodo similar, este trabajo muestra aumentos muy moderados en comparación, del 80.34% (SSP 1-2.6) y 25.51% (SSP 5-8.5), viniendo de extensiones máximas del 106.24% y 93.94% para los escenarios SSP 1-2.6 y SSP 5-8.5, respectivamente, en el periodo 2011-2040.

González-Jiménez *et al.* (2021) revelan que *Pinus remota* mantiene una diversidad genética moderada a baja y estructurada espacialmente, derivada de altos niveles de endogamia y tamaños poblacionales efectivos bajos. Añaden que los posibles cuellos de

botella poblacionales presentes en la especie surgen a partir de los cambios climáticos suscitados desde finales del Pleistoceno hasta la actualidad, en un periodo muy similar al analizado en este trabajo. Concluyen reafirmando las opiniones de Wells (1966) y Snajberk y Zavarin (1986) sobre el estatus como relictos pleistocénicos de esta especie.

A partir de las coberturas climáticas albergadas en la plataforma CHELSA (Karger *et al.* 2017; Karger *et al.* 2018; Karger *et al.* 2023) es posible visualizar los cambios climáticos ocurridos durante el periodo abarcado en este trabajo. Se seleccionaron 15 localidades dentro de la distribución actual de *Pinus cembroides* (San Sebastián, Nuevo León; El Potosí, San Luis Potosí; Pocitos, Tlaxcala/Puebla; Jerez, Zacatecas; Coscomate, Durango; Majalca, Chihuahua y Tucson, Arizona), de *P. remota* (Múzquiz y La Gavia, Coahuila; Jonuco, Nuevo León y Kickapoo, Texas) o ambas (Livermore y Big Bend, Texas, La Madera, Coahuila y Santa Elena, Chihuahua), que se utilizaron para extraer información climatológica (FIGURA 51).

Para el periodo UMG-actualidad, todas las localidades muestran un aumento en la temperatura media anual que promedia los 2.6°C y disminución de la precipitación media anual de 145.5 mm, con la temperatura más alta presente durante el Megalayano, con 0.7°C por encima del promedio actual, y la temperatura más baja durante el Estadial Heinrich 1, con 3.5°C debajo del promedio en la actualidad. Los promedios de precipitación más elevados se presentaron durante el UMG (727.5 mm) y los menores en la actualidad (582 mm). Estas condiciones coinciden con las encontradas en el centro del estado de Texas (Nordt *et al.* 1994), cercanas a el área de este estudio.

Se destaca que la distribución modelada de *Pinus cembroides* muestra su mayor extensión durante el Estadial *Dryas* Reciente, caracterizado por una caída en las temperaturas promedio (Naughton *et al.* 2023a), estimado por los puntos seleccionados de hasta 0.8 °C con respecto al periodo anterior, el Interestadial Bølling–Allerød (definido por un abrupto calentamiento [Naughton *et al.* 2023b]). Se ha argumentado que este cambio drástico pudo resultar en la disminución de la diversidad biótica que lentamente se recuperaba tras el máximo glacial en el área de estudio (Seersholm *et al.* 2020), potencialmente extirpando especies con afinidades tropicales y permitiendo el incremento del área de ocupación de especies más resistentes al frío y a precipitaciones reducidas.

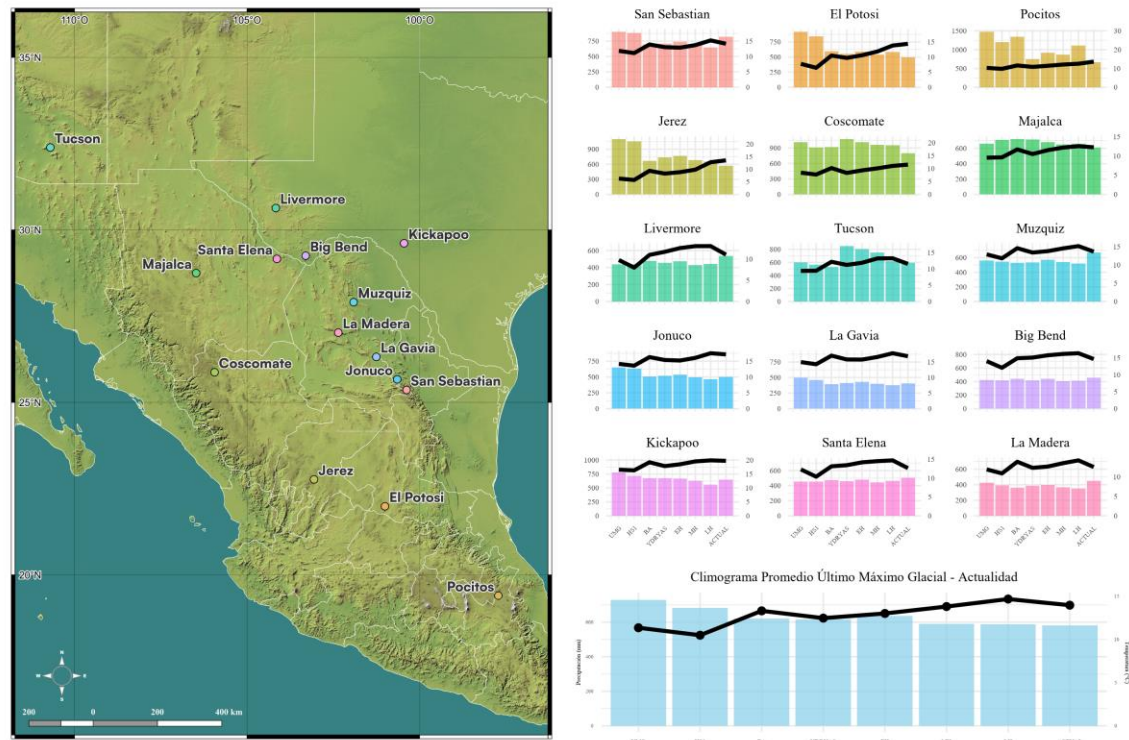


FIGURA 51: Climogramas para el periodo UMG – Actualidad. Mapa ubicación de las localidades muestreadas (izq.). Climogramas por localidad (sup. der.). Climograma promedio (inf. der.).

Por su parte, la extensión máxima para *Pinus remota* se proyectó durante el Megalayano, periodo con una temperatura media superior a la actual, pero también con promedios de precipitación inferiores a los actuales en los puntos definidos por esta especie. Este resultado indica la afinidad de la especie por hábitats cálidos y secos, como los parajes del norte de México y suroeste de los Estados Unidos (Earle 2023), que siguen siendo favorables para su distribución, por lo que su rango disyunto y en potencial reducción puede deberse a factores internos como la endogamia inducida por la distancia entre subpoblaciones (González-Jiménez *et al.* 2021) y de competencia con especies acaparadoras de estos hábitats como *Larrea tridentata*.

Las especies muestran una tendencia a la reducción de sus idoneidades hacia el futuro, con excepción de *Pinus remota* para el escenario SSP 1-2.6. Este efecto puede explicarse al realizar un ejercicio similar al anterior con las coberturas para el futuro, donde se muestra un aumento de la temperatura media anual de 1°C y disminución de 30.6 mm de precipitación anual para el escenario SSP 1-2.6, así como el aumento de 4.2°C y disminución de 73 mm, respectivamente, para el escenario SSP 5-8.5 (FIGURA 52).

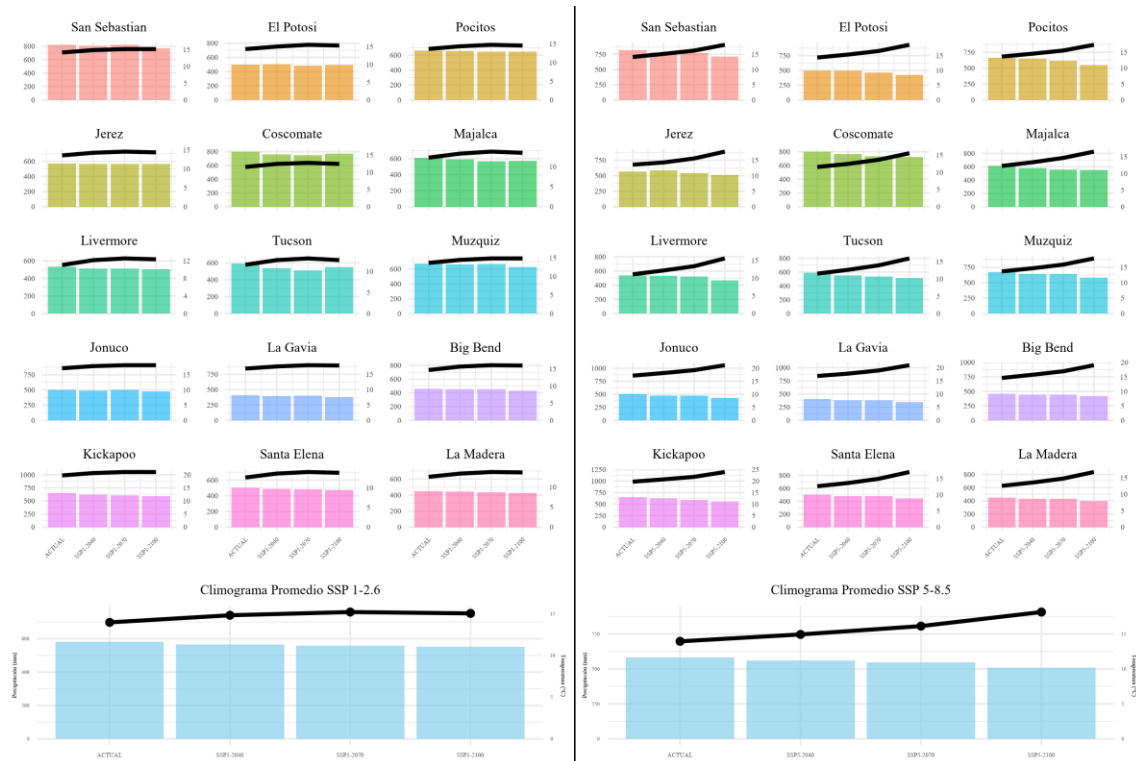


FIGURA 52: Climogramas para el periodo Actualidad-2100. Para la trayectoria SSP 1-2.6 (sup. izq.) con promedios (inf. izq.) y la trayectoria SSP 5-8.5 (sup. der.) con promedios (inf. der.).

En trabajos efectuados sobre el género *Pinus* se ha pronosticado tanto la disminución general de sus áreas de idoneidad climática (Salazar-Tortosa *et al.* 2024), como su aumento y reacomodo, como en el caso del Piñonero Europeo, *P. pinea* L. (Akyol *et al.* 2020) y *P. brutia* Ten. (Arslan *et al.* 2025). En el Pinsapo (*Abies pinsapo* Boiss.), especie importante en los bosques templados de la Península Ibérica, se vislumbra un decremento de la idoneidad de hasta el 93% en 2040 y su desaparición para 2099 (Navarro-Cerrillo *et al.* 2021).

2.1. Comparación con Registro Fósil

La ausencia de distribución potencial es notable en la región norte del Desierto Chihuahuense, entre los estados de Texas y Nuevo México, con algunas de las localidades fósiles más significativas para el estudio paleoclimático del suroeste de los Estados Unidos, como lo son las montañas Hueco (Lanner y Van Devender 1981; Van Devender 1990), Quitman, Streeruwitz Hills (Lanner y Van Devender 1981), Sierra Blanca (Van Devender 1986a), Shafter y Rio Grande Village (Van Devender 1990), ausentes en la

proyección. Las únicas dos localidades conocidas para México, el Cañón El Refugio, Coahuila (Meyer 1973) y Bermejillo, Durango (Van Devender y Burgess 1985) tampoco son incluidas en las distribuciones potenciales.

Esto puede ser resultado de un nicho no conservado, el cual, en su amplitud pretérita, le permitía a la especie habitar en zonas de características climáticas distintas a las que ocupa en la actualidad, aunque Peterson (2011) sugiere que, en un lapso temporal tan relativamente corto como 20,000 años, los nichos suelen ser altamente conservados, aunque este fenómeno es más apreciable a escalas espaciales más amplias.

Siguiendo esta línea, tanto la resolución como la calidad de la información de los predictores también han sido identificados como posibles fuentes de sobre o subestimación en las distribuciones potenciales de las especies, donde es posible que la resolución utilizada (30 segundos-arco) sea insuficientemente fina para localizar parches de pequeña extensión (Chauvier *et al.* 2022). Todo esto, considerando que las madrigueras de *Neotoma* registran cenocrones dentro de un radio de hasta 50 m (Vaughan 1990). Bajo este concepto, es factible que pequeñas zonas de refugio no puedan ser representadas en las distribuciones proyectadas.

Asimismo, la escasa cantidad de datos de observación, la incertidumbre de la geolocalización y el potencial de sesgo espacial hacia ciertas zonas (generalmente, las más accesibles por carreteras) pueden resultar en modelaciones menos precisas en la representación del nicho grineliiano y realizado de las especies (Moudrý *et al.* 2024).

La precisión de las distribuciones con respecto al registro fósil mejora durante el Holoceno, un periodo donde *P. remota* expande su distribución hacia el este y sur, en zonas más cercanas a su distribución presente. Durante este mismo periodo, Emslie *et al.* (2015) encuentran que *Pinus edulis* experimentó una expansión hacia el norte y este, incluso en localidades donde actualmente está ausente.

2.2. Análisis de Persistencia de Presencia

Gavin *et al.* (2014) discuten el concepto del refugio histórico generado a partir de MDE, reconociendo sus limitantes técnicas y de la calidad de datos disponibles para su realización, pero también considera que es una herramienta útil en la construcción de

historias biogeográficas. Un punto fundamental es que las áreas de idoneidad de las especies parecen desplazarse concorde al movimiento de las zonas climáticas en el contexto histórico (Graham *et al.* 2010). Estos análisis se ven beneficiados por la aportación de datos moleculares, filogenéticos y filogeográficos (Moussalli *et al.* 2009).

La dominancia de *Pinus remota* en esta provincia Mapimiense del Desierto Chihuahuense ha sido discutida por Lanner y Van Devender, (1981) y Van Devender (1986a), abarcando altitudes que van desde los 600 msnm hasta los 1,675 msnm (Van Devender *et al.* 1987), lo que sugiere que en el pasado pudo cubrir gran parte de la actual extensión de los matorrales desérticos y pastizales que hoy representan la vegetación predominante en la región. Esto se refleja en los mayores valores de persistencia para esta especie en el Desierto Chihuahuense, que se estima fungió como puente entre las regiones donde la especie actualmente se distribuye y que se encuentran ampliamente disyuntas.

En el ámbito filogenético, Montes *et al.* (2019) encuentran que las poblaciones de *Pinus cembroides* en su extremo meridional se posicionan separadas de las poblaciones norteñas. Una posible explicación es su expansión reciente desde distintos refugios. En este trabajo, esta especie cuenta con áreas de persistencia tanto en el Eje Neovolcánico Transversal como en algunas regiones de la Sierra Madre Occidental.

3.1. Áreas Críticas para la Conservación

Martínez-Sifuentes *et al.* (2020) delimitaron áreas equivalentes a las ACC para el Pino Prieto (*Pinus greggii*), una especie de distribución limitada a la Sierra Madre Oriental con dos poblaciones disyuntas en la Gran Sierra Plegada y en las serranías de la Región Huasteca a partir de modelaciones realizadas para el periodo 2041 – 2060, en las Trayectorias de Concentración Representativas (RCP) 4.5 y 8.5, siendo esta última uno de los componentes de la SSP 5-8.5. Consideran a estas áreas como ideales para esfuerzos de conservación *in situ*, restauración y propagación utilizando a esta especie.

De forma similar, Martínez-Sifuentes *et al.* (2021) realizaron un procedimiento similar con el Sabino (*Taxodium mucronatum*), usando proyecciones climáticas a 2050 y 2070 en los RCP 4.5 y 8.5, encontrando amplias áreas de pérdida total de la presencia y áreas de

retención útiles en la conservación de la especie, además de contemplar su representatividad dentro de ANP federales y estatales dentro de México.

Sáenz-Ceja *et al.* (2022) delimitaron áreas prioritarias para la conservación del género *Pinus* en México a partir de la riqueza de especies, rareza geográfica, *irremplazabilidad* de las especies, vulnerabilidad de hábitat y estatus de protección legal. Estas se traslapan parcialmente con las resultantes de este trabajo en la Sierra Madre Oriental de Durango y Chihuahua, y en la Sierra de Arteaga, entre Coahuila y Nuevo León. Las áreas con mayor retención de idoneidad climática deben ser prioritarias para su conservación y restauración (Samal *et al.* 2023).

4.1 Representatividad en Áreas Naturales Protegidas

La representatividad es definida como la intención de proteger a las poblaciones, especies o taxones superiores dentro del contexto de comunidades, procesos evolutivos y ecológicos que sostengan a la diversidad biológica (Spalding *et al.* 2007). Una de las estrategias para la conservación de la biodiversidad es la creación de Áreas Naturales Protegidas (ANP), las cuales pueden ser delimitadas bajo una gran variedad de criterios ecológicos, económicos, socioculturales, o bajo el auspicio de la presencia de especies carismáticas o bandera, con distintos márgenes de éxito, particularmente en cuanto a la protección de biodiversidades aún desconocidas se refiere (Delso *et al.* 2021).

Aunque la representatividad de las distribuciones de especies particulares dentro de ANP ha sido estimada (*e. g.*: Cabrera-Hernández *et al.* 2024; Cantú-Salazar y Gaston 2013; Dunk *et al.* 2006), esta métrica podría ser de mayor utilidad cuando se aplica a especies clave de los ecosistemas (Caro y Girling 2010). Además, conjuntar el reconocimiento de especies clave, como lo son *Pinus cembroides* y *P. remota*, con especies paraguas (*e. g.*: Cotorras Serranas, *Rhynchopsitta terrisi* y *R. pachyrhyncha*) surge como una herramienta adicional en la búsqueda de la protección y estabilidad de ecosistemas de gran importancia (Wang *et al.*, 2023).

4.2 Áreas Potenciales para la Translocación

Estas estrategias pueden ser dirigidas a la conservación de la diversidad genética, de la preservación de un recurso natural económicamente apreciado, o bien, ambos (McLachlan

et al. 2007; Pedlar *et al.* 2012), sin ignorar los peligros potenciales de la introducción de especies a zonas nuevas, donde pueden adquirir comportamientos invasores o fungir como vectores de patógenos (Minteer y Collins 2010).

Propuestas de este tipo han sido realizadas para la conservación de especies de bosques templados en el país (Sáenz-Romero *et al.* 2020). Para las coníferas de México, Mendoza-Maya *et al.* (2022) plantearon zonas para la translocación del especies en peligro de extinción del género *Picea* dentro de México como parte de una estrategia de conservación ante los embates del cambio climático, utilizando MDE.

Pedlar *et al.* (2012) destacan que una de las principales contribuciones de las APT es el aprovechamiento sostenible de los recursos que albergan. En el caso de las especies de piñoneros, como *Pinus cembroides* y *P. remota*, el aprovechamiento más relevante es la producción de piñón, un producto altamente valorado tanto a nivel cultural como comercial. Este recurso no solo es importante por su demanda gastronómica, sino que constituye una fuente esencial de ingresos para numerosas comunidades rurales de las sierras del país, quienes dependen de su recolección y venta para su sustento económico (Hernández-Moreno *et al.* 2011). Además del valor alimenticio del piñón, las especies de piñoneros poseen un potencial adicional como recurso forestal, en especial dentro de la industria de árboles de Navidad, donde su forma y características los convierten en especies apreciadas para este propósito (Bernardino-Pérez y Rodríguez-Ortiz 2024).

CONCLUSIONES

Los pinos piñoneros son especies clave en los ecosistemas donde predominan, siendo de particular importancia en las amplias zonas transicionales entre el Desierto Chihuahuense y los diversos bosques templados que lo rodean, en las cordilleras mexicanas que se extienden más allá de los límites administrativos de México.

Los resultados obtenidos en este trabajo indican que las áreas de idoneidad climática para *Pinus cembroides* y *P. remota* podrían experimentar una reducción drástica si las tendencias actuales de cambio climático continúan. Si bien estas proyecciones no reflejan de manera exacta la contracción real de las áreas efectivamente ocupadas por las especies, constituyen una alerta importante, considerando que ambas especies destacan por su tolerancia a condiciones de altas temperaturas y precipitaciones bajas e irregulares, rasgos que no serían suficientes para contrarrestar los escenarios proyectados.

De manera adicional, se observó que menos de un tercio de las áreas de distribución potencial de ambas especies se encuentran actualmente dentro de ANP, independientemente de la categoría de protección. Este porcentaje, además, no muestra una variación significativa incluso bajo los escenarios futuros modelados, lo cual sugiere que la representatividad actual en las ANP es insuficiente para garantizar la conservación a largo plazo de estas especies.

A partir de estos hallazgos, se identifican dos prioridades clave: por un lado, mantener y fortalecer las medidas de conservación actuales frente a amenazas como incendios forestales, pérdida de hábitat, sobreexplotación de acuíferos, erosión del suelo, proliferación de patógenos y la presencia de especies exóticas invasoras; por otro, avanzar en la identificación y establecimiento de nuevas ANP que incluyan las ACC identificadas en este trabajo, es decir, aquellas que mantienen una alta idoneidad climática para ambas especies bajo escenarios futuros de cambio climático.

Las APT, por su parte, pueden fungir tanto como áreas de propagación y conservación *ex situ*, así como áreas de potencial aprovechamiento de las especies de piñoneros. Esto presenta tanto oportunidades como desafíos para el desarrollo rural y la conservación. Desde una perspectiva social, el piñón proporciona ingresos clave a comunidades locales, promoviendo su participación en actividades sostenibles. Sin embargo, la presión creciente sobre estos recursos puede generar riesgos de sobreexplotación, especialmente sin regulaciones de manejo claras. A nivel ambiental, estas especies cumplen un papel ecológico importante al contribuir a la biodiversidad y la estabilidad del ecosistema.

Para asegurar la sostenibilidad de estas actividades, es recomendable desarrollar planes de manejo adaptativo que consideren los límites de recolección y permitan monitorear la salud poblacional de los piñoneros. Asimismo, fomentar programas de capacitación y certificación para recolectores puede contribuir a una explotación responsable. Finalmente, apoyar la diversificación de usos forestales como la industria de árboles de Navidad y utilizando áreas fuera de su distribución actual, podría aliviar la presión sobre los piñones y aumentar los beneficios económicos sin comprometer la conservación de estas especies.

En el ámbito de la biogeografía histórica, resultan especialmente relevantes los resultados de las modelaciones, ya que respaldan las reconstrucciones paleoclimatológicas del Desierto Chihuahuense, las cuales sugerían que gran parte de su territorio estuvo cubierto por bosques de piñoneros y enebros a finales del Pleistoceno y principios del Holoceno, cuando las comunidades vegetales actuales comenzaron a tomar forma. No obstante, las limitaciones inherentes a la técnica abren nuevas oportunidades para incorporar directamente información del registro fósil en las modelaciones, así como para explorar el impacto de variables clave, como la resolución espacial y temporal, en este tipo de estudios.

