

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**EVALUACIÓN DEL ESTADO ACTUAL DE LAS POBLACIONES
DE *Abies vejarii* Martínez EN EL NORESTE DE MÉXICO**

**POR
RIGOBERTO GONZÁLEZ CUBAS**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

OCTUBRE, 2019

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**



**EVALUACIÓN DEL ESTADO ACTUAL DE LAS POBLACIONES
DE *Abies vejarii* Martínez EN EL NORESTE DE MÉXICO**

**POR
RIGOBERTO GONZÁLEZ CUBAS**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

OCTUBRE, 2019

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

EVALUACIÓN DEL ESTADO ACTUAL DE LAS POBLACIONES DE *Abies
vejarii* Martínez EN EL NORESTE DE MÉXICO.

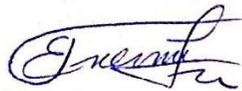
TESIS

Como requisito parcial para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES

Presenta

Rigoberto González Cubas

Comité de Tesis:

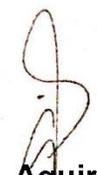


Dr. Eduardo J. Treviño Garza

Director



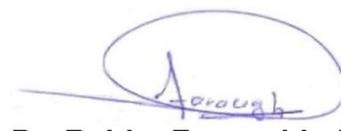
Dr. Marco A. González Tagle
Secretario



Dr. Oscar A. Aguirre Calderón
Vocal



Dr. Eduardo Alanís Rodríguez
Vocal



Dr. Rahim Foroughbakchik
Pournavab
Director externo

Octubre, 2019

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Doctor en Ciencias con Especialidad en Manejo de Recursos Naturales, donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.



Rigoberto González Cubas

Octubre del 2019

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

A los ejidos de “La Encantada”, Nuevo León; “Valle Hermoso”, Tamaulipas; “Los Lirios”, Coahuila, Méx.

A los integrantes de mi Comité de Tesis, Dr. Eduardo Javier Treviño Garza, Dr. Marco Aurelio González Tagle, Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón, Dr. Eduardo Alanís Rodríguez y Dr. Rahim Foroughbakchk Pournavab.

A mis colegas que me apoyaron en campo Humberto, Israel, Mónica, Prudencia, Yessica, Gyorgy.

Al laboratorio de Geomática.

A mis compañeros de generación Perla, Dora, Ricardo, Ulises y Marco.

DEDICATORIA

A mi esposa:

Angelina Bautista Cruz

A mis hijos:

Anthony Emir

Santiago Elkin.

A mis papas:

Martina Cubas Nuñez

Juan González Vásquez

A mis hermanos:

Manuela González Cubas

Simón González Cubas

Rosalía González Cubas

Jaime González Cubas

Juana González Cubas

Esperanza González Cubas

Contenido

| | |
|--|----|
| PRESENTACIÓN | 1 |
| CAPÍTULO I. RESEÑA DEL ESTUDIOS DE LA DISTRIBUCIÓN Y DINÁMICA DE ÁRBOLES FORESTALES EN POBLACIONES RELICTO | 3 |
| 1.1. INTRODUCCIÓN..... | 3 |
| 1.2. PROBLEMÁTICA ACTUAL..... | 5 |
| 1.2.1. Efectos climáticos en las poblaciones de árboles relictos..... | 7 |
| 1.2.2. Dinámica de poblaciones de árboles relictos | 8 |
| 1.2.3. Genética en poblaciones de árboles relictos | 11 |
| 1.2.4. Migración de poblaciones de especies forestales relictos..... | 12 |
| 1