PERSPECTIVAS

Este estudio proporciona un marco inicial que puede ser fortalecido mediante investigaciones futuras que incorporen variables demográficas, genéticas y ecológicas de las especies, así como modelos de conectividad que permitan proponer estrategias de conservación más robustas y adaptativas frente a las dinámicas ambientales en curso.

Un estudio enfocado en la distribución de haplotipos en las especies de estudio podría ayudar a ubicar geográficamente los refugios donde estas prevalecieron durante los tiempos glaciales. Por su parte, estudios enfocados en modelación de distribuciones pasadas podrían resolver cuestiones como la amplia disyunción que algunas especies de coníferas y otros grupos vegetales e incluso animales sufren dentro del área de estudio. La producción de coberturas bioclimáticas a mayor resolución espacial y más atrás en el pasado también contribuirían a estudios de esta índole.

BIBLIOGRAFÍA

- Aceves-Rangel LD, Méndez-González J, García-Aranda MA, Nájera-Luna JA. 2018. Distribución potencial de 20 especies de pinos en México. *Agrociencia*. 52(7):1043–1057.
- Aguirre-Gutiérrez J, Duivenvoorden JF. 2010. Can we expect to protect threatened species in protected areas? A case study of the genus *Pinus* in Mexico. *Rev Mex Biodivers*. 81(3):875–882.
- Akyol A, Örüçü ÖK, Arslan ES. 2020. Habitat suitability mapping of stone pine (*Pinus pinea* L.) under the effects of climate change. *Biologia* (Bratisl). 75(12):2175–2187. doi:10.2478/s11756-020-00594-9.
- Antúñez P, Suárez-Mota M, Valenzuela-Encinas C, Ruiz-Aquino F. 2018. The potential distribution of tree species in three periods of time under a climate change scenario. *Forests*. 9(10):628. doi:10.3390/f9100628.
- Arslan ES, Örüçü ÖK, Gülcü S, Dirlik S, Hoşgör E. 2025. Prediction of the shift of the distribution of *Pinus brutia* Ten. under future climate model. *New For*. 56(2):25. doi:10.1007/s11056-025-10092-y.
- Bailey DK, Hawksworth FG. 1979. Pinyons of the Chihuahuan desert region. *Phytologia*. 44(3):129–133.
- Bailey DK, Hawksworth FG. 1983. Pinaceae of the Chihuahuan desert region. *Phytologia*. 53(3):226–234.
- Batista E, Lopes A, Miranda P, Alves A. 2023. Can species distribution models be used for risk assessment analyses of fungal plant pathogens? A case study with three Botryosphaeriaceae species. *Eur J Plant Pathol*. 165(1):41–56. doi:10.1007/s10658-022-02587-7.

- Benavides-Ríos E, Sadler J, Graham L, Matthews TJ. 2024. Species distribution models and island biogeography: Challenges and prospects. *Glob Ecol Conserv.* 51:e02943. doi:10.1016/J.GECCO.2024.E02943.
- Benito-Garzón M, Sánchez-de Dios R, Sáinz-Ollero H. 2007. Predictive modelling of tree species distributions on the Iberian Peninsula during the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene. *Ecography.* 30(1):120–134. doi:10.1111/j.0906-7590.2007.04813.x.
- Bernardino-Pérez IE, Rodríguez-Ortiz G. 2024. Potencial para la producción y comercialización de árboles de navidad en Oaxaca: árboles de navidad. *Rev Mex Agroecosistemas.* 11(1). doi:10.60158/rma.v11i1.420.
- Bisbee J. 2014. *Pinus remota*. <https://mexico.inaturalist.org/observations/64750626>.
- Breiman L. 2001. Random Forests. *Mach Learn.* 45(1):5–32. doi:10.1023/A:1010933404324.
- Bryant Jr. VM. 1968. *Pollen analysis of the Devil's Mouth Site, Val Verde County, Texas*. In: Sorrow WM, editor. *The Devil's Mouth Site, the Third Season - 1967 - Papers of the Texas Archaeological Salvage Project*. Texas Archeological Salvage Project. p. 57–70.
- Cabrera-Hernández R, Köhler G, Tejeda-Cruz C, Peralta-Meixueiro MA, López S. 2024. The distribution of reptile species richness in protected areas of Chiapas, Mexico. *J Nat Conserv.* 80:126629. doi:10.1016/j.jnc.2024.126629.
- Cantú-Salazar L, Gaston KJ. 2013. Species richness and representation in protected areas of the Western hemisphere: discrepancies between checklists and range maps. *Divers Distrib.* 19(7):782–793. doi:10.1111/ddi.12034.
- Carlón-Allende T, Mendoza ME, Villanueva-Díaz J, Li Y. 2018. Climatic response of *Pinus cembroides* Zucc. radial growth in Sierra del Cubo, Guanajuato, Mexico. *Trees.* 32(5):1387–1399. doi:10.1007/s00468-018-1720-1.
- Caro T, Girling S. 2010. *Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species*. Island Press.

- de Carvalho DL, Sousa-Neves T, Cerqueira PV, Gonsioroski G, Silva SM, Silva DP, Santos MPD. 2017. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. *PLoS ONE*. 12(2):e0171838. doi:10.1371/journal.pone.0171838.
- Chauvier Y, Descombes P, Guéguen M, Boulangeat L, Thuiller W, Zimmermann NE. 2022. Resolution in species distribution models shapes spatial patterns of plant multifaceted diversity. *Ecography*. (10):e05973. doi:10.1111/ecog.05973.
- Cole KL, Fisher JF, Ironside K, Mead JI, Koehler P. 2013. The biogeographic histories of *Pinus edulis* and *Pinus monophylla* over the last 50,000 years. *Quat Int*. 310:96–110. doi:10.1016/J.QUAINT.2012.04.037.
- Colli-Silva M, Pirani JR, Zizka A. 2022. Ecological niche models and point distribution data reveal a differential coverage of the cacao relatives (Malvaceae) in South American protected areas. *Ecol Inform*. 69:101668. doi:10.1016/j.ecoinf.2022.101668.
- Convention on Wetlands. 1971. *Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas*. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/current_convention_s.pdf.
- Cruz-Cárdenas G, López-Mata L, Silva JT, Bernal-Santana N, Estrada-Godoy F, López-Sandoval JA. 2016. Modelado de la distribución potencial de especies de Pinaceae bajo escenarios de cambio climático en Michoacán. *Rev Chapingo Ser Cienc For Ambiente*. 22(2):135–148. doi:10.5154/r.rchscfa.2015.06.027.
- Cuervo-Robayo AP, Téllez-Valdés O, Gómez-Albores MA, Venegas-Barrera CS, Manjarrez J, Martínez-Meyer E. 2014. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *Int J Climatol*. 34(7):2427–2437. doi:10.1002/joc.3848.
- Delso Á, Fajardo J, Muñoz J. 2021. Protected area networks do not represent unseen biodiversity. *Sci Rep*. 11(1):12275. doi:10.1038/s41598-021-91651-z.

- Denoël M, Ficetola GF. 2015. Using kernels and ecological niche modeling to delineate conservation areas in an endangered patch-breeding phenotype. *Ecol Appl.* 25(7):1922–1931. doi:10.1890/14-1041.1.
- DOF. 2024. *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*. <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGEEPA.pdf>.
- Dunk JR, Zielinski WJ, Welsh HH. 2006. Evaluating reserves for species richness and representation in northern California. *Divers Distrib.* 12(4):434–442. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00263.x.
- Earle CJ. 2023. *Pinus remota* (Little) Bailey et Hawksworth. Gymnosperm Database. https://www.conifers.org/pi/Pinus_remota.php.
- Earle CJ. 2023. *Pinus cembroides* Zucc. Gymnosperm Database. https://www.conifers.org/pi/Pinus_cembroides.php.
- Ebrahimi E, Sayahnia R, Ranjbaran Y, Vaissi S, Ahmadzadeh F. 2021. Dynamics of threatened mammalian distribution in Iran's protected areas under climate change. *Mamm Biol.* 101(6):759–774. doi:10.1007/s42991-021-00136-z.
- Eguiluz-de Antuñano S, Aranda-García M, Marrett R. 2000. Tectónica de la Sierra Madre Oriental, México. *Bol Soc Geológica Mex.* 53:1–26.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, *et al.* 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography.* 29(2):129–151. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.
- Emslie SD, Coats L, Oleksy E. 2015. Packrat middens and the Holocene palaeohistory of Colorado piñon (*Pinus edulis*) in western Colorado. *J Biogeogr.* 42(3):565–574. doi:10.1111/jbi.12431.

- Estrada-Castillón AE, Paz-Medrano AF, Scott-Morales LM, Cotería-Correa M, Valdes-Alameda R, González-Cuéllar DA. 2023. Plantas útiles en el área rural del municipio Linares, Nuevo León. *Rev Mex Cienc For.* 14(79):237–265. doi:10.29298/rmcf.v14i79.1353.
- Estrada-Castillón AE, Villarreal-Quintanilla JÁ, Cantú C, Cabral I, Scott L, Yen C. 2007. Ethnobotany in the Cumbres de Monterrey National Park, Nuevo León, México. *J Ethnobiol Ethnomedicine.* 3(1):8. doi:10.1186/1746-4269-3-8.
- Farjon A. 1996. Biodiversity of *Pinus* (Pinaceae) in Mexico: speciation and palaeo-endemism. *Bot J Linn Soc.* 121(4):365–384. doi:10.1111/j.1095-8339.1996.tb00762.x.
- Farjon A. 2010. *A Handbook of the World's Conifers*. Brill Academic Publishers.
- Favela-Lara S. 2004. *Taxonomy and genetic variation of pinyon pines (Pinus subsection Cembroides) in the Northeast of Mexico*. The University of Edinburgh.
- Feng X, Park DS, Liang Y, Pandey R, Papeş M. 2019. Collinearity in ecological niche modeling: Confusions and challenges. *Ecol Evol.* 9(18):10365–10376. doi:10.1002/ece3.5555.
- Ferrari L, Orozco-Esquivel T, Manea V, Manea M. 2012. The dynamic history of the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Mexico subduction zone. *Tectonophysics.* 522–523:122–149. doi:10.1016/J.TECTO.2011.09.018.
- Ferrari L, Valencia-Moreno M, Bryan S. 2005. Magmatismo y tectónica en la Sierra Madre Occidental y su relación con la evolución de la margen occidental de Norteamérica. *Bol Soc Geológica Mex.* 57(3):343–378.
- Fick SE, Hijmans RJ. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol.* 37(12):4302–4315. doi:10.1002/joc.5086.
- Figuerola-Corona L, Moreno-Letelier A, Ortega-Del Vecchio D, Peláez P, Gernandt DS, Eguarte LE, Wegrzyn J, Piñero D. 2022. Changes in demography and geographic distribution in the weeping pinyon pine (*Pinus pinceana*) during the Pleistocene. *Ecol Evol.* 12(10). doi:10.1002/ece3.9369.

- García E. 1974. Distribución de la precipitación en la República Mexicana. *Investig Geográficas*. 1(5). doi:10.14350/rig.58875.
- García-Aranda MA, Méndez-González J, Hernández-Arizmendi JY. 2018. Distribución potencial de *Pinus cembroides*, *Pinus nelsonii* y *Pinus culminicola* en el Noreste de México. *Ecosistemas Recur Agropecu*. 5(13):3–13. doi:10.19136/era.a5n13.1396.
- Gavin DG, Fitzpatrick MC, Gugger PF, Heath KD, Rodríguez-Sánchez F, Dobrowski SZ, Hampe A, Hu FS, Ashcroft MB, Bartlein PJ, *et al*. 2014. Climate refugia: joint inference from fossil records, species distribution models and phylogeography. *New Phytol*. 204(1):37–54. doi:10.1111/nph.12929.
- GBIF. 2024a. GBIF Occurrence Download - *Pinus cembroides*. *Glob Biodivers Inf Facil*. doi:10.15468/dl.hartc2.
- GBIF. 2024b. GBIF Occurrence Download - *Pinus remota*. *Glob Biodivers Inf Facil*. doi:10.15468/dl.3pdyuh.
- Gengping Z, Guoqing L, Wenjun B, Yubao G. 2013. Ecological niche modeling and its applications in biodiversity conservation. *Biodivers Sci*. 21(1):90–98. doi:10.3724/SP.J.1003.2013.09106.
- Gómez-Mendoza L, Arriaga L. 2007. Modeling the Effect of Climate Change on the Distribution of Oak and Pine Species of Mexico. *Conserv Biol*. 21(6):1545–1555. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00814.x.
- Gonçalves GSR, Cerqueira PV, Silva DP, Gomes LB, Leão CF, Andrade AFA de, Santos MPD. 2023. Multi-temporal ecological niche modeling for bird conservation in the face of climate change scenarios in Caatinga, Brazil. *PeerJ*. 11:e14882. doi:10.7717/peerj.14882.
- González-Jiménez A, Delgado-Valerio P, Molina-Sánchez A, Flores-López C, Vargas-Gutiérrez JP, García-Magaña JJ. 2021. Diversidad genética en poblaciones de *Pinus remota* (Pinaceae) del Noreste de México: evidencias de declinamiento demográfico histórico. *Acta Bot Mex*.(128). doi:10.21829/abm128.2021.1890.

- Graham CH, VanDerWal J, Phillips SJ, Moritz C, Williams SE. 2010. Dynamic refugia and species persistence: tracking spatial shifts in habitat through time. *Ecography*. 33(6):1062–1069. doi:10.1111/j.1600-0587.2010.06430.x.
- Hanberry BB. 2023. Shifting potential tree species distributions from the Last Glacial Maximum to the Mid-Holocene in North America, with a correlation assessment. *J Quat Sci*. 38(6):829–839. doi:10.1002/jqs.3526.
- Hargrove WW. 2016a. *Pinus cembroides* - Mexican Pinyon Pine. East For Environ Threat Assess Cent EFETAC - USDA For Serv. https://www.geobabble.org/ForeCASTS/html/Pinus_cembroides_final.elev.html.
- Hargrove WW. 2016b. *Pinus remota* - Papershell Pinyon Pine. East For Environ Threat Assess Cent EFETAC - USDA For Serv. https://www.geobabble.org/ForeCASTS/html/Pinus_remota_final.elev.html.
- Harrison PA, Berry PM, Butt N, New M. 2006. Modelling climate change impacts on species' distributions at the European scale: implications for conservation policy. *Environ Sci Policy*. 9(2):116–128. doi:10.1016/j.envsci.2005.11.003.
- Hernández-Moreno MM, Islas-Gutiérrez J, Guerra-de la Cruz V. 2011. Márgenes de comercialización del Piñon (*Pinus cembroides* subesp. *orizabensis*) en Tlaxcala, México. *Rev Mex Cienc Agríc*. 2(2):265–279.
- Herrera-Soto G, González-Cásares M, Pompa-García M, Camarero J, Solís-Moreno R. 2018. Growth of *Pinus cembroides* Zucc. in response to hydroclimatic variability in four sites forming the species latitudinal and longitudinal distribution limits. *Forests*. 9(7):440. doi:10.3390/f9070440.
- Hof AR, Jansson R, Nilsson C. 2012. The usefulness of elevation as a predictor variable in species distribution modelling. *Ecol Model*. 246:86–90. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.07.028.
- Hutchinson GE. 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol*. 22(0):415–427. doi:10.1101/SQB.1957.022.01.039.

- Ibarra-Elizondo PA. 2024. *Evolución y Dinámica Climática en Norteamérica desde el Último Interglacial a la Modernidad*. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- IUCN. 2024. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-1*. <https://www.iucnredlist.org>.
- Janská V, Jiménez-Alfaro B, Chytrý M, Divíšek J, Anenkhonov O, Korolyuk A, Lashchinskyi N, Culek M. 2017. Palaeodistribution modelling of European vegetation types at the Last Glacial Maximum using modern analogues from Siberia: Prospects and limitations. *Quat Sci Rev*. 159:103–115. doi:<https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2017.01.011>.
- Juárez-Barrera F, Espinosa D, Morrone JJ, Escalante T, Bueno-Hernández AA. 2020. La complejidad biótica de la Zona de Transición Mexicana y la evolución del pensamiento biogeográfico de Gonzalo Halffter. *Rev Mex Biodivers*. 91(0):913402. doi:10.22201/ib.20078706e.2020.91.3402.
- Karger DN, Conrad O, Böhner J, Kawohl T, Kreft H, Soria-Auza RW, Zimmermann NE, Linder HP, Kessler M. 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Sci Data*. 4(1):170122. doi:10.1038/sdata.2017.122.
- Karger DN, Conrad O, Böhner J, Kawohl T, Kreft H, Soria-Auza RW, Zimmermann NE, Linder P, Kessler M. 2018. Data from: Climatologies at high resolution for the Earth's land surface areas. *EnviDat*. doi:<http://dx.doi.org/doi:10.16904/envidat.228.v2.1>.
- Karger DN, Nobis MP, Normand S, Graham CH, Zimmermann NE. 2023. CHELSA-TraCE21k v1.0. Downscaled transient temperature and precipitation data since the last glacial maximum. *Clim Past*. doi:10.5194/cp-2021-30.
- Keppel G, Van Niel KP, Wardell-Johnson GW, Yates CJ, Byrne M, Mucina L, Schut AGT, Hopper SD, Franklin SE. 2012. Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Glob Ecol Biogeogr*. 21(4):393–404. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00686.x.
- Lanner RM, Van Devender TR. 1981. Late Pleistocene Piñon Pines in the Chihuahuan Desert. *Quat Res*. 15(3):278–290. doi:10.1016/0033-5894(81)90031-4.

- Lausche BJ, Burhenne-Guilmin F, Umweltrechtscenter, editors. 2011. *Guidelines for protected areas legislation*. Rev. ed. Gland, Switzerland: IUCN, in collaboration with the IUCN Environmental Law Centre, Bonn (IUCN Environmental Policy and Law Paper).
- Lawson PW, Lanning DV. 1981. Nesting and status of the Maroon-fronted Parrot (*Rhynchopsitta terrisi*). In: Pasquier RF, editor. *Conservation of New World parrots: Proceedings of the ICBP Working Group Meeting, St. Lucia, 1980*. Smithsonian Institution Press / ICBP. p. 385–392.
- MAB-UNESCO. 2022. *Technical guidelines for biosphere reserves*. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375692>.
- Manzanilla-Quñones U, Aguirre-Calderón ÓA, Jiménez-Pérez J, Treviño-Garza EJ, Yerena-Yamallel JI. 2019. Distribución actual y futura del bosque subalpino de *Pinus hartwegii* Lindl en el Eje Neovolcánico Transversal. *Madera Bosques*. 25(2). doi:10.21829/myb.2019.2521804.
- Martin PS, Harrell BE. 1957. The Pleistocene History of Temperate Biotas in Mexico and Eastern United States. *Ecology*. 38(3):468–480. doi:10.2307/1929892.
- Martin PS, Mehringer Jr. PJ. 1965. *Pleistocene pollen analysis and biogeography of the Southwest*. In: Wright Jr. HE, Frey DG, editors. *The Quaternary of the United States*. Princeton University Press. p. 433–451.
- Martínez I, Carreño F, Escudero A, Rubio A. 2006. Are threatened lichen species well-protected in Spain? Effectiveness of a protected areas network. *Biol Conserv*. 133(4):500–511. doi:10.1016/j.biocon.2006.08.003.
- Martínez-Freiría F, Argaz H, Fahd S, Brito JC. 2013. Climate change is predicted to negatively influence Moroccan endemic reptile richness. Implications for conservation in protected areas. *Naturwissenschaften*. 100(9):877–889. doi:10.1007/s00114-013-1088-4.
- Martínez-Sánchez JN, Cuéllar-Rodríguez LG, Yerena-Yamallel JI, Cavazos-Pérez MT, Gárate-Escamilla HA. 2023. Comparación de bases de datos climáticos en la modelación de

- distribución potencial de *Pinus cembroides* Zucc. *Rev Mex Cienc For.* 14(79):135–158. doi:10.29298/rmcf.v14i79.1350.
- Martínez-Sifuentes AR, Villanueva-Díaz J, Crisantos de la Rosa E, Stahle DW. 2021. Modelado actual y futuro de la idoneidad de hábitat el ahuehuete (*Taxodium mucronatum* Ten.): una propuesta para conservación en México. *Bot Sci.* 99(4):752–770. doi:10.17129/botsoci.2772.
- Martínez-Sifuentes AR, Villanueva-Díaz J, Manzanilla-Quñones U, Becerra-López J, Hernández-Herrera J, Estrada-Ávalos J, Velázquez-Pérez A. 2020. Spatial modeling of the ecological niche of *Pinus greggii* Engelm. (Pinaceae): a species conservation proposal in Mexico under climatic change scenarios. *IForest - Biogeosciences For.* 13(1):426–434. doi:10.3832/ifor3491-013.
- Mateo RG, Felicísimo ÁM, Muñoz J. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Rev Chil Hist Nat.* 84(2):217–240. doi:10.4067/S0716-078X2011000200008.
- McDonald JA. 1993. *Phytogeography and history of the alpine-subalpine flora of northeastern Mexico*. In: Ramamoorthy TP, Bye R, Lot A, Fa J, editors. *Biological diversity of México: Origins and Distribution*. New York: Oxford University Press. p. 681–703.
- McLachlan JS, Hellmann JJ, Schwartz MW. 2007. A Framework for Debate of Assisted Migration in an Era of Climate Change. *Conserv Biol.* 21(2):297–302. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00676.x.
- Mead JI, Schroeder BA, Yost CL. 2021. Late Pleistocene Shasta Ground Sloth (*Xenarthra*) dung, diet, and environment from the Sierra Vieja, Presidio County, Texas. *Tex J Sci.* 73(1). doi:10.32011/txjsci_73_1_Article3.
- Mendoza-Maya E, Gómez-Pineda E, Sáenz-Romero C, Hernández-Díaz JC, López-Sánchez CA, Vargas-Hernández JJ, Prieto-Ruiz JA, Wehenkel C. 2022. Assisted migration and the rare endemic plant species: the case of two endangered Mexican spruces. *PeerJ.* 10:e13812. doi:10.7717/peerj.13812.

- Meyer ER. 1973. Late-Quaternary Paleoecology of the Cuatro Ciénegas Basin, Coahuila, Mexico. *Ecology*. 54(5):982–995. doi:10.2307/1935565.
- Mi C, Huettmann F, Guo Y, Han X, Wen L. 2017. Why choose Random Forest to predict rare species distribution with few samples in large undersampled areas? Three Asian crane species models provide supporting evidence. *PeerJ*. 5:e2849. doi:10.7717/peerj.2849.
- Minteer BA, Collins JP. 2010. Move it or lose it? The ecological ethics of relocating species under climate change. *Ecol Appl*. 20(7):1801–1804. doi:10.1890/10-0318.1.
- Monterrubio-Rico T, Charre-Medellín J, Sáenz-Romero C. 2015. Current and future habitat availability for Thick-billed and Maroon-fronted parrots in northern Mexican forests. *J Field Ornithol*. 86:1–16. doi:10.1111/jof.12084.
- Montes J, Peláez P, Moreno-Letelier A, Gernandt DS. 2022. Coalescent-based species delimitation in North American pinyon pines using low-copy nuclear genes and plastomes. *Am J Bot*. 109(5):706–726. doi:10.1002/ajb2.1847.
- Montes J, Peláez P, Willyard A, Moreno-Letelier A, Piñero D, Gernandt DS. 2019. Phylogenetics of *Pinus* subsection *Cembroides* Engelm. (Pinaceae) inferred from low-copy nuclear gene sequences. *Syst Bot*. 44(3):501–518. doi:10.1600/036364419X15620113920563.
- Montoya-Jiménez J, Valdez-Lazalde J, Ángeles-Perez G, De Los Santos-Posadas H, Cruz-Cárdenas G. 2022. Predictive capacity of nine algorithms and an ensemble model to determine the geographic distribution of tree species. *IForest - Biogeosciences For*. 15(5):363–371. doi:10.3832/ifer4084-015.
- Moradi S, Sheykhi Ilanloo S, Kafash A, Yousefi M. 2019. Identifying high-priority conservation areas for avian biodiversity using species distribution modelling. *Ecol Indic*. 97:159–164. doi:10.1016/j.ecolind.2018.10.003.
- Morrone JJ. 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. *Annu Rev Entomol*. 51(1):467–494. doi:10.1146/annurev.ento.50.071803.130447.

- Morrone JJ. 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*. 3782(1). doi:10.11646/zootaxa.3782.1.1.
- Morrone JJ. 2019. Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo. *Rev Mex Biodivers.* 90(0). doi:10.22201/ib.20078706e.2019.90.2980.
- Morrone JJ, Acosta R, Fernández JA. 2022. Biogeographic units in the Chihuahuan Desert: Implications for regionalization and area nomenclature. *Rev Mex Biodivers.* 93:e933907. doi:10.22201/ib.20078706e.2022.93.3907.
- Mota-Vargas C, Encarnación-Luévano A, Ortega-Andrade HM, Prieto-Torres DA, Peña-Peniche LA, Rojas-Soto O. 2019. *Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico*. In: *La Biodiversidad en un Mundo Cambiante: Fundamentos Teóricos y Metodológicos para su Estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo / LIBERMEX. p. 39–63.
- Moudry V, Bazzichetto M, Remelgado R, Devillers R, Lenoir J, Mateo RG, Lembrechts JJ, Sillero N, Lecours V, Cord AF, *et al.* 2024. Optimising occurrence data in species distribution models: sample size, positional uncertainty, and sampling bias matter. *Ecography*. e07294. doi:10.1111/ecog.07294.
- Moussalli A, Moritz C, Williams SE, Carnaval AC. 2009. Variable responses of skinks to a common history of rainforest fluctuation: concordance between phylogeography and palaeo-distribution models. *Mol Ecol.* 18(3):483–499. doi:10.1111/j.1365-294X.2008.04035.x.
- Naimi B, Araújo MB. 2024. *sdm: Species Distribution Modelling*. CRAN. <https://cran.r-project.org/package=sdm>.
- Naimi B, Hamm NAS, Groen TA, Skidmore AK, Toxopeus AG. 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*. 37(2):191–203. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x.

- Naughton F, Sánchez-Goñi MF, Landais A, Rodrigues T, Riveiros NV, Toucanne S. 2023a. *The Younger Dryas Stadial*. In: *European Glacial Landscapes*. Elsevier. p. 51–57.
- Naughton F, Sánchez-Goñi MF, Landais A, Rodrigues T, Riveiros NV, Toucanne S. 2023b. *The Bølling–Allerød Interstadial*. In: *European Glacial Landscapes*. Elsevier. p. 45–50.
- Navarro-Cerrillo RM, Duque-Lazo J, Ríos-Gil N, Guerrero-Álvarez JJ, López-Quintanilla J, Palacios-Rodríguez G. 2021. Can habitat prediction models contribute to the restoration and conservation of the threatened tree *Abies pinsapo* Boiss. in Southern Spain? *New For*. 52(1):89–112. doi:10.1007/s11056-020-09784-4.
- Nordt LC, Boutton TW, Hallmark CT, Waters MR. 1994. Late Quaternary Vegetation and Climate Changes in Central Texas Based on the Isotopic Composition of Organic Carbon. *Quat Res*. 41(1):109–120. doi:10.1006/qres.1994.1012.
- Oke OA, Thompson KA. 2015. Distribution models for mountain plant species: The value of elevation. *Ecol Model*. 301:72–77. doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.01.019.
- Olson DW, Olson MS, Doescher RL, Lambert LL, Lemke DE, Carl AM, Johnson R, Smith SD, Trede KH. 1997. Piñon Pines and the Route of Cabeza de Vaca. *Southwest Hist Quarterly*. 101(2):175–186.
- Ortega-Rivera K. 2021. *Modelado de la Distribución Actual y Futura de Pinus hartwegii* Lindl. *bajo Escenarios de Cambio Climático en México*. Colegio de Postgraduados.
- Ortiz-Maciel S, Hori-Ochoa C, Enkerlin-Hoeflich E. 2010. Maroon-Fronted Parrot (*Rhynchopsitta terrisi*) Breeding Home Range and Habitat Selection in the Northern Sierra Madre Oriental, Mexico. *Wilson J Ornithol*. 122:513–517. doi:10.1676/08-002.1.
- Ortiz-Maciel SG. 2000. Uso del paisaje por la cotorra serrana oriental (*Rhynchopsitta terrisi*). Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey.
- Palmer MW. 2007. *Species–area curves and the geometry of nature*. In: Storch D, Marquet P, Brown J, editors. *Scaling Biodiversity*. 1st ed. Cambridge University Press. p. 15–31.

- Papalexiou SM, Rajulapati CR, Clark MP, Lehner F. 2020. Robustness of CMIP6 Historical Global Mean Temperature Simulations: Trends, Long-Term Persistence, Autocorrelation, and Distributional Shape. *Earths Future*. 8(10). doi:10.1029/2020EF001667.
- Papes M. 2007. Ecological niche modeling approaches to conservation of endangered and threatened birds in Central and Eastern Europe. *Biodivers Inform*. 4(0). doi:10.17161/bi.v4i0.37.
- Pedlar JH, McKenney DW, Aubin I, Beardmore T, Beaulieu J, Iverson L, O'Neill GA, Winder RS, Ste-Marie C. 2012. Placing forestry in the assisted migration debate. *BioScience*. 62(9):835–842. doi:10.1525/bio.2012.62.9.10.
- Peña-Azcona I, Ortega-Argueta A, García-Barrios R, Elizondo C. 2022. Áreas de conservación voluntaria en México: alcances y desafíos. *Rev Cienc Ambient*. 56(2):120–145. doi:https://dx.doi.org/10.15359/rca.56/2.7.
- Penjor U, Macdonald DW, Wangchuk S, Tandin T, Tan CKW. 2018. Identifying important conservation areas for the clouded leopard *Neofelis nebulosa* in a mountainous landscape: Inference from spatial modeling techniques. *Ecol Evol*. 8(8):4278–4291. doi:10.1002/ece3.3970.
- Pérez-Díaz C. 2019. *Efectos del cambio climático en la distribución actual y potencial de Rhynchopsitta terrisi, Pinus pinceana y Pinus cembroides*. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.
- Perry Jr. JP. 1991. *The Pines of Mexico and Central America*. Timber Press.
- Peterson AT. 2011. Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence: Ecological niche conservatism. *J Biogeogr*. 38(5):817–827. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02456.x.
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martínez-Meyer E, Nakamura M, Bastos-Araújo M. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press.

- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model.* 190(3–4):231–259. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.
- Phillips SJ, Dudík M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography.* 31(2):161–175. doi:10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x.
- Popescu VD, Rozyłowicz L, Cogălniceanu D, Niculae IM, Cucu AL. 2013. Moving into Protected Areas? Setting Conservation Priorities for Romanian Reptiles and Amphibians at Risk from Climate Change. *PLoS ONE.* 8(11):e79330. doi:10.1371/journal.pone.0079330.
- Poulos HM. 2014. Tree mortality from a short-duration freezing event and global-change-type drought in a Southwestern piñon-juniper woodland, USA. *PeerJ.* 2:e404. doi:10.7717/peerj.404.
- Ramírez-Preciado RP, Gasca-Pineda J, Arteaga MC. 2019. Effects of global warming on the potential distribution ranges of six *Quercus* species (Fagaceae). *Flora.* 251:32–38. doi:10.1016/j.flora.2018.12.006.
- Ramos-Dorantes DB, Villaseñor JL, Ortiz E, Gernandt DS. 2017. Biodiversity, distribution, and conservation status of Pinaceae in Puebla, Mexico. *Rev Mex Biodivers.* 88(1):215–223. doi:10.1016/j.rmb.2017.01.028.
- Reynoso-Santos R, Pérez-Hernández MJ, López-Baez W, Hernández-Ramos J, Muñoz-Flores HJ, Cob-Uicab JV, Reynoso-Santos MD. 2018. El nicho ecológico como herramienta para predecir áreas potenciales de dos especies de pino. *Rev Mex Cienc For.* 9(48). doi:10.29298/rmcf.v8i48.114.
- Richardson DM, Whittaker RJ. 2010. Conservation biogeography – foundations, concepts and challenges. *Divers Distrib.* 16(3):313–320. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00660.x.

- Rivas FF, Speciale MF. 2023. Conservation gaps identification through patterns of species richness established from species niche models of mammals in a sector of Chaco Seco ecoregion. *Papéis Avulsos Zool.* 63:e202363034. doi:10.11606/1807-0205/2023.63.034.
- Robert-Passini M-F. 1981. Deux nouveaux pins pignons du Mexique. *Bull Muséum Natl Hist Nat Sect B Adansonia.* 3(1):60–73.
- Rodríguez JP, Brotons L, Bustamante J, Seoane J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Divers Distrib.* 13(3):243–251. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00356.x.
- Romero-Sánchez M, Pérez-Miranda R, González-Hernández A, Velasco-García M, Velasco-Bautista E, Flores A. 2018. Current and Potential Spatial Distribution of Six Endangered Pine Species of Mexico: Towards a Conservation Strategy. *Forests.* 9(12):767. doi:10.3390/f9120767.
- Rosas-Ávila JC. 2008. *Ecogeografía del género Pinus (Linnaeus, 1753) en la subcuenca Tecuantepec - Apulco, México.* Instituto Politécnico Nacional.
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México.* Editorial Limusa.
- Rzedowski J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Bot Mex.* (14):3–21. doi:10.21829/abm14.1991.611.
- Sáenz-Ceja JE, Arenas-Navarro M, Torres-Miranda A. 2022. Prioritizing conservation areas and vulnerability analyses of the genus *Pinus* L. (Pinaceae) in Mexico. *J Nat Conserv.* 67:126171. doi:10.1016/j.jnc.2022.126171.
- Sáenz-Romero C, Mendoza-Maya E, Gómez-Pineda E, Blanco-García A, Endara-Agramont AR, Lindig-Cisneros R, López-Upton J, Trejo-Ramírez O, Wehenkel C, Cibrián-Tovar D, et al. 2020. Recent evidence of Mexican temperate forest decline and the need for ex situ conservation, assisted migration, and translocation of species ensembles as adaptive management to face projected climatic change impacts in a megadiverse country. *Can J For Res.* 50(9):843–854. doi:10.1139/cjfr-2019-0329.

- Salazar-Tortosa DF, Saladin B, Castro J, Rubio de Casas R. 2024. Climate change is predicted to impact the global distribution and richness of pines (genus *Pinus*) by 2070. *Divers Distrib.* 30(7):e13849. doi:10.1111/ddi.13849.
- Samal P, Srivastava J, Charles B, Singarasubramanian SR. 2023. Species distribution models to predict the potential niche shift and priority conservation areas for mangroves (*Rhizophora apiculata*, *R. mucronata*) in response to climate and sea level fluctuations along coastal India. *Ecol Indic.* 154:110631. doi:10.1016/j.ecolind.2023.110631.
- Sánchez-Chávez MS. 2024. *Distribución de la diversidad filogenética de las coníferas de la Sierra Madre Oriental y su representatividad dentro de las Áreas Naturales Protegidas del Noreste de México*. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Sandoval-García C. 2017. *Modelación de Áreas Potenciales de Pinus cembroides Zucc. libres de presencia de Dendroctonus spp. en México*. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.
- Santangeli A, Mammola S, Lehikoinen A, Rajasärkkä A, Lindén A, Saastamoinen M. 2022. The effects of protected areas on the ecological niches of birds and mammals. *Sci Rep.* 12(1):11601. doi:10.1038/s41598-022-15949-2.
- Santore J. 2019. *Pinus cembroides*. <https://mexico.inaturalist.org/observations/66908584>.
- Seersholm FV, Werndly DJ, Greal A, Johnson T, Keenan Early EM, Lundelius EL, Winsborough B, Farr GE, Toomey R, Hansen AJ, *et al.* 2020. Rapid range shifts and megafaunal extinctions associated with late Pleistocene climate change. *Nat Commun.* 11(1):2770. doi:10.1038/s41467-020-16502-3.
- SEMARNAT. 2010. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo*. México: <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4254/semarnat/semarnat.htm>.

- Semenchuk P, Moser D, Essl F, Schindler S, Wessely J, Gattringer A, Dullinger S. 2021. Future representation of species' climatic niches in protected areas: a case study with Austrian endemics. *Front Ecol Evol.* 9. doi:10.3389/fevo.2021.685753.
- Snajberk K, Zavarin E. 1986. Monoterpenoid differentiation in relation to the morphology of *Pinus remota*. *Biochem Syst Ecol.* 14(2):155–163. doi:10.1016/0305-1978(86)90057-8.
- SNMF. 2024. *Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Sist Nac Monit For.:2004–2020.* <https://snmf.cnf.gob.mx/datos-del-inventario/>.
- Soberón J, Osorio-Olvera L, Peterson T, Soberón J, Osorio-Olvera L, Peterson T. 2017. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Rev Mex Biodivers.* 88(2):437–441. doi:10.1016/j.rmb.2017.03.011.
- Souto CP, Kitzberger T, Arbetman MP, Premoli AC. 2015. How do cold-sensitive species endure ice ages? Phylogeographic and paleodistribution models of postglacial range expansion of the mesothermic drought-tolerant conifer *Austrocedrus chilensis*. *New Phytol.* 208(3):960–972. doi:10.1111/nph.13508.
- Spalding MD, Fox HE, Allen GR, Davidson N, Ferdaña ZA, Finlayson M, Halpern BS, Jorge MA, Lombana A, Lourie SA, *et al.* 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience.* 57(7):573–583. doi:10.1641/B570707.
- Srinivasulu A, Srinivasulu B, Srinivasulu C. 2021. Ecological niche modelling for the conservation of endemic threatened squamates (lizards and snakes) in the Western Ghats. *Glob Ecol Conserv.* 28:e01700. doi:10.1016/j.gecco.2021.e01700.
- von Storch J-S, Putrasahan D, Lohmann K, Gutjahr O, Jungclaus J, Bittner M, Haak H, Wieners K-H, Giorgetta M, Reick C, *et al.* 2017. *MPI-M MPIESM1.2-HR model output prepared for CMIP6 HighResMIP.* doi:10.22033/ESGF/CMIP6.762. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.762>.
- Szabó A, Ujhelyi G. 2024. National parks and economic development. *J Public Econ.* 232:105073. doi:10.1016/j.jpubeco.2024.105073.

- Tang CQ, Matsui T, Ohashi H, Dong Y-F, Momohara A, Herrando-Moraira S, Qian S, Yang Y, Ohsawa M, Luu HT, *et al.* 2018. Identifying long-term stable refugia for relict plant species in East Asia. *Nat Commun.* 9(1):4488. doi:10.1038/s41467-018-06837-3.
- Téllez-Valdés O, Miguel-Talonia C, Suárez-Mota ME, Álvarez-Espino RX, Hernández-Moreno MM, Silva-Galicia AL. 2019. *Informe final del Proyecto JM010 - Distribución potencial de las especies Pinaceae (Pinus) y Fagaceae (Quercus) de México.* SNIB-CONABIO - Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala.
- Tozer B, Sandwell DT, Smith WHF, Olson C, Beale JR, Wessel P. 2019. Global Bathymetry and Topography at 15 Arc Sec: SRTM15+. *Earth Space Sci.* 6(10):1847–1864. doi:10.1029/2019EA000658.
- Turpin SA, Eling Jr. HH, Valadez-Moreno M. 1993. From marshland to desert: the late prehistoric environment of Boca de Potrerillos, Nuevo Leon, Mexico. *North Am Archaeol.* 14(4):305–323.
- Urbina-Cardona JN, Flores-Villela Ó. 2010. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conserv Biol.* 24(4):1031–1041. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01432.x.
- Urcádiz-Cázares FJ, Cruz-Escalona VH, Peterson MS, Marín-Enriquez E, González-Acosta AF, Martínez-Flores G, Hernández-Carmona GH, Aguilar-Medrano R, Del Pino-Machado A, Ortega-Rubio A. 2021. Ecological niche modelling of endemic fish within La Paz Bay: Implications for conservation. *J Nat Conserv.* 60:125981. doi:10.1016/j.jnc.2021.125981.
- Van Devender TR. 1977. Holocene Woodlands in the Southwestern Deserts. *Science.* 198(4313):189–192. doi:10.1126/science.198.4313.189.
- Van Devender TR. 1986a. *Late Quaternary History of Pinyon-Juniper-Oak Woodlands dominated by Pinus remota and Pinus edulis.* In: Everett RL, editor. *Proceedings of the Pinyon-Juniper Conference.* Intermountain Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. p. 99–103.

- Van Devender TR. 1986b. *Pleistocene Climates and Endemism in the Chihuahuan Desert Flora*. In: Barlow JC, Timmermann BN, Powell AM, editors. *Proceedings of the Second Symposium on Resources of the Chihuahuan Desert Region*. Chihuahuan Desert Research Institute, Sul Ross State University. p. 1–19.
- Van Devender TR. 1990. *Late Quaternary Vegetation and Climate of the Chihuahuan Desert, United States and Mexico*. In: Betancourt JL, Van Devender TR, Martin PS, editors. *Packrat Middens: The Last 40,000 Years of Biotic Change*. The University of Arizona Press. p. 104–133.
- Van Devender TR, Burgess TL. 1985. Late pleistocene woodlands in the Bolson de Mapimi: A refugium for the Chihuahuan desert biota? *Quat Res.* 24(3):346–353. doi:10.1016/0033-5894(85)90056-0.
- Van Devender TR, Spaulding WG. 1979. Development of vegetation and climate in the Southwestern United States. *Science.* 204(4394):701–710. doi:10.1126/science.204.4394.701.
- Van Devender TR, Thompson RS, Betancourt JL. 1987. *Vegetation history of the deserts of Southwestern North America; the nature and timing of the late Wisconsin - Holocene transition*. In: Ruddiman WF, Wright Jr. HE, editors. *The Geology of North America Vol. K-3, North America and adjacent oceans during the Last Deglaciation*. The Geological Society of America. p. 323–352.
- Vaughan TA. 1990. *Ecology of living packrats*. In: Betancourt JL, Van Devender TR, Martin PS, editors. *Packrat Middens: The Last 40,000 Years of Biotic Change*. The University of Arizona Press. p. 14–27.
- Vessella F, Schirone B. 2013. Predicting potential distribution of *Quercus suber* in Italy based on ecological niche models: conservation insights and reforestation involvements. *For Ecol Manag.* 304:150–161. doi:10.1016/j.foreco.2013.05.006.
- Vidal-Zepeda. 2005. *Las regiones climáticas de México I.2.2*. México, D.F.: UNAM, Instituto de Geografía.

- Villero D, Pla M, Camps D, Ruiz-Olmo J, Brotons L. 2017. Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodivers Conserv.* 26(2):251–271. doi:10.1007/s10531-016-1243-2.
- Wan J, Wang C, Han S, Yu J. 2014. Planning the priority protected areas of endangered orchid species in northeastern China. *Biodivers Conserv.* 23(6):1395–1409. doi:10.1007/s10531-014-0671-0.
- Wang H-H, Wonkka CL, Treglia ML, Grant WE, Smeins FE, Rogers WE. 2015. Species distribution modelling for conservation of an endangered endemic orchid. *AoB PLANTS.* 7. doi:10.1093/aobpla/plv039.
- Wang Q, Li X, Zhou X. 2023. New shortcut for conservation: The combination management strategy of “keystone species” plus “umbrella species” based on food web structure. *Biol Conserv.* 286:110265. doi:10.1016/j.biocon.2023.110265.
- Watson JEM, Dudley N, Segan DB, Hockings M. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature.* 515(7525):67–73. doi:10.1038/nature13947.
- Wells PV. 1966. Late Pleistocene vegetation and degree of pluvial climatic change in the Chihuahuan Desert. *Science.* 153(3739):970–975. doi:10.1126/science.153.3739.970.
- Wells PV. 1986. *Systematics and distribution of Pinyons in the late Quaternary*. In: Everett RL, editor. *Proceedings of the Pinyon-Juniper Conference*. Intermountain Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. p. 104–108.
- Wells PV, Jorgensen CD. 1964. Pleistocene Wood Rat Middens and climatic change in Mohave Desert: a record of Juniper woodlands. *Science.* 143(3611):1171–1174. doi:10.1126/science.143.3611.1171.
- Whittaker RJ, Araújo MB, Jepson P, Ladle RJ, James E. M. Watson, Willis KJ. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Divers Distrib.* 11(1):3–23.
- Xiao S, Li S, Wang X, Chen L, Su T. 2022. *Cedrus* distribution change: past, present, and future. *Ecol Indic.* 142:109159. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109159.

- Zárate-Castrejón J, González-Pacheco B, Ruiz-Nieto J, Ávila-Ramos L, Ávila-Ramos F. 2021. El árbol *Pinus cembroides* como alternativa para reforestar ciudades, parques y jardines. *Abanico Agrofor*. 3:1–12. doi:10.37114/abaagrof/202.1.
- Zhang L, Huettmann F, Zhang X, Liu S, Sun P, Yu Z, Mi C. 2019. The use of classification and regression algorithms using the random forests method with presence-only data to model species' distribution. *MethodsX*. 6:2281–2292. doi:10.1016/j.mex.2019.09.035.
- Zhu G, Papeş M, Giam X, Cho S-H, Armsworth PR. 2021. Are protected areas well-sited to support species in the future in a major climate refuge and corridor in the United States? *Biol Conserv*. 255:108982. doi:10.1016/j.biocon.2021.108982.

ANEXOS

Anexo 1 – Script para Modelación de la Distribución de Especies

```
library(dismo)
library(dplyr)
library(tidyr)
library(terra)
library(sdm)
library(usdm)
library(gbm)
library(parallel)
library(enmSdmX)
# Directorio de Trabajo #####
setwd("directorio/de/trabajo")
# Importación de Observaciones #####
obsv <- read.csv("observaciones.csv")
coordinates(obsv) <- c('lon','lat')
obsv <- vect(obsv)
mask_species <- vect("mascara_distribucion.gpkg")
obsv <- crop(obsv, mask_species)
plot(obsv)
# Importación de Predictores #####
predictores <- rast("predictores.tif")
# Adelgazamiento de Datos de Observación #####
obsv_th <- elimCellDuplicates(obsv, predictores, longLat = c('lon', 'lat'))
# Análisis de Colinealidad #####
ex <- terra::extract(predictores, obsv_th)
v <- vifstep(ex)
v
predictores <- exclude(predictores, v)
# Extensión de Área de Trabajo #####
extt <- ext(-118, -95, 15, 40)
# Acotamiento de Predictores al Área de Trabajo #####
```

```

predictores <- crop(predictores, extt)

# MODELADOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES #####
# Incorporación de Puntos de Background #####
d <- sdmData(species~., obsv_th, predictors= pred_act, bg = list(method =
'gRandom',n = N), impute = NULL)
write.sdm(d, 'observaciones_con_background')
# Creación de Modelo (Nicho) #####
m <- sdm(species~., d, methods = 'rf', replication = c('sub','boot'),
        test.p = 30,n = 300, parallelSetting = list(ncore = 4,method =
'parallel'))
m
write.sdm(m, 'modelo_especie')
# Modelación de la Distribución Geográfica #####
distribucion <- predict(m, predictores, filename = 'distribucion.tif',
overwrite = TRUE, parallelSetting = list(ncore = 4,method = 'parallel'))
# Modelo de Ensamblaje #####
ensamblaje <- ensemble(m, distribucion, filename = 'ensamblaje.tif', setting =
list(method = 'weighted', stat = 'tss', opt = 2), overwrite = TRUE)
plot(en_actual)
# Importancia de Variables y Curvas de Respuesta #####
getVarImp(m)
rcurve(m)
plot(getResponseCurve(m))
# Importación de Archivos para Modelación #####
d <- read.sdm("observaciones_con_background.sdd")
m <- read.sdm("modelo_especie.sdm")
extt <- ext(-118, -95, 15, 40)
# Modelación para otros Periodos Temporales #####
# Importar Variables Bioclimáticas #####
pred_pasado <- rast("predictores_pasado.tif")
# Exclusión de Variables Colinealidad #####
#### Repetir pasos de VIF arriba #####
# Acotamiento de Predictores al Área de Trabajo #####
pred_pasado <- crop(pred_pasado, extt)

```

```

# Modelación de la Distribución Geográfica #####
distribucion <- predict(m, pred_pasado, filename = 'modelacion_pasado.tif',
overwrite = TRUE, parallelSetting = list(ncore = 4,method = 'parallel'))

# Modelo de Ensamble #####
ensamblaje <- ensemble(m, distribucion, filename =
'ensamblaje_pasado.tif',setting = list(method = 'weighted',stat = 'tss',opt =
2), overwrite = TRUE)
plot(ensamblaje)

# Reclasificación de Distribuciones #####
# Umbral = 0.8 #####
matx <- c(0, 0.8, 0,
          0.8, 1, 1)
mreclas <- matrix(matx, ncol = 3, byrow = TRUE)
#####
import_ensamblaje <- rast("ensamblaje.tif")

# Alternativamente, se puede proceder directamente desde el objeto "ensamblaje"
###
#####
reclasificado <- classify(import_ensamblaje, mreclas, include.lowest=TRUE)
writeRaster(reclasificado, filename = "Distribucion_reclasificada.tif")

```

Anexo 2 – Cartografía

TABLA 13: Distribuciones proyectadas resultantes de este trabajo. * = Codificación utilizada en la plataforma TraCE21k (Karger *et al.* 2023).

Época	Edad	Temporalidad	Año	Siglo*	ID
<i>Pleistoceno</i>	Tarantino	Último Máximo Glacial	~ 22,000 AP	-200	UMG
		Estadial Heinrich 1	~ 16,600 AP	-146	HS1
		Interestadial	~ 14,300 AP	-123	BA
		Bølling-Allerød			
		Estadial <i>Dryas</i> Reciente	~ 12,200 AP	-102	YDRYAS
<i>Holoceno</i>		Groenlandiano	~ 11,700 AP	-97	EH
		Norgripiano	~ 8,300 AP	-63	MH
		Megalayano	~ 4,200 AP	-22	LH
<i>Holoceno / Antropoceno</i>	<i>Futuro</i>	<i>Actualidad</i>	1981-2010	Actual	
		SSP 1-2.6	2011-2040	126-11	
		SSP 5-8.5		585-11	
		SSP 1-2.6	2041-2070	126-41	
		SSP 5-8.5		585-41	
		SSP 1-2.6	2071-2100	126-71	
		SSP 5-8.5		585-71	

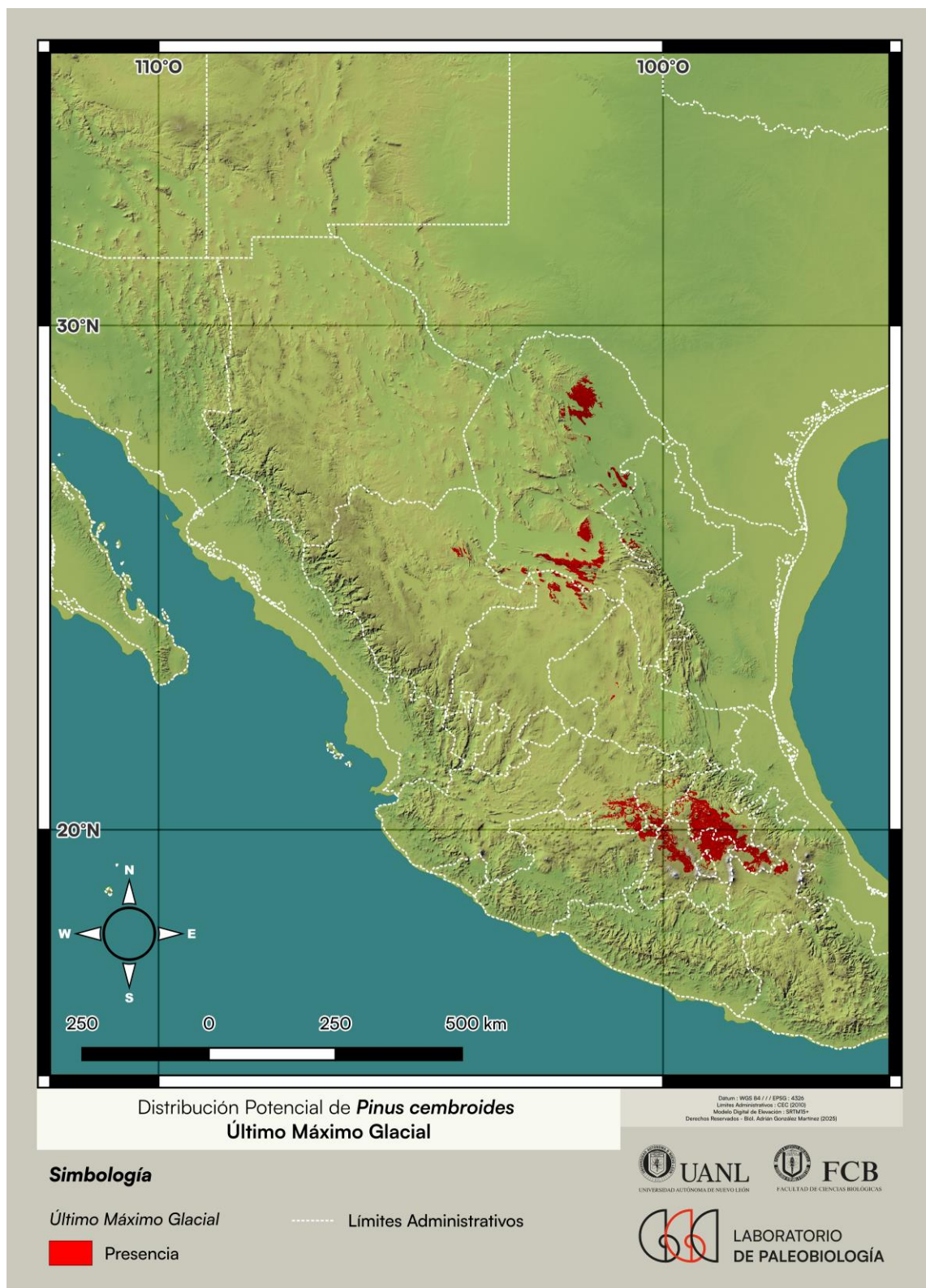


FIGURA 53: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – Último Máximo Glacial.



FIGURA 54: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – Estadial Heinrich 1.



FIGURA 55: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – Interstadial Bølling–Allerød.

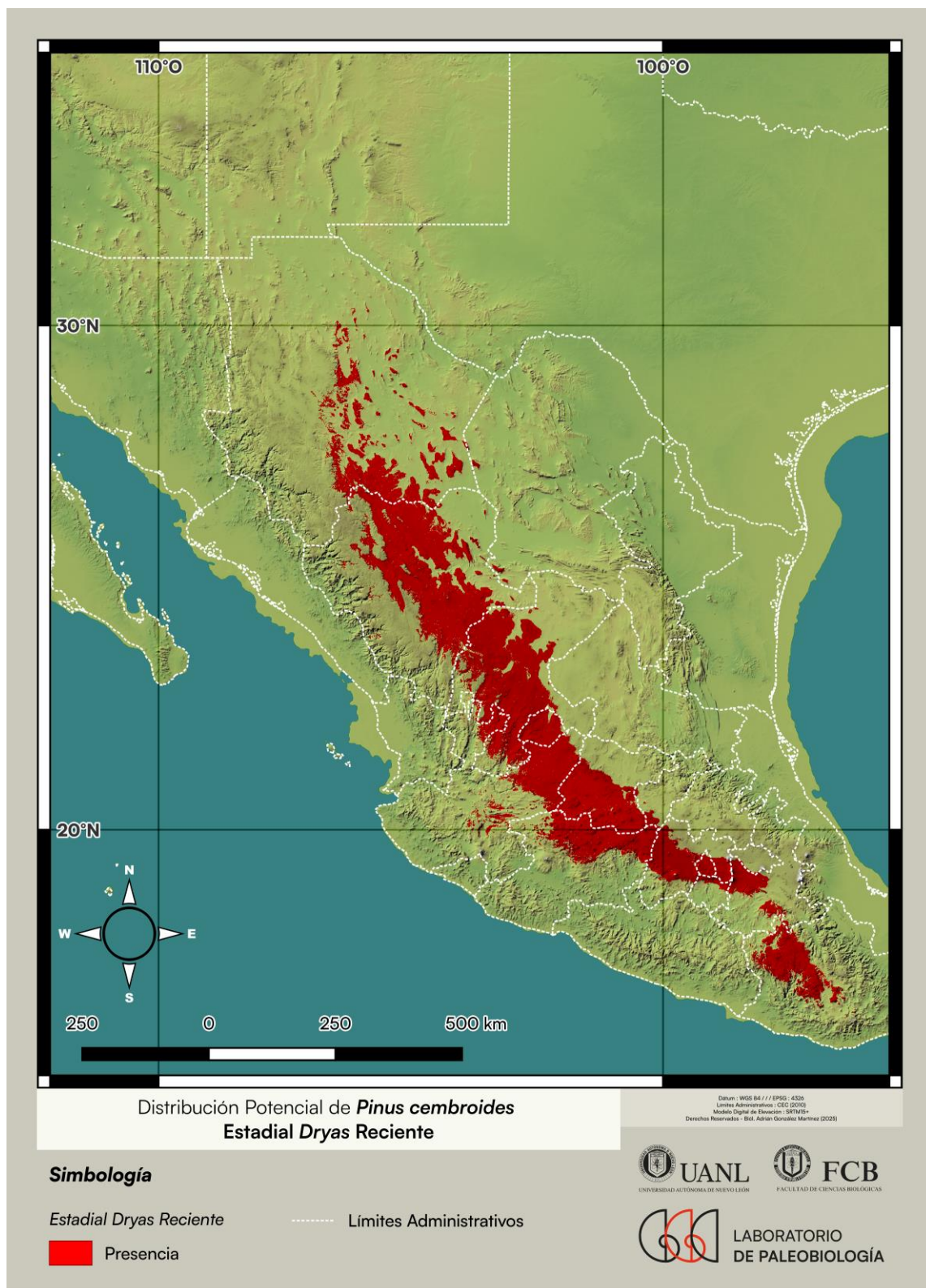


FIGURA 56: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – Estadial Dryas Reciente.

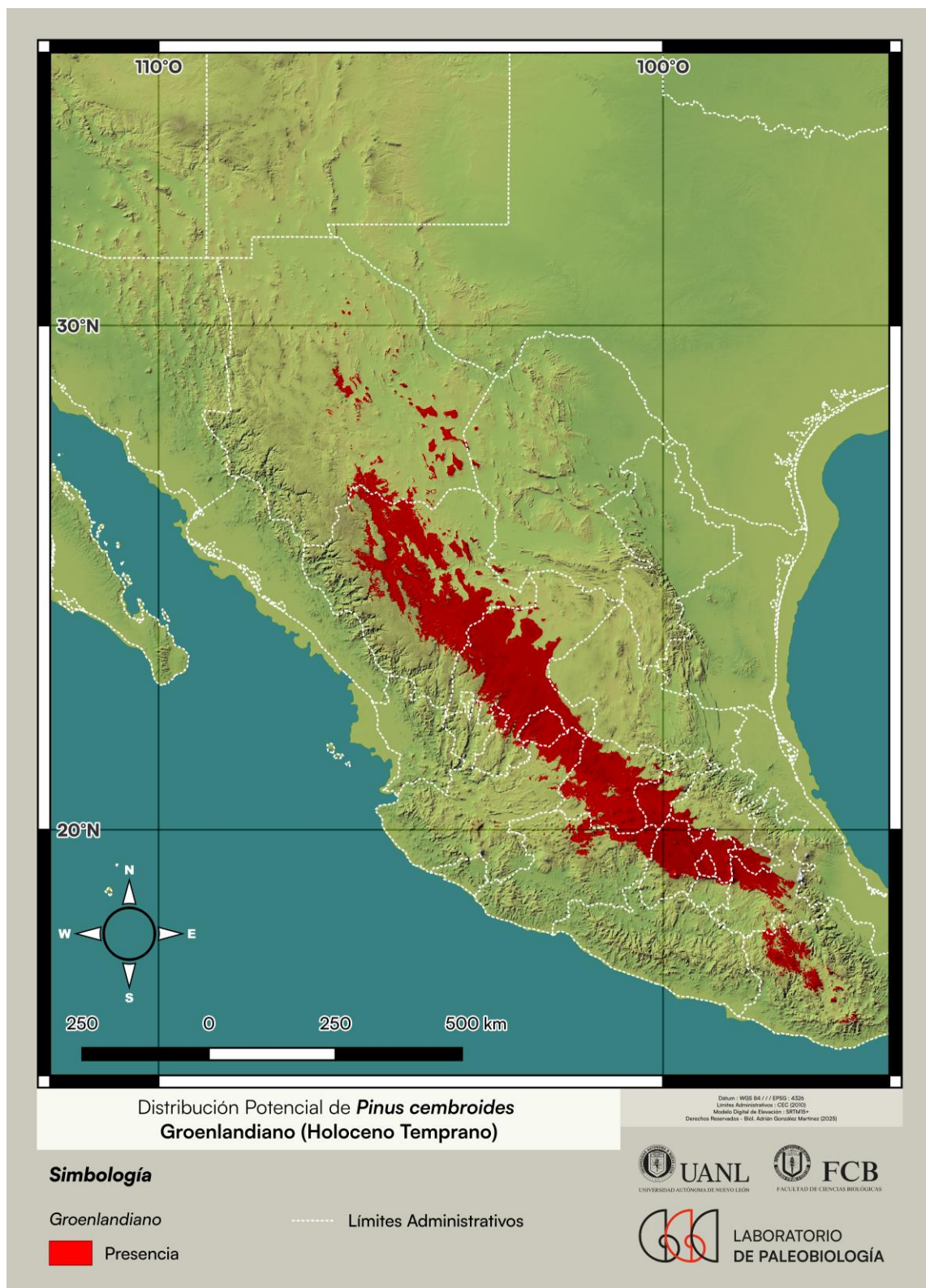


FIGURA 57: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – Groenlandiano.

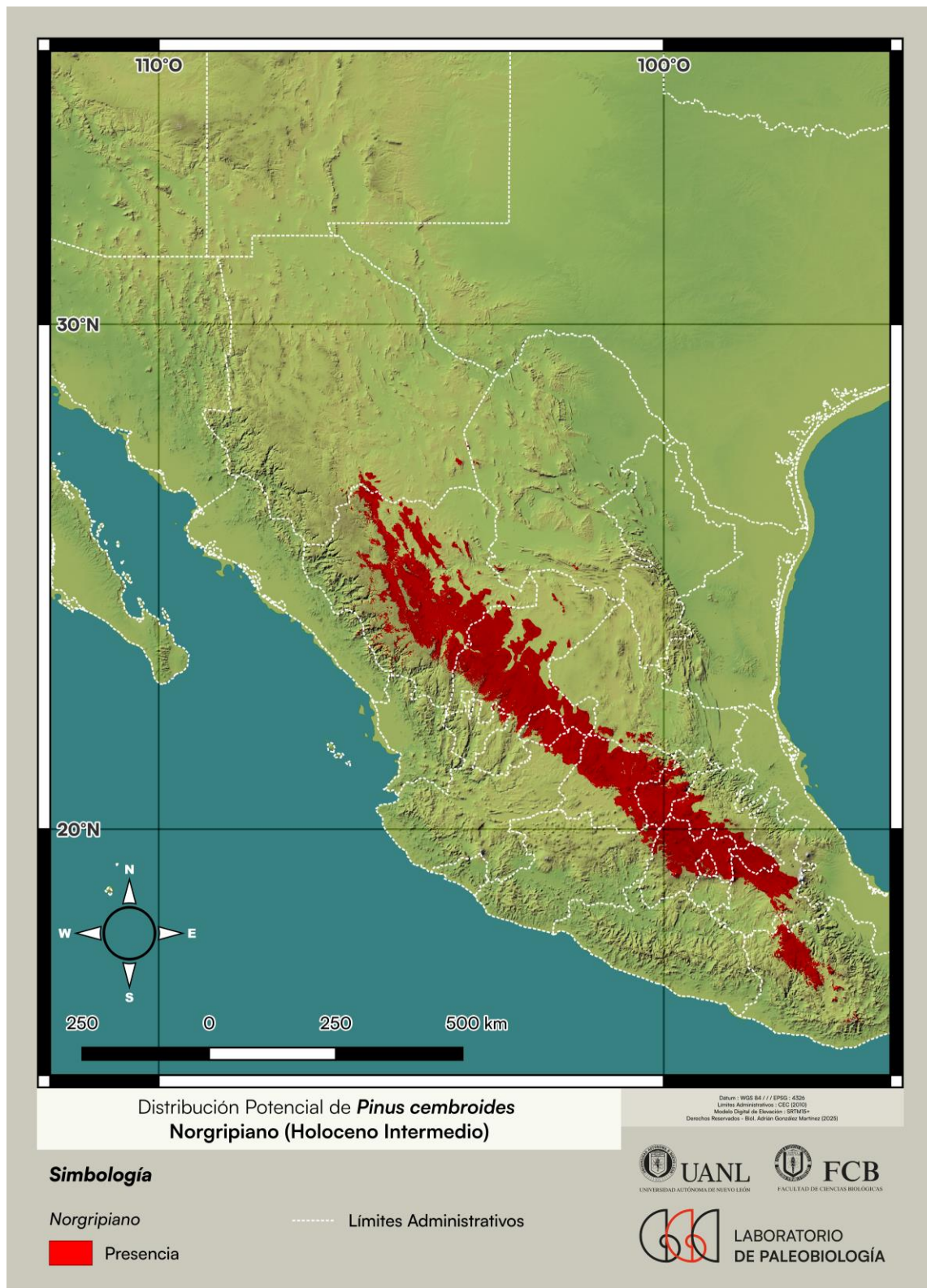


FIGURA 58: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – Norgripiano.

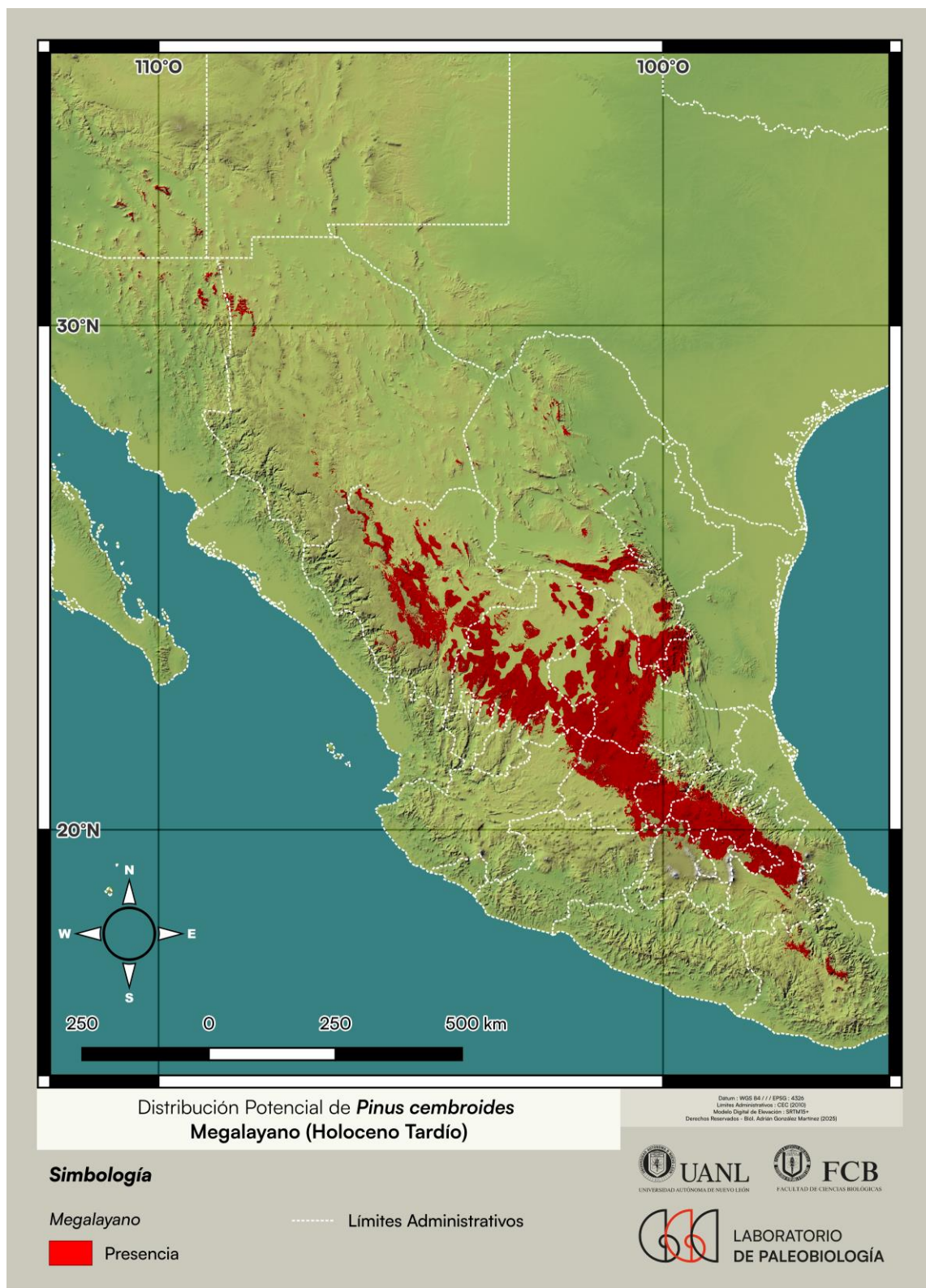


FIGURA 59: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – Megalayano.

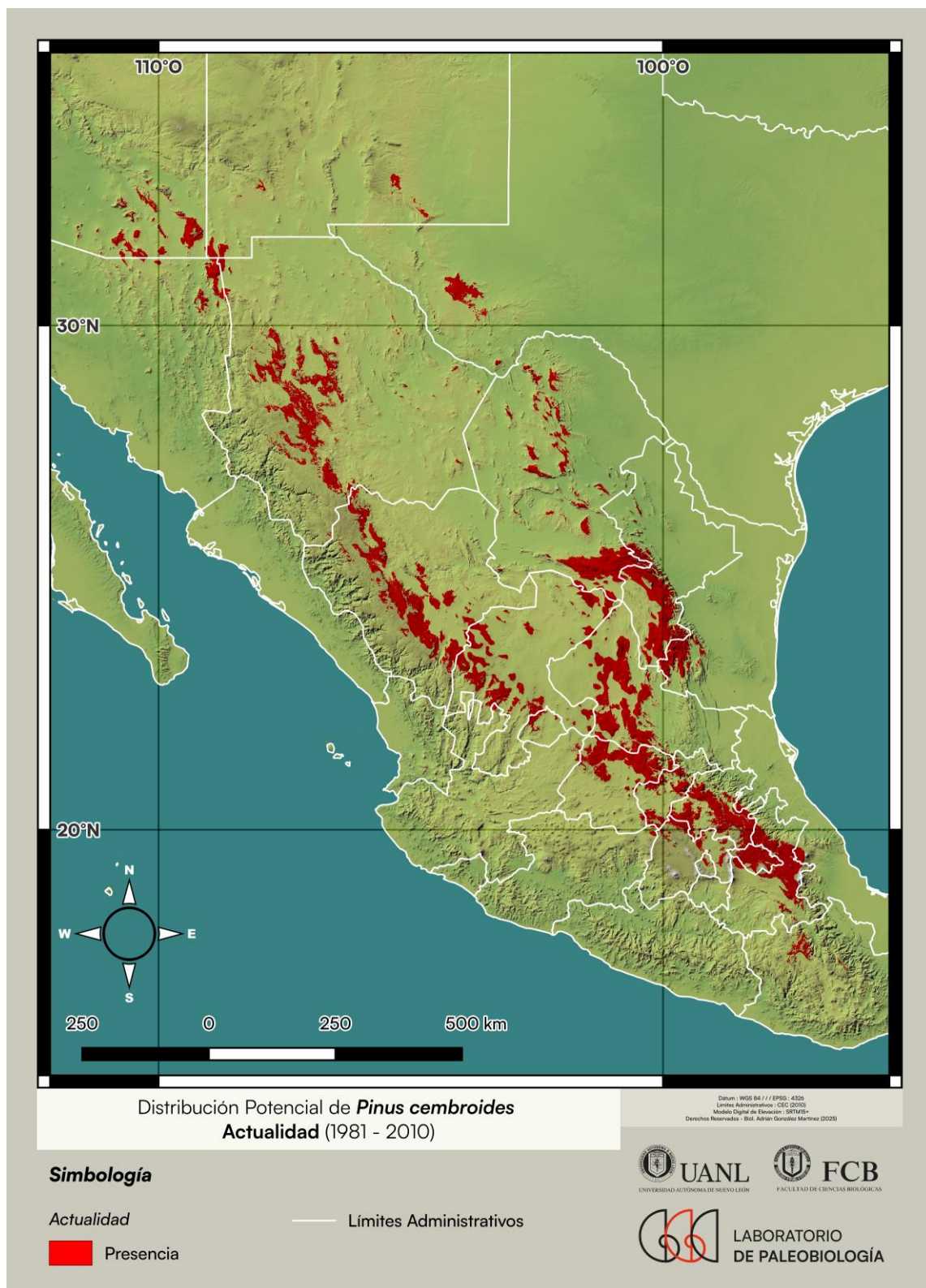


FIGURA 60: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – Actualidad (1981-2010).

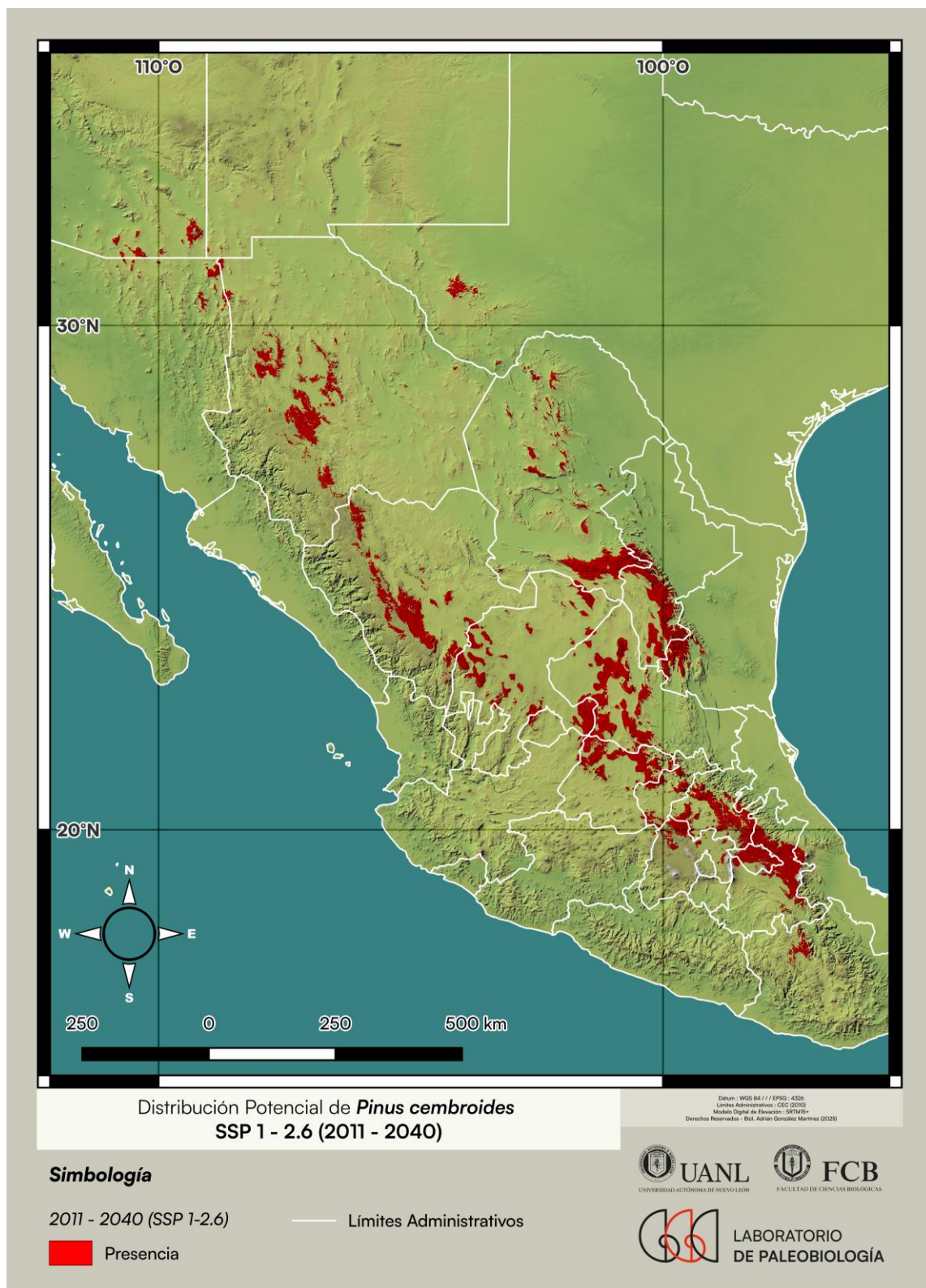


FIGURA 61: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – SSP 1-2.6 (2011-2040).

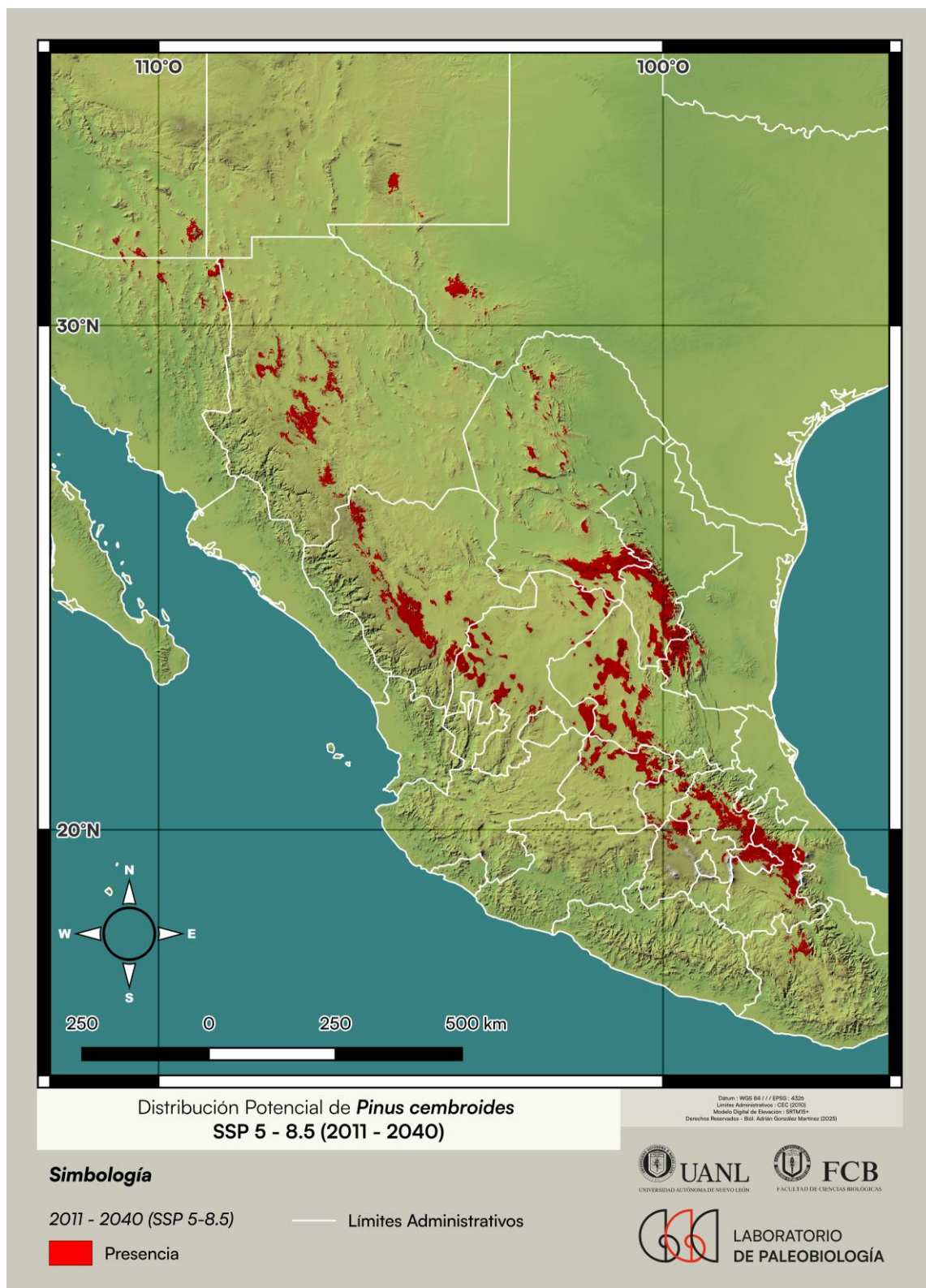


FIGURA 62: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – SSP 5-8.5 (2011-2040).

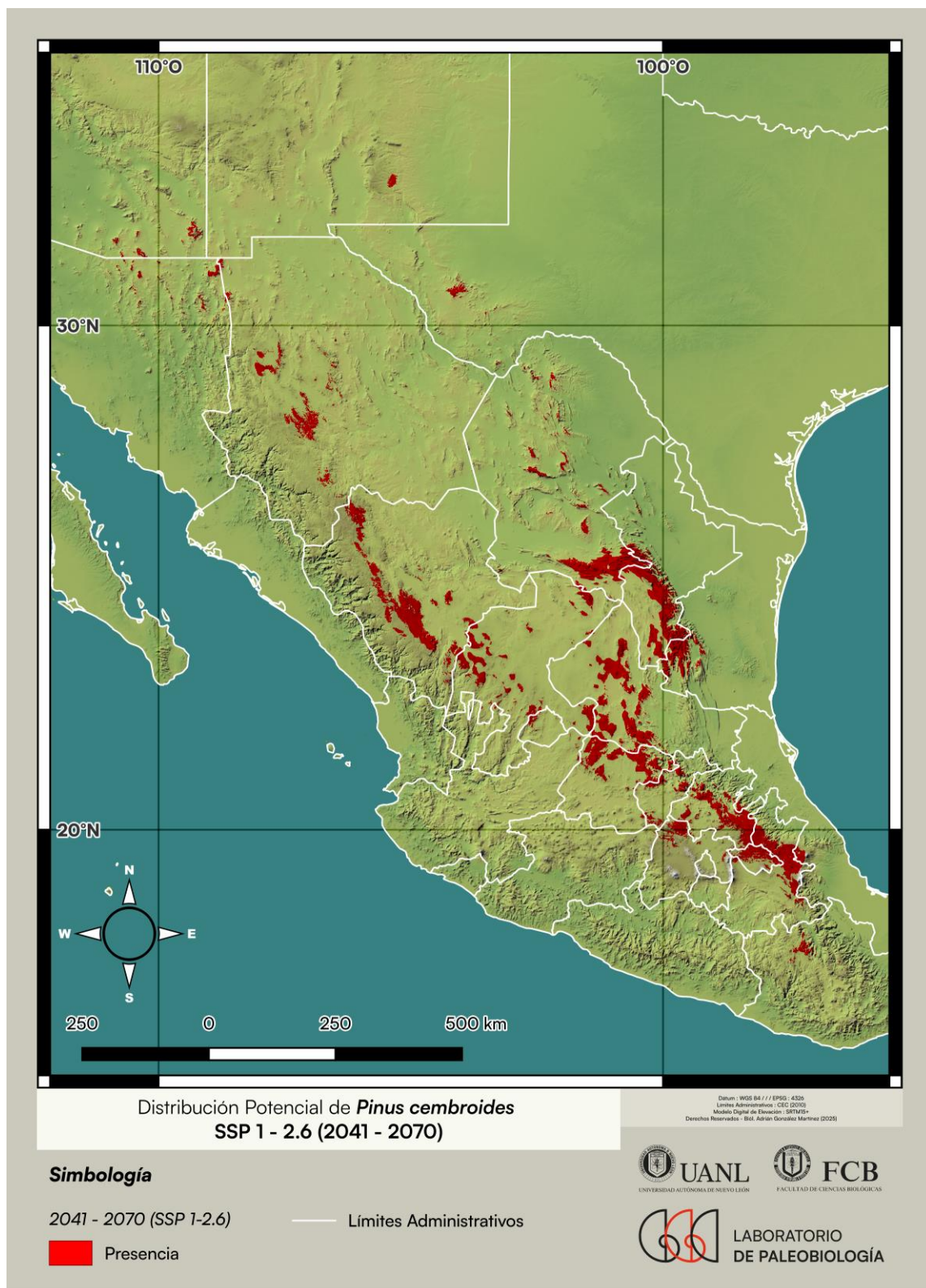


FIGURA 63: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – SSP 1-2.6 (2041-2070).



FIGURA 64: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – SSP 5-8.5 (2041-2070).

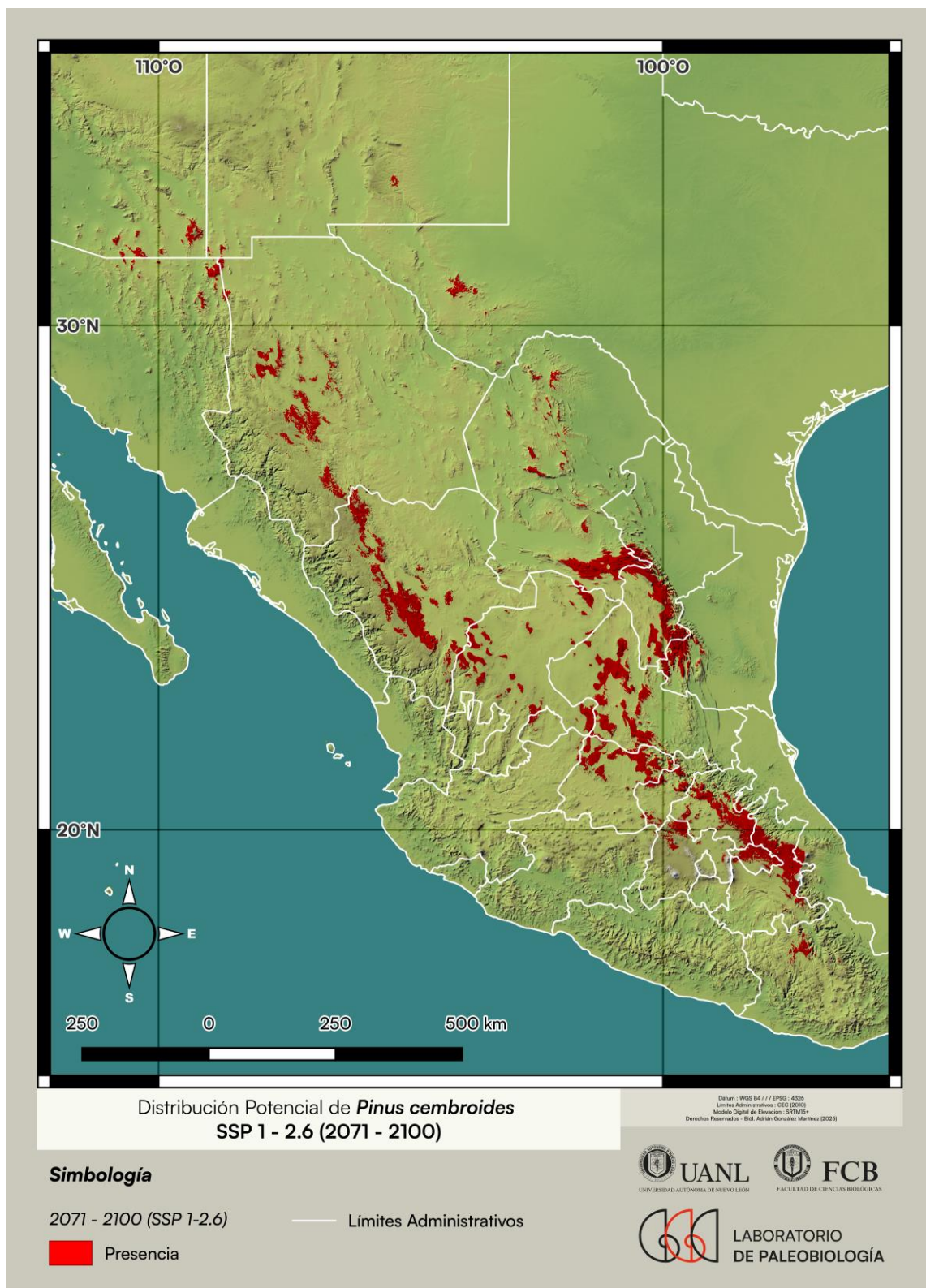


FIGURA 65: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – SSP 1-2.6 (2071-2100).



FIGURA 66: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – SSP 5-8.5 (2071-2100).

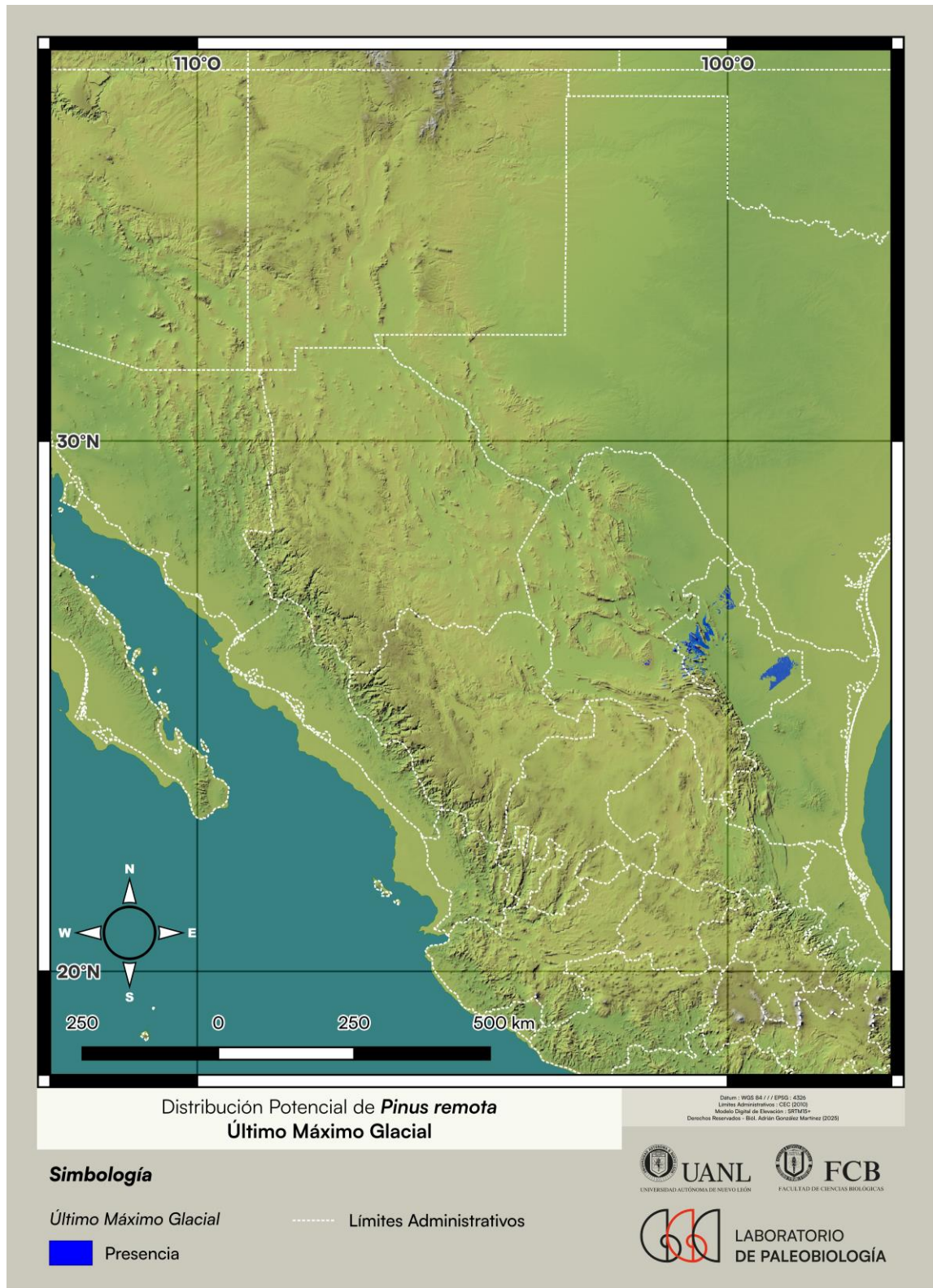


FIGURA 67: Distribución Potencial de *Pinus remota* – Último Máximo Glacial.

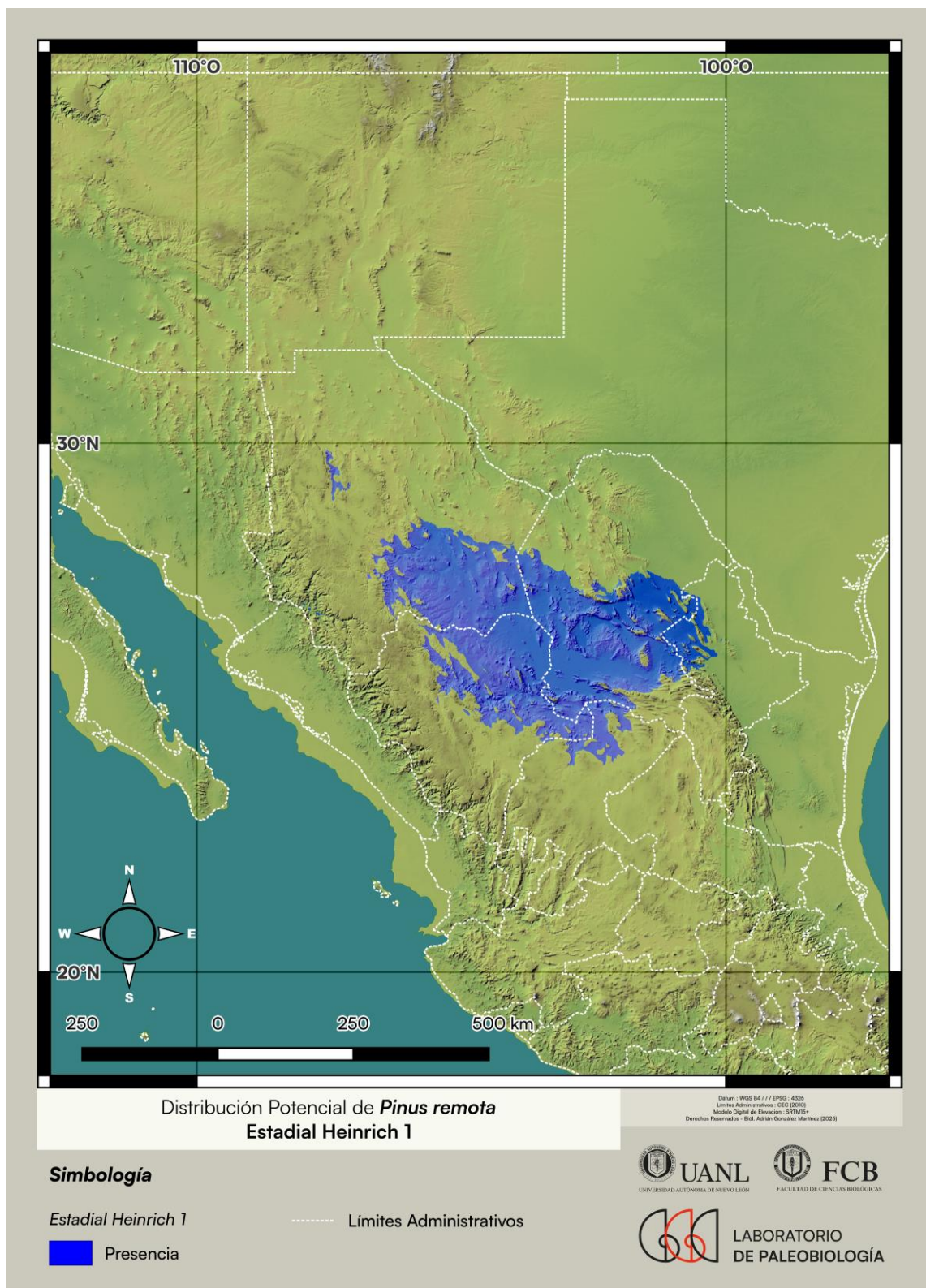


FIGURA 68: Distribución Potencial de *Pinus remota* – Estadial Heinrich 1.

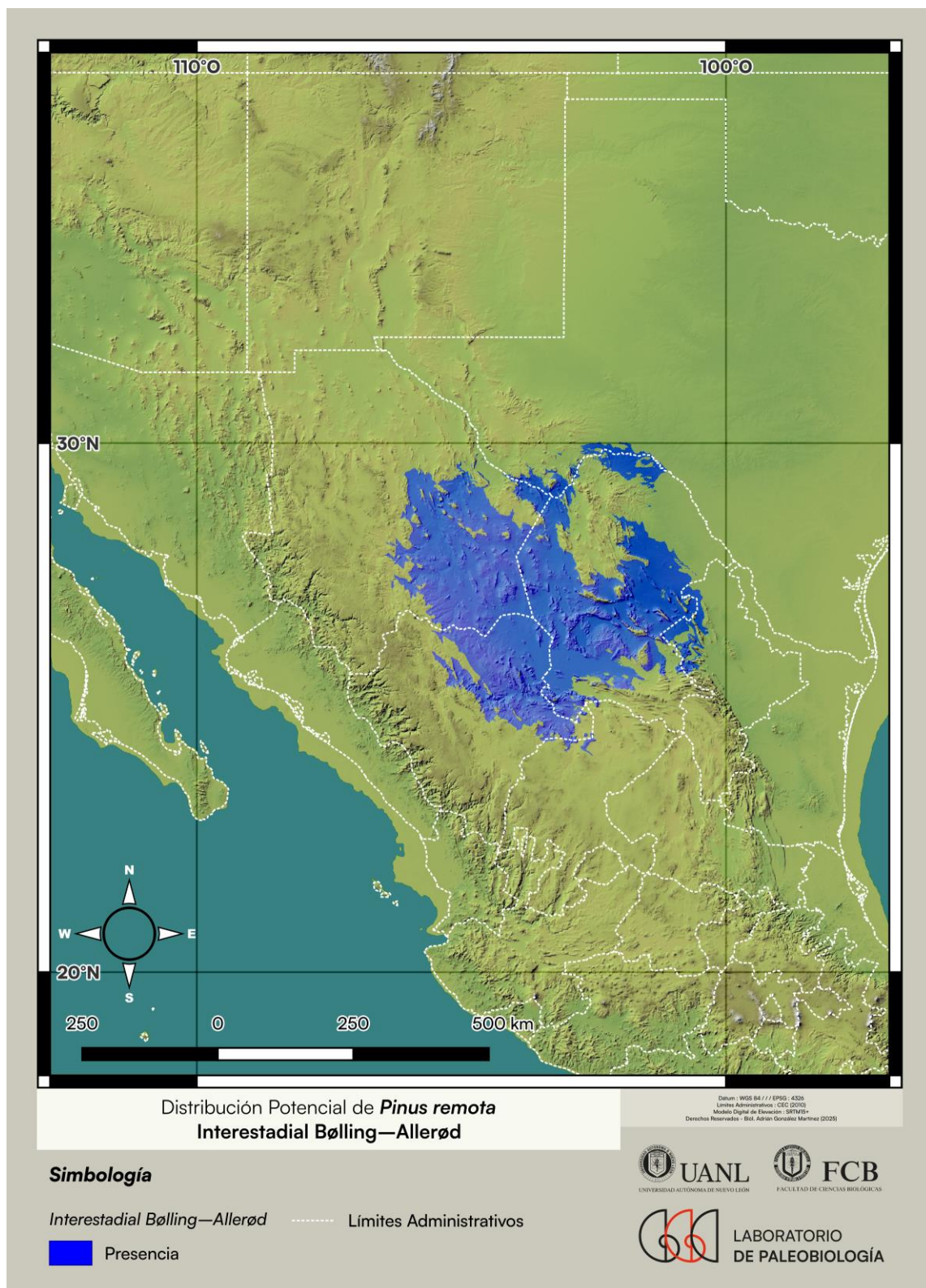


FIGURA 69: Distribución Potencial de *Pinus remota* – Interstadial Bølling–Allerød.

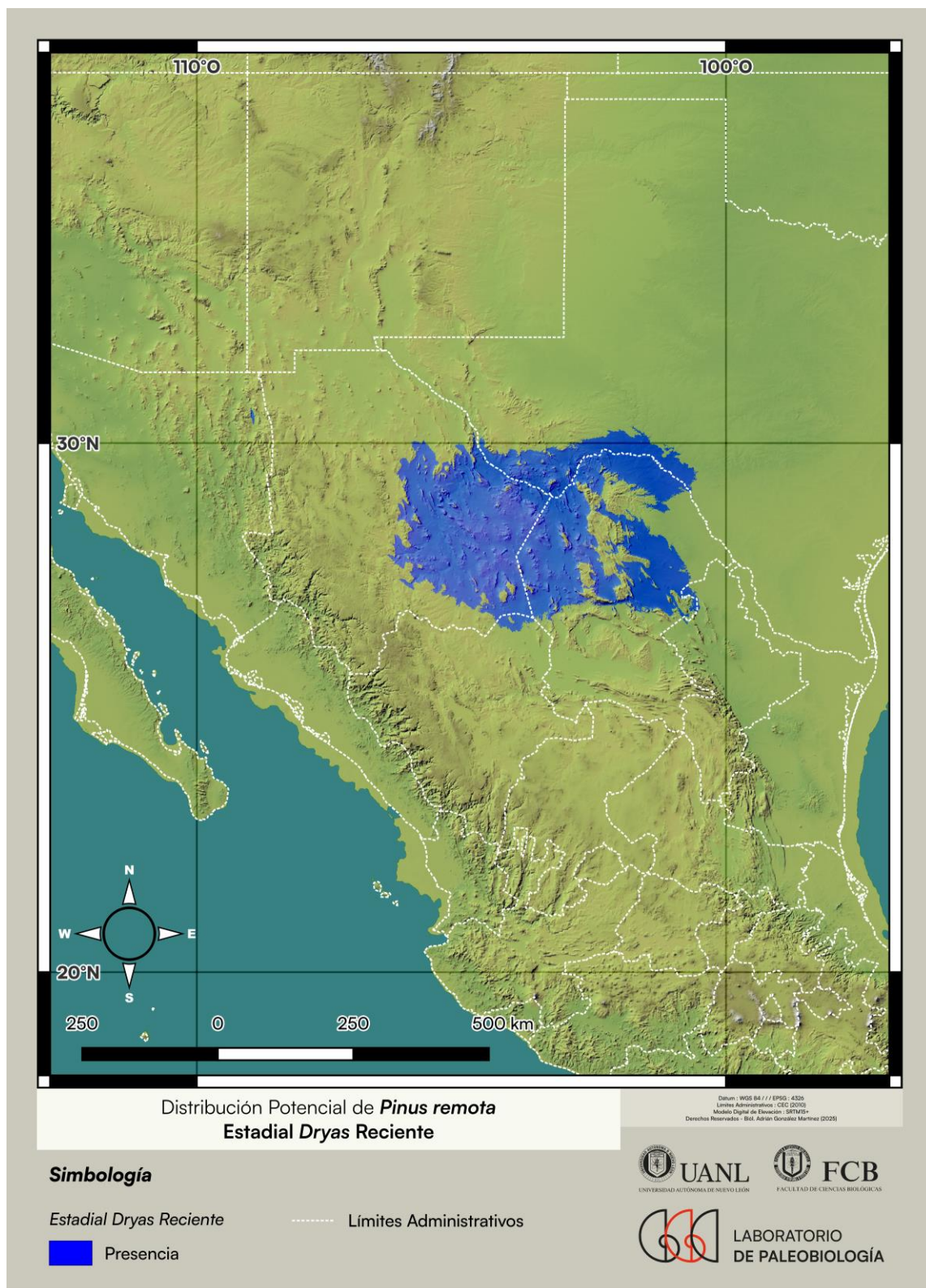


FIGURA 70: Distribución Potencial de *Pinus remota* – Estadial Dryas Reciente.

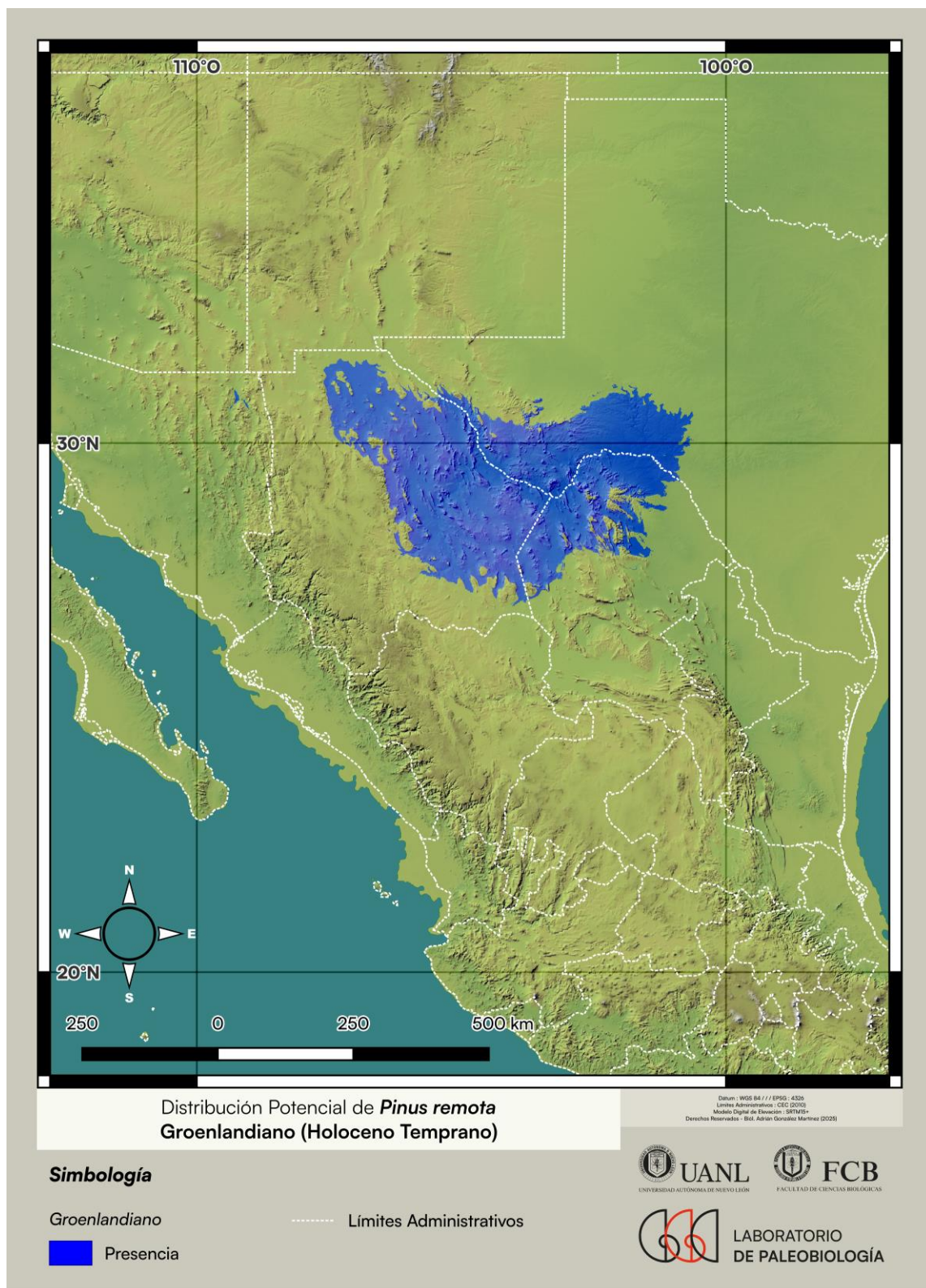


FIGURA 71: Distribución Potencial de *Pinus remota* – Groenlandiano.

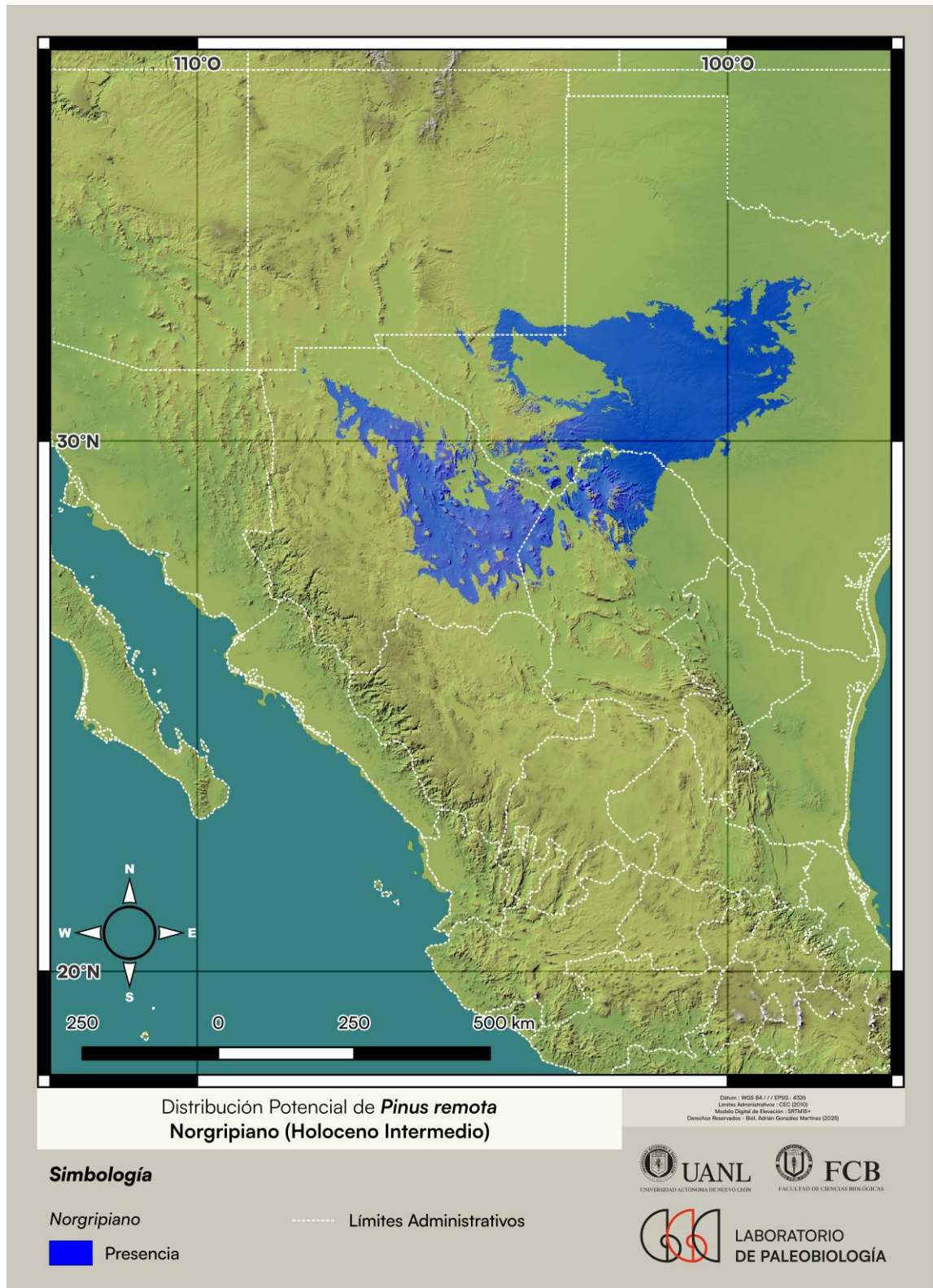


FIGURA 72: Distribución Potencial de *Pinus remota* – Norgripiano.

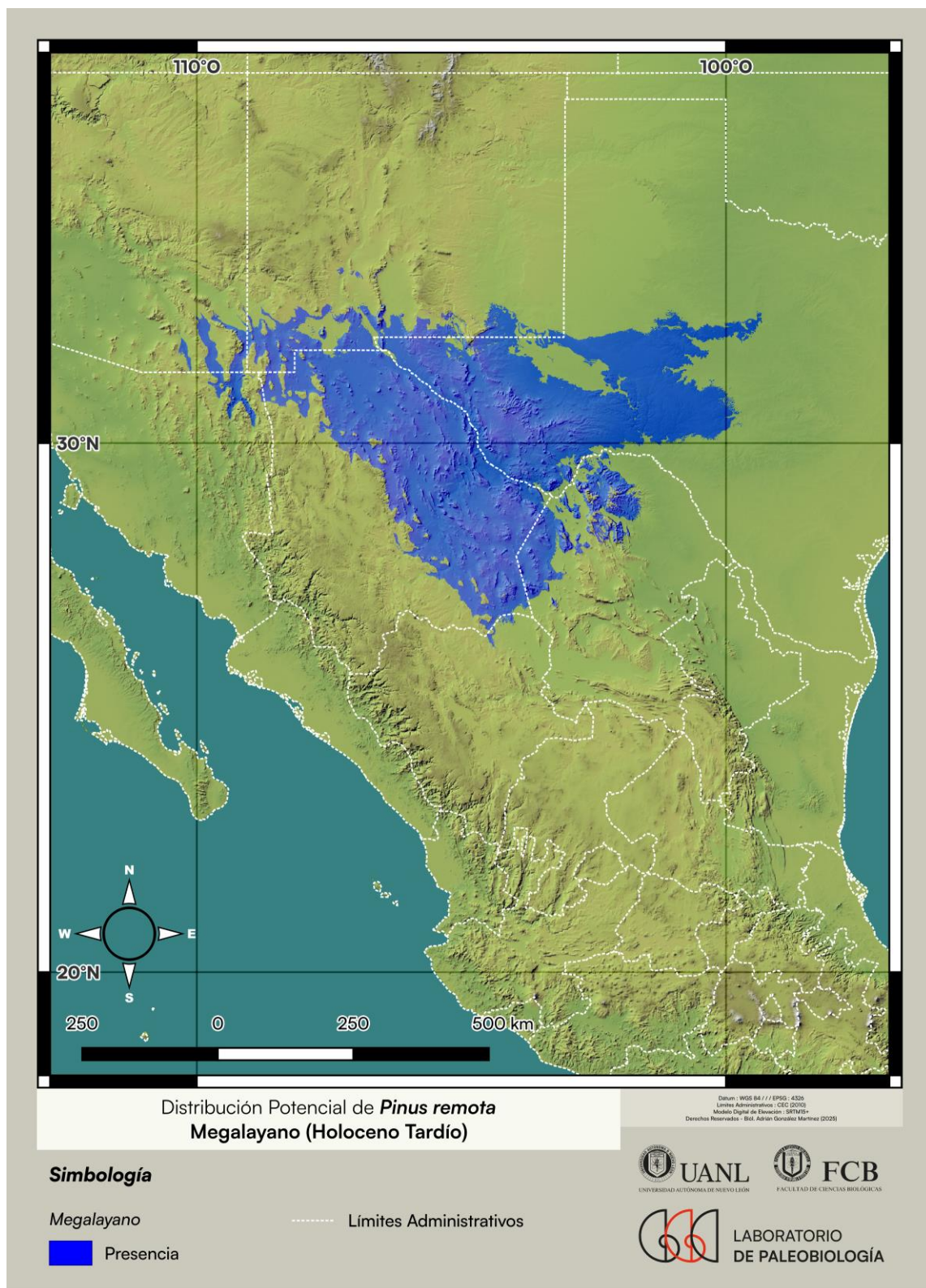


FIGURA 73: Distribución Potencial de *Pinus remota* – Megalayano.

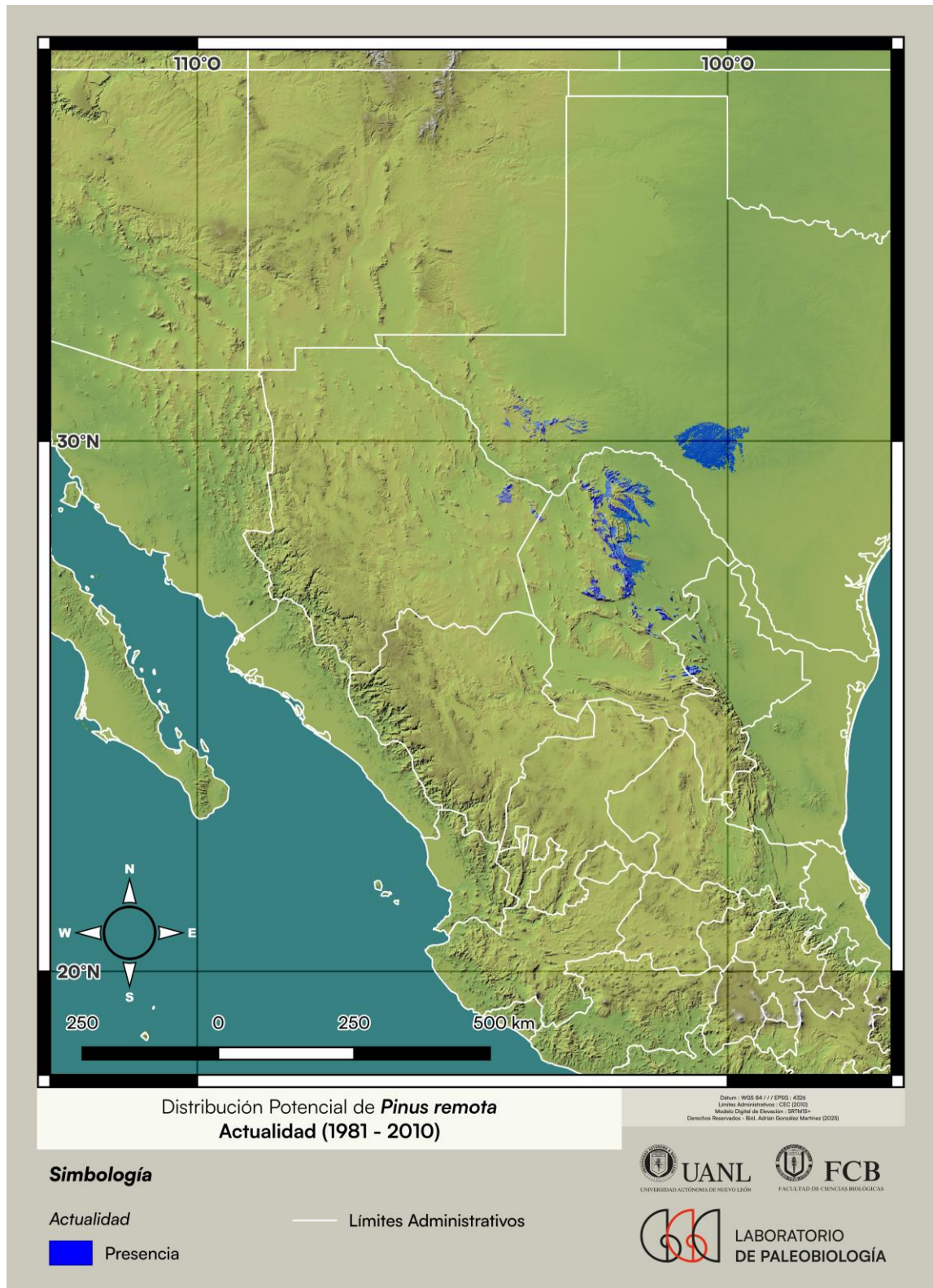


FIGURA 74: Distribución Potencial de *Pinus remota* – Actualidad (1981-2010).

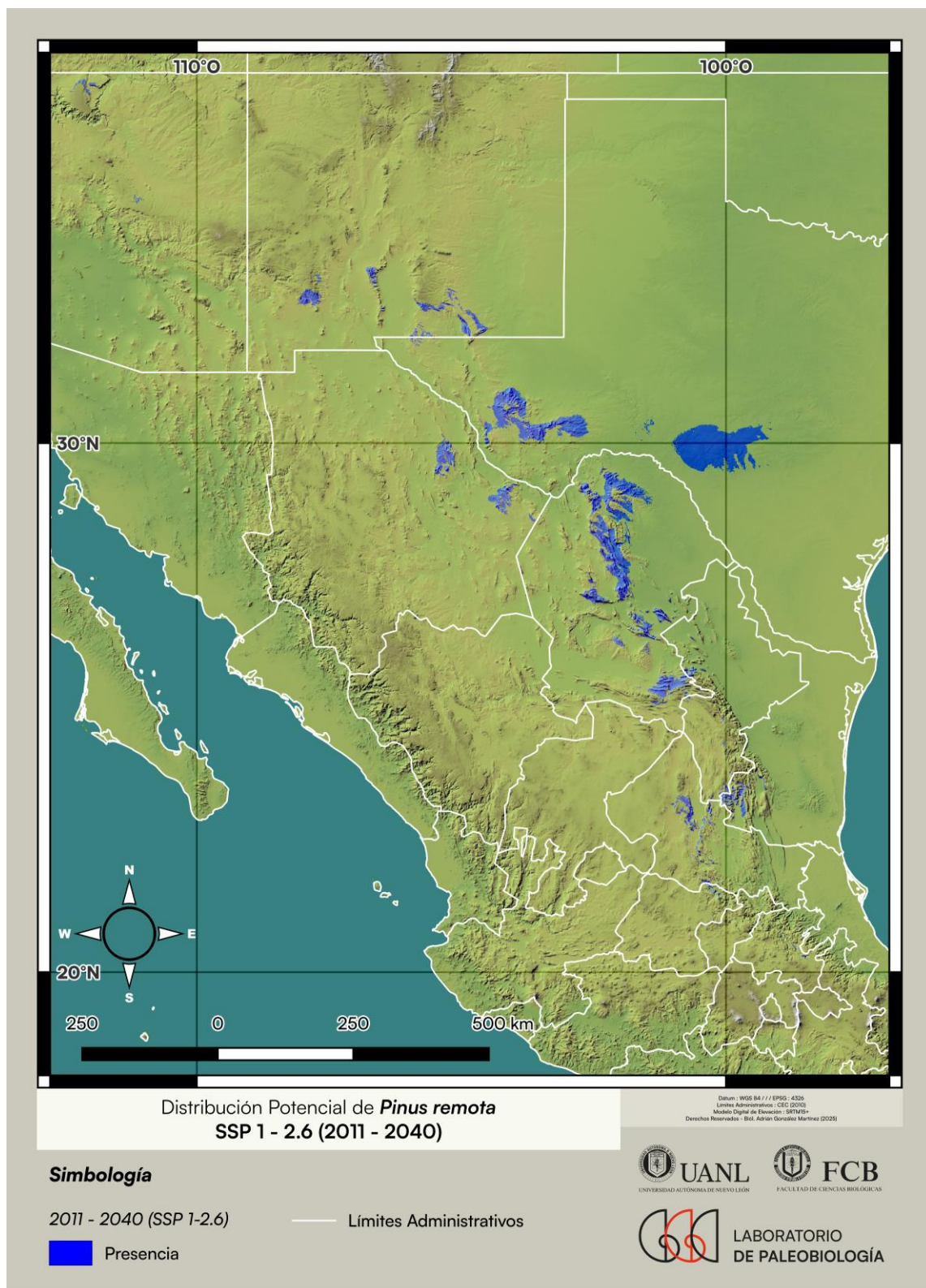


FIGURA 75: Distribución Potencial de *Pinus remota* – SSP 1-2.6 (2011-2040).

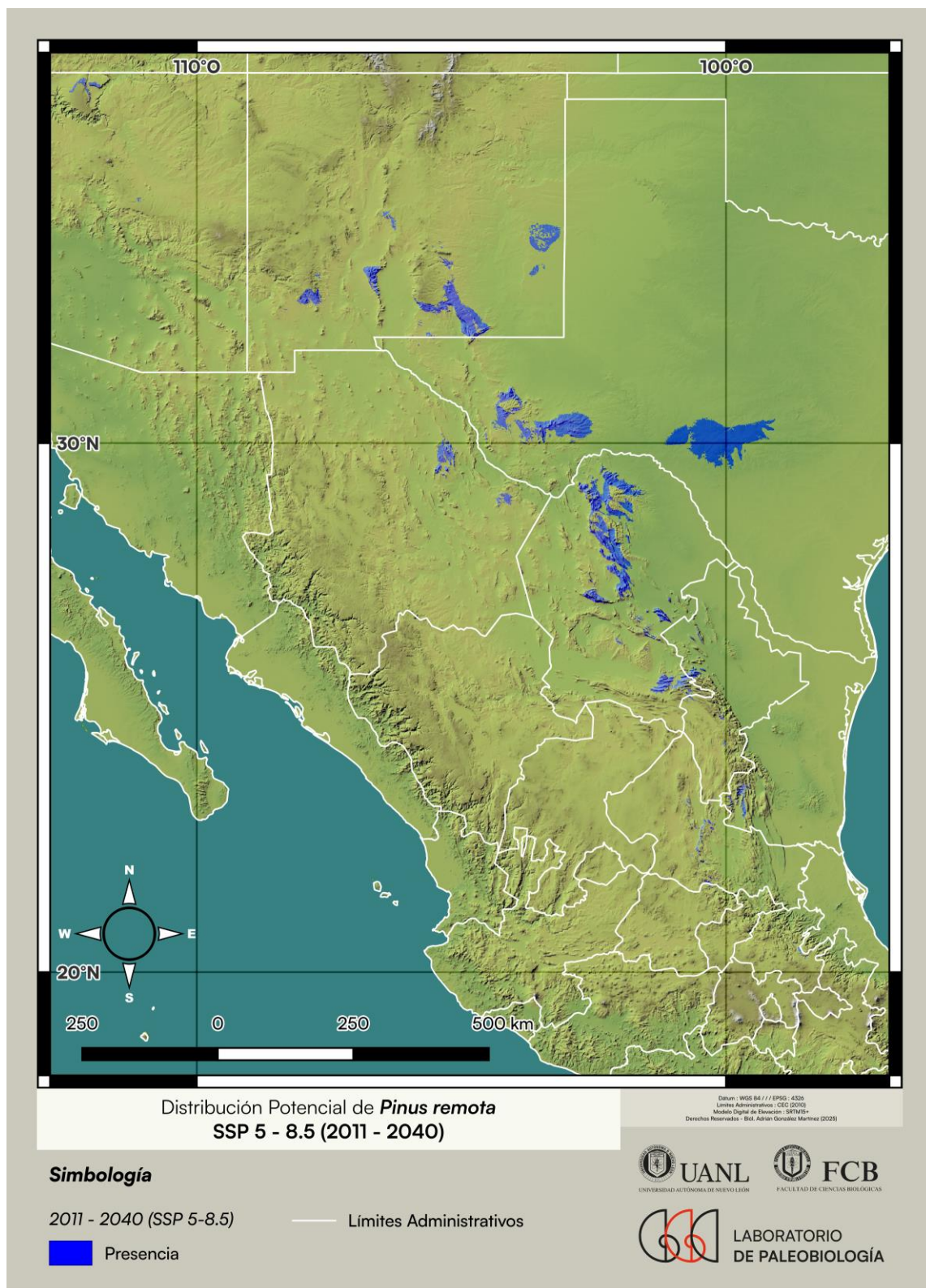


FIGURA 76: Distribución Potencial de *Pinus remota* – SSP 5-8.5 (2011-2040).

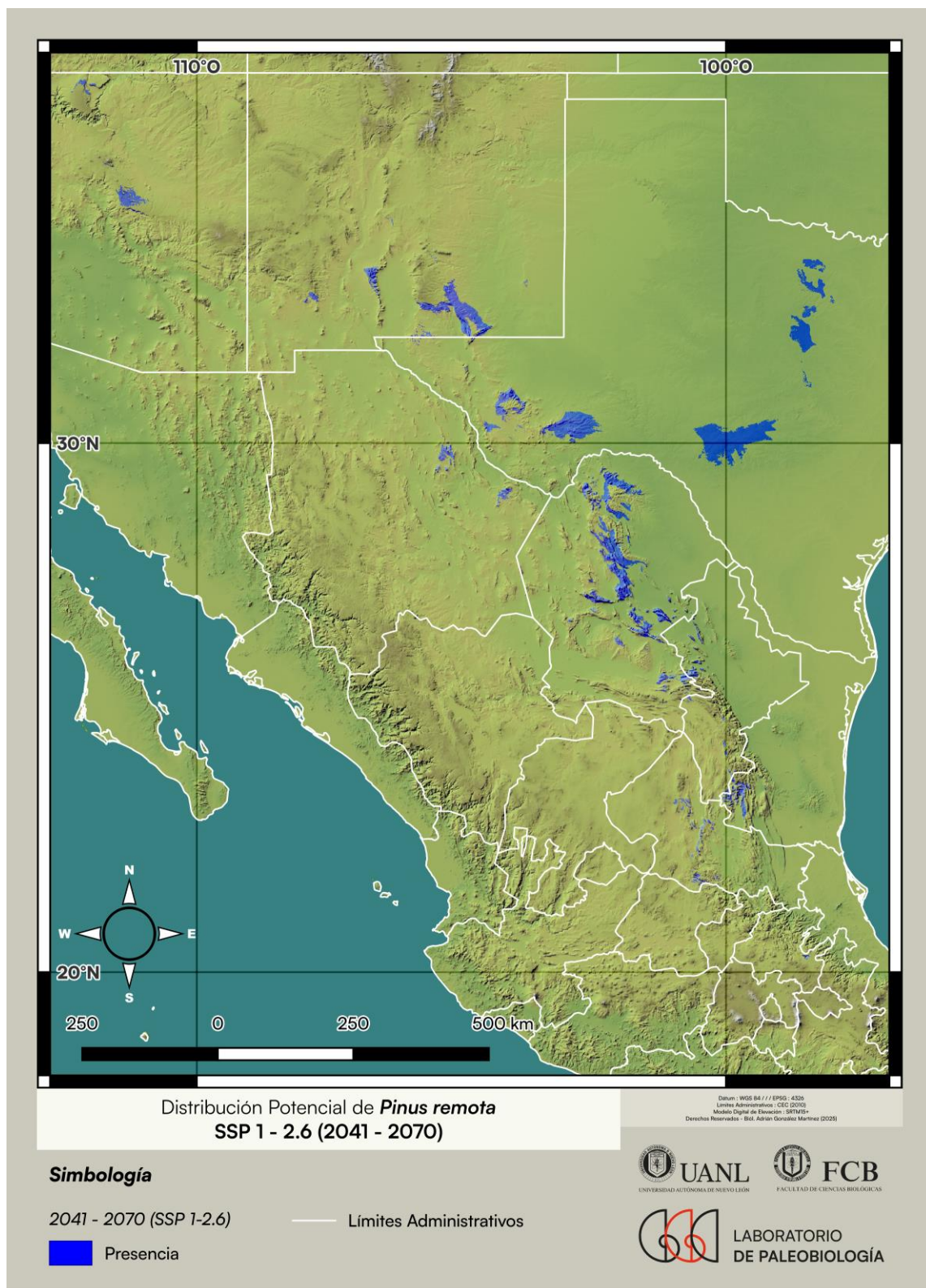


FIGURA 77: Distribución Potencial de *Pinus remota* – SSP 1-2.6 (2041-2070).

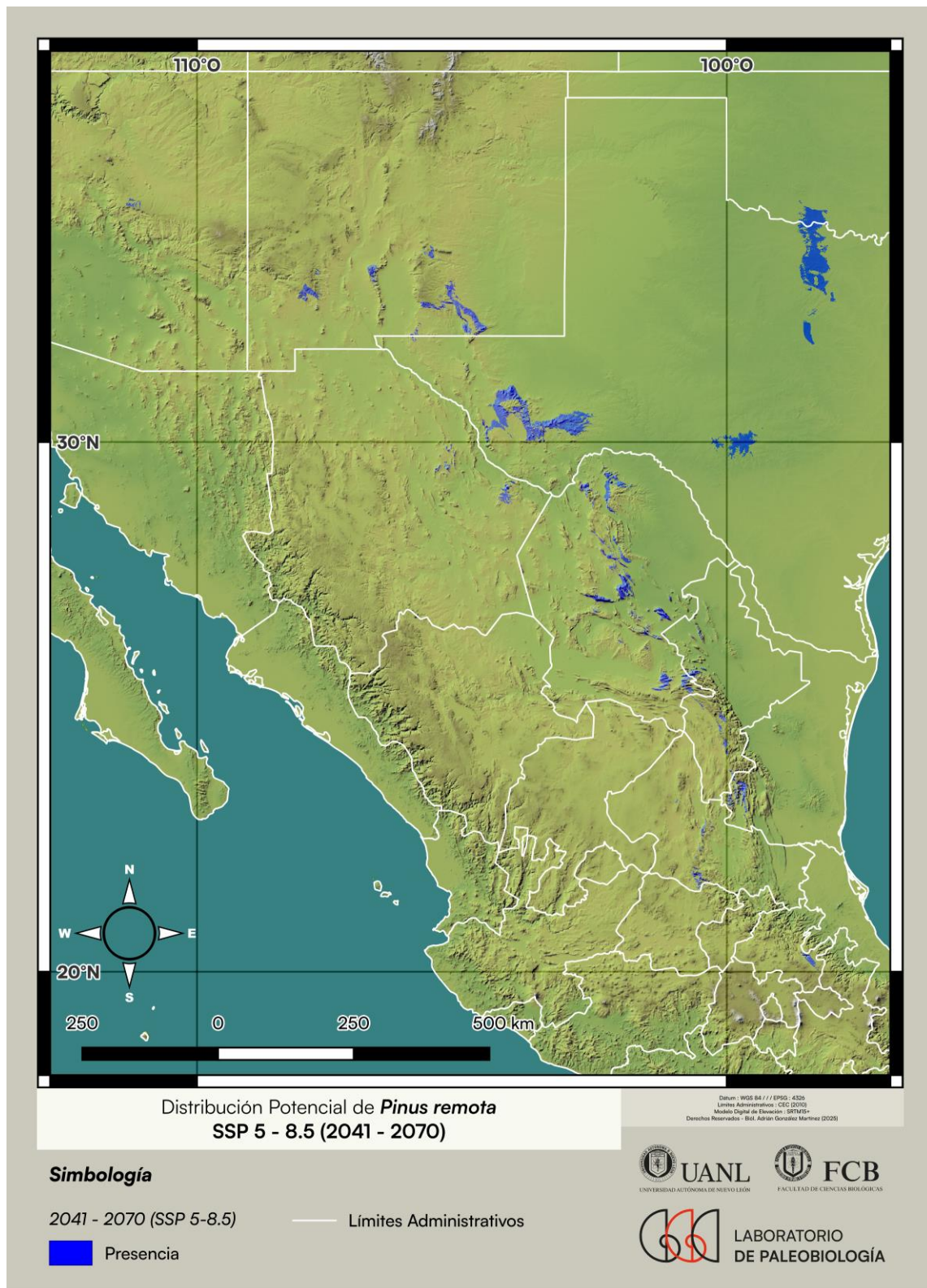


FIGURA 78: Distribución Potencial de *Pinus remota* – SSP 5-8.5 (2041-2070).

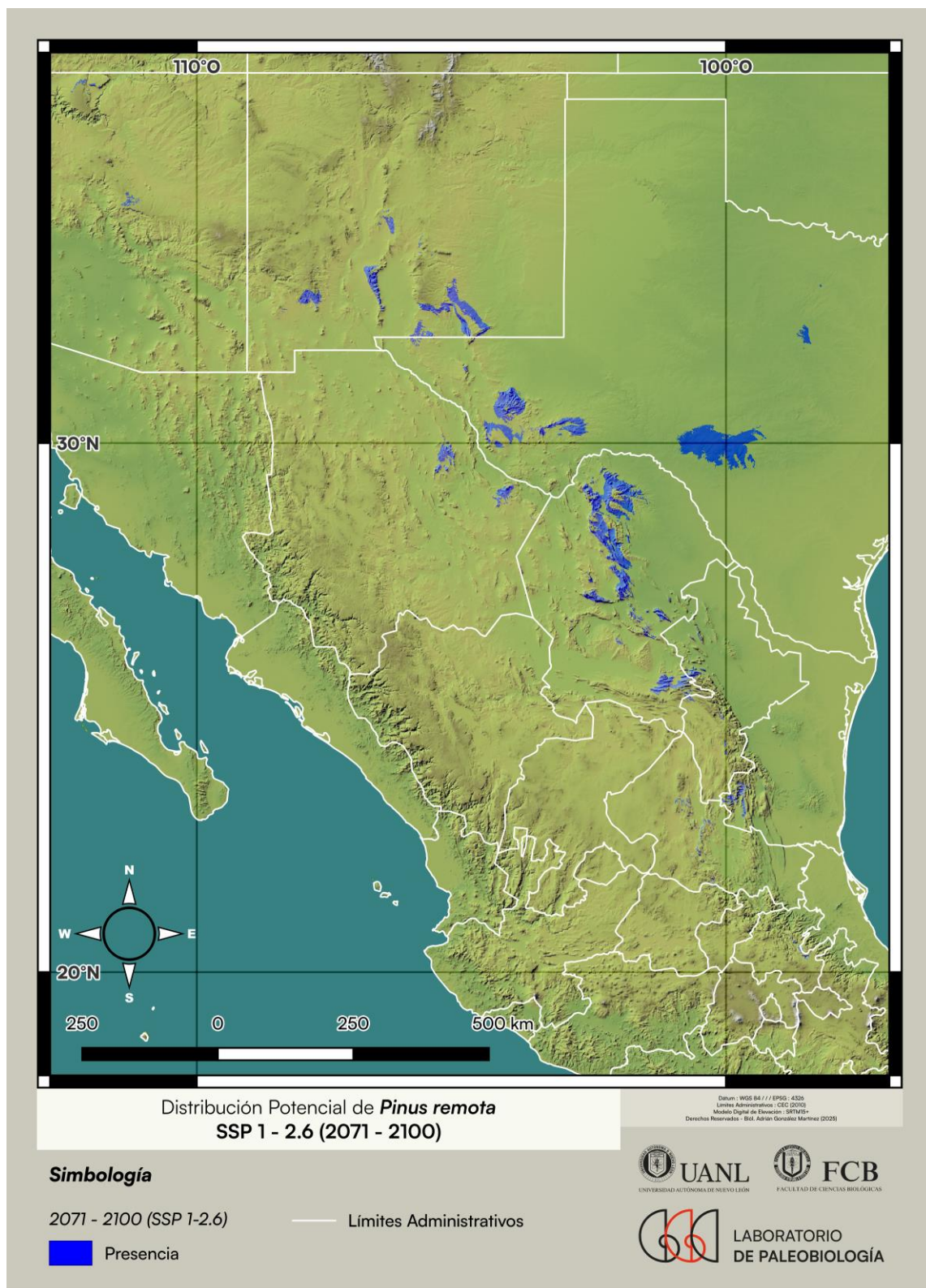


FIGURA 79: Distribución Potencial de *Pinus remota* – SSP 1-2.6 (2071-2100).

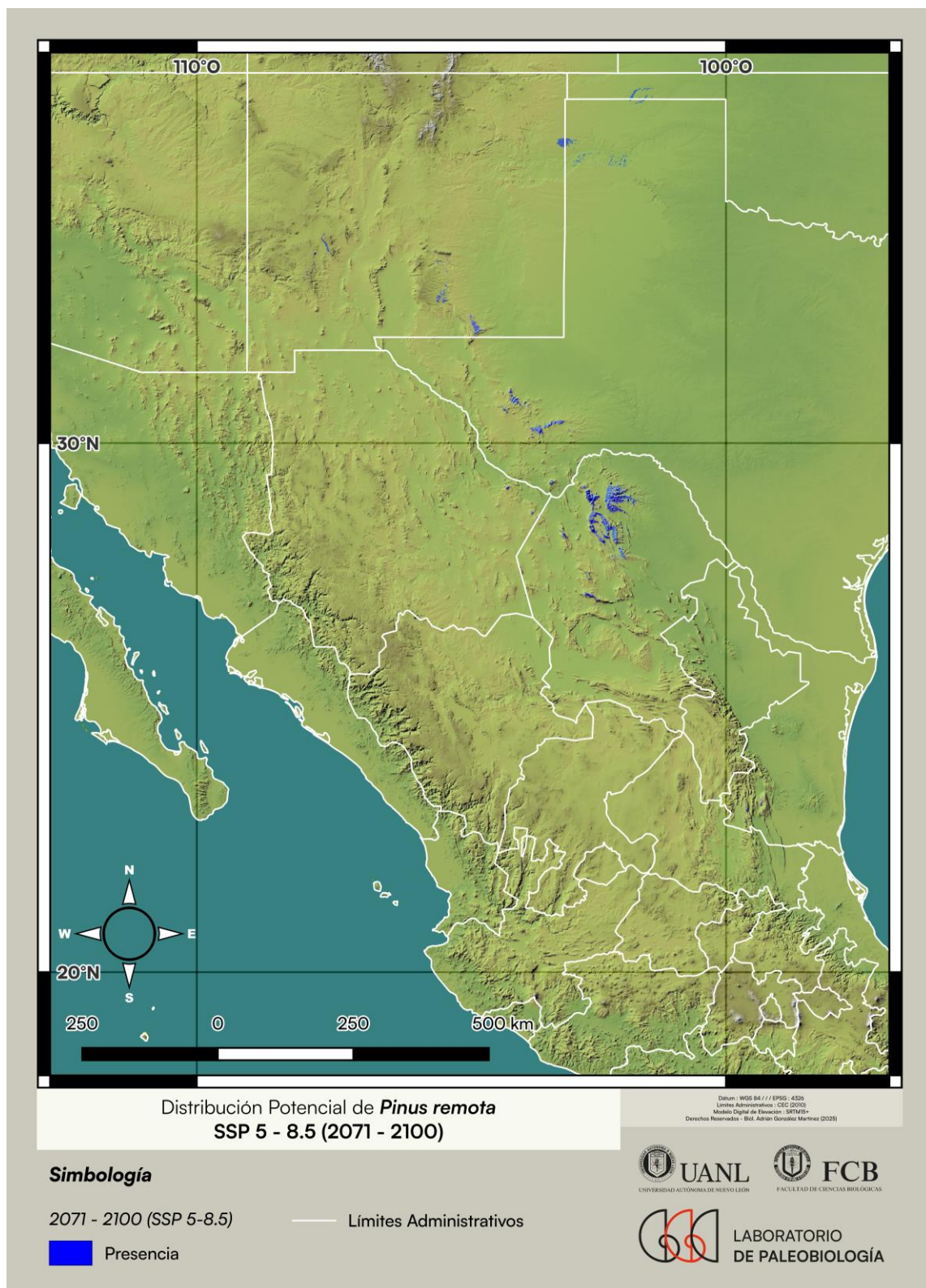


FIGURA 80: Distribución Potencial de *Pinus remota* – SSP 5-8.5 (2071-2100).

Anexo 3 – Base de Datos Geográfica – Registro Fósil

TABLA 14: Localidades fósiles recopiladas para *Pinus remota*. UMG = Último Máximo Glacial; HSI = Estadial Heinrich 1; BA = Interestadial Bølling-Allerød; YDRVAS = Estadial Dryas Reciente; EH = Holoceno Temprano (Groenlandiano); MH = Holoceno Intermedio (Norgripiano); LH = Holoceno Tardío (Megalayano). Inicio y Fin en años antes del pasado, AP (1 de enero de 1950).

Localidad	Longitud	Latitud	Inicio	Fin	Referencias	UMG	HSI	BA	YDRVAS	EH	MH	LH
Hueco Mountains	-105.98707	31.892611	22000	11000	Van Devender (1986)	X	X	X	X	X		
Maravillas Canyon	-102.778237	29.561852	22000	9000	Van Devender (1986)	X	X	X	X	X		X
Rio Grande Village	-102.960514	29.183234	22000	11000	Van Devender (1986)	X	X	X	X	X		
Shafter	-104.366667	29.783333	21870	17410	Van Devender <i>et al.</i> (1978); Lanner y Van Devender (1981)	X						
Streeruwitz Hills	-105.150000	31.120833	20370	16300	Van Devender y Spaulding (1979); Lanner y Van Devender (1981)	X	X					
Big Bend General	-103.24797	29.270906	20000	15000	Van Devender (1986)	X	X					
Shafter	-104.366667	29.783333	19550	18510	Van Devender <i>et al.</i> (1978); Lanner y Van Devender (1981)	X	X					
Sierra Blanca	-105.372924	31.120429	19000	11000	Van Devender (1986)	X		X	X	X		
Bennett Ranch	-104.919632	30.604748	19000	11000	Van Devender (1986)	X	X	X	X	X		
Quitman Mountains	-105.394444	31.127778	15580	13020	Van Devender y Wiseman (1977); Van Devender y Spaulding (1979); Lanner y Van Devender (1981)	X	X	X	X			
Quitman Mountains	-105.394444	31.127778	13130	12530	Van Devender y Wiseman (1977); Van Devender y Spaulding (1979); Lanner y Van Devender (1981)				X			
La Fragua	-102.172889	26.649024	13000	11000	Meyer (1973); Van Devender (1986)				X	X		
Bermejillo	-103.695974	25.948826	13000	11000	Van Devender y Burgess (1985); Van Devender (1986)				X	X		

Anexo 4 – *Pinus cembroides* y *P. discolor* en la Provincia de las Islas Serranas

Las Islas Serranas Madrenses (*Sky Islands Region*), también conocidas como el Archipiélago Madreño (*Madrean Archipelago*) [FIGURA IV-1], constituyen una región ubicada en la conjunción de los estados de Arizona y Nuevo México en los Estados Unidos de América, y Sonora y Chihuahua en México, biogeográficamente identificada como la subprovincia Apache de la provincia florística Madreña de acuerdo con (McLaughlin 1995). Se caracteriza por cerca de 40 picos montañosos que alcanzan hasta 3,300 msnm con bosques templados a semihúmedos que contrastan con la vegetación desértica que las rodea (Warshall 1995). Sus bosques forman una zona transicional entre la Sierra Madre Occidental al sur con la Cordillera de las Rocallosas al norte donde se funden con las montañas White y Mogollón. Las áreas bajas y valles intermedios, por su parte, funcionan como una transición entre el Desierto Chihuahuense al este y el Sonorense al oeste (Ruhlman *et al.* 2012, Van Devender *et al.* 2013).

Dentro de esta región se distribuyen 17 especies del género *Pinus* (Ferguson *et al.* 2013), siendo *P. discolor* la predominante dentro del grupo de los piñoneros. *Pinus cembroides*, por su parte, está completamente ausente en estas montañas (TR. Van Devender, comunicación personal, 2 de julio de 2025), y en general, del estado de Sonora, sólo apareciendo en una pequeña región del municipio de Yécora (Van Devender y Reina-Guerrero 2021).

Debido a la complicada relación entre algunos miembros de *Pinus* subsect. *Cembroides* y sus similitudes morfológicas, es posible que muchas observaciones albergadas en los repositorios disponibles y asignadas a *P. cembroides* sean, en realidad, miembros de *P. discolor*, *P. remota*, *P. johannis* y *P. lagunae*. Para la modelación principal de *P. cembroides* mostrada en este trabajo, se excluyeron aquellas observaciones que explícitamente contaban con el nombre de *P. cembroides* subsp. *cembroides* var. *bicolor* (Little) y *P. cembroides* subsp. *bicolor* (Little) Silba; sin embargo, se puede asumir que cualquier observación de *P. cembroides* en la zona de las Islas Serranas debería estar asignada a *P. discolor*.

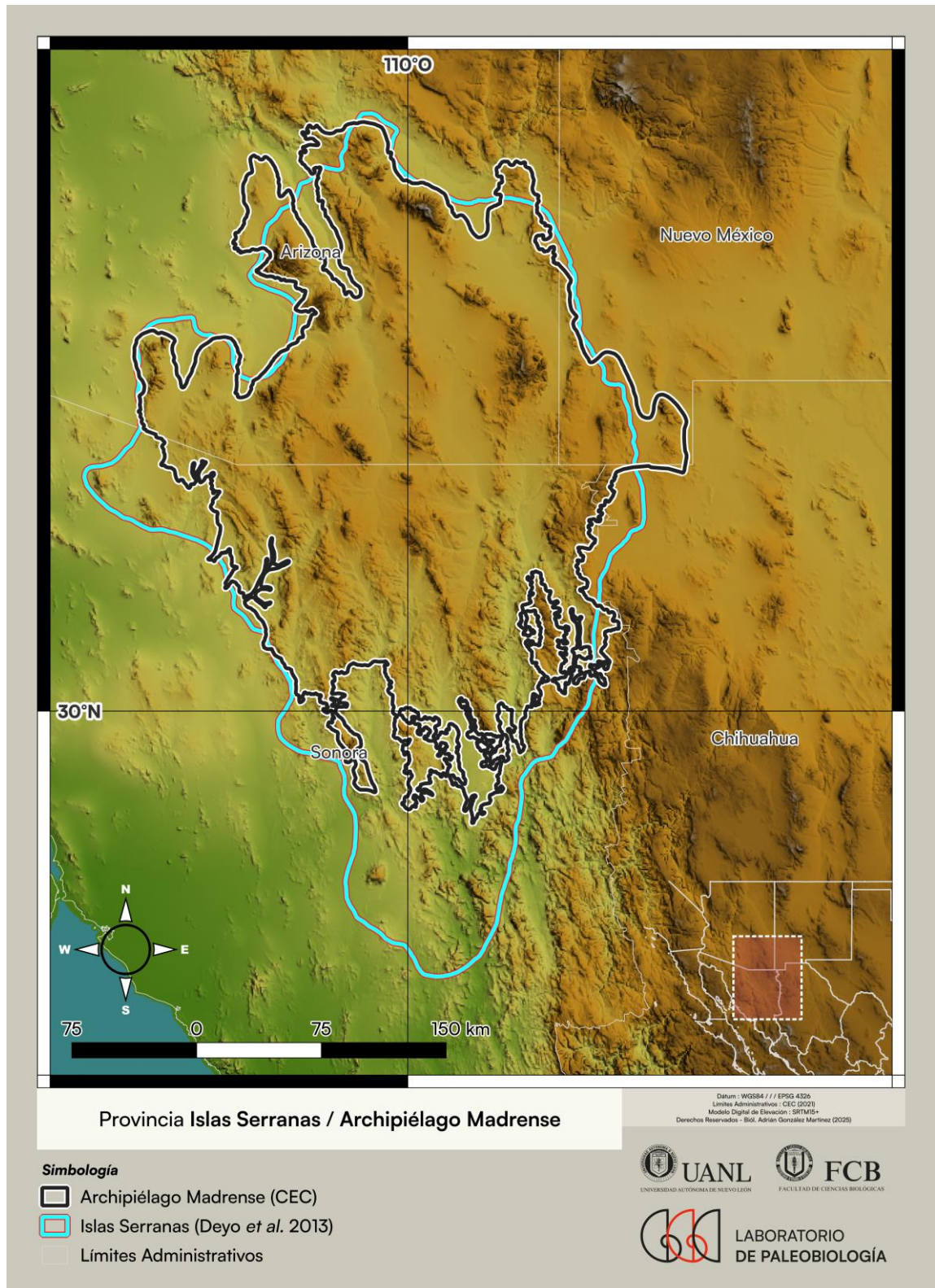


FIGURA IV-1: Provincia Islas Serranas (definida por la Sky Island Alliance) y Archipiélago Madreño (definido por CEC).

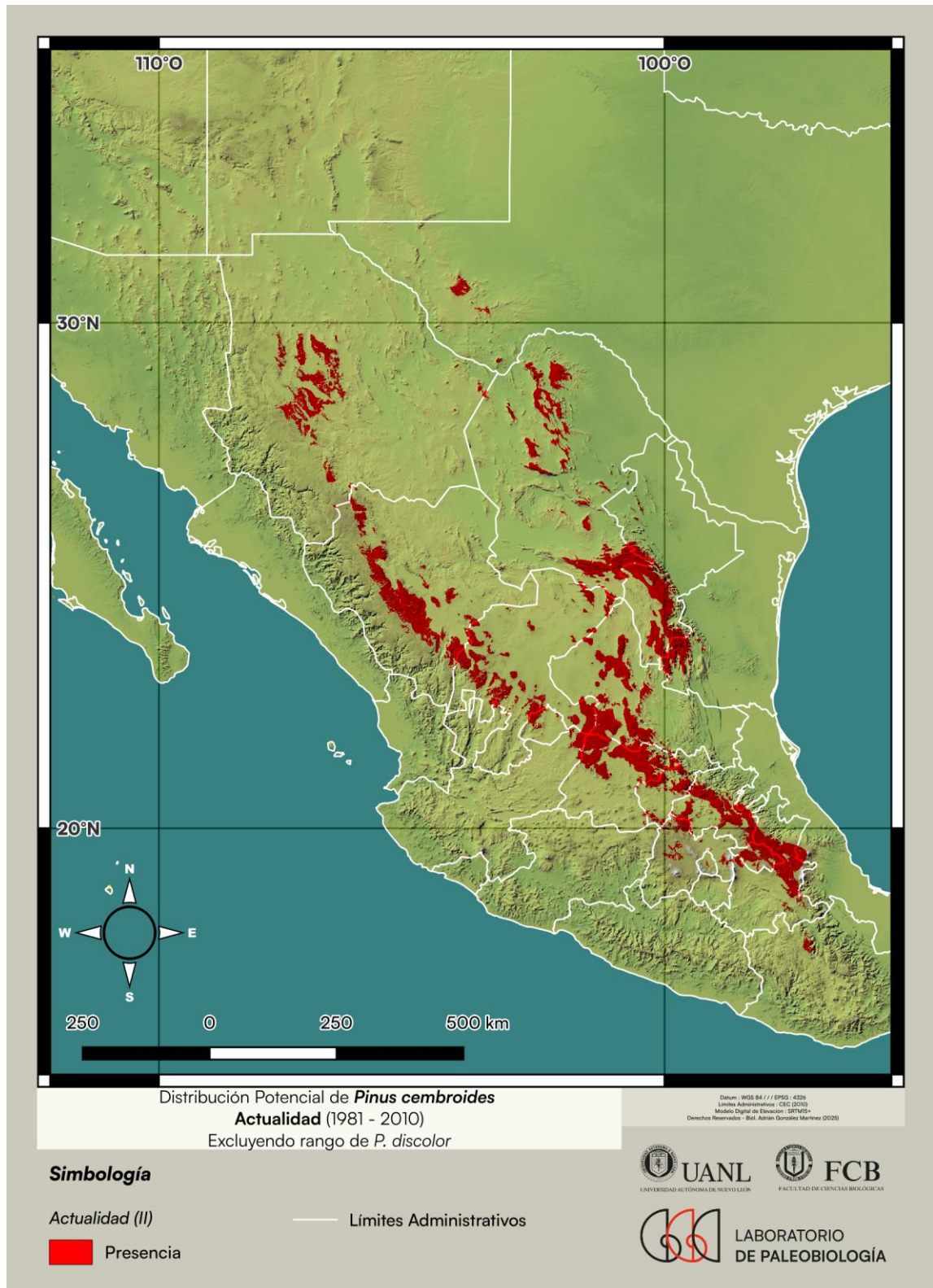


FIGURA IV-2: Distribución Potencial de *Pinus cembroides* – Actualidad (1981-2010), excluyendo las posibles observaciones de *P. discolor*.

Aunque similares en forma y hábito, esta última se puede identificar por las superficies ventrales glaucas en sus acículas, fascículos de 3(-4) acículas (no de 2-3 como en *P. cembroides*) y conos más pequeños en comparación. También es similar a *P. johannis*, del cual difiere principalmente en su altura máxima (15 m contra 2 - 4 m) (Perry Jr. 1991).

Se realizó una modelación de la distribución de *P. cembroides* omitiendo los registros en esta región limítrofe y siguiendo la metodología descrita con anterioridad. El resultado (FIGURA IV-2) muestra un área de ocupación calculada de 102,570.4 km² (una disminución del 23.73% con respecto a la distribución previamente modelada). Al eliminar gran parte de las observaciones provenientes de los Estados Unidos de América, la especie cuenta con el 98.8% de su área dentro de México, permaneciendo únicamente en el estado de Texas, donde su presencia es bien conocida. La protección por ANP aumenta del 26.6% al 29.46%, con 30,136.8 km² (el 99.72% de esta superficie) dentro del territorio mexicano.

Bibliografía

- Deyo NS, Van Devender TR, Smith A, Gilbert E. 2013. Documenting the Biodiversity of the Madrean Archipelago: An Analysis of a Virtual Flora and Fauna. In: Gottfried GJ, Ffolliott PF, Gebow BS, Eskew LG, Collins LC, comps. *Merging science and management in a rapidly changing world: Biodiversity and management of the Madrean Archipelago III*; 2012 May 1-5; Tucson, AZ. Proceedings. RMRS-P-67. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 292-299
- Ferguson GM, Flesch AD, Van Devender TR. 2013. Biogeography and Diversity of Pines in the Madrean Archipelago. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-67. 197-203.
- McLaughlin SP. 1995. *An Overview of the Flora of the Sky Islands, southeastern Arizona: Diversity, Affinities, and Insularity*. In: De-Bano, LF, Ffolliott, PF, Ortega-Rubio, A, et al., editors. *Biodiversity and Management of the Madrean Archipelago; the Sky Islands of southwestern United States and northwestern Mexico*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 60-70.

- Perry Jr. JP. 1991. *The Pines of Mexico and Central America*. Timber Press.
- Ruhlman J, Gass L, Middleton B. 2012. *Madrean Archipelago Ecoregion*. In: Sleeter, BM, Wilson, TS y Acevedo, W, editors. *Status and Trends of Land Change in the Western United States—1973 to 2000*. U.S. Geological Survey Professional Paper 1794–A.
- Van Devender TR, Avila-Villegas S, Emerson M, Turner D, Flesch, AD, Deyo NS. 2013. *Biodiversity in the Madrean Archipelago of Sonora, Mexico*. In: Gottfried GJ, Ffolliott PF, Gebow BS, Eskew LG, Collins LC, comps. *Merging science and management in a rapidly changing world: Biodiversity and management of the Madrean Archipelago III*; 2012 May 1-5; Tucson, AZ. Proceedings. RMRS-P-67. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 10-16
- Van Devender TR, Reina-Guerrero AL. 2021. The Vegetation of Sonora, Mexico. *Phytoneuron* 67, 1-22.
- Warshall P. 1995. *The Madrean Sky Island Archipelago: A Planetary Overview*. In: DeBano, LF., Ffolliott, PF., Ortega-Rubio, A., *et al.*, editors. *Biodiversity and Management of the Madrean Archipelago; the Sky Islands of southwestern United States and northwestern Mexico*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 6-18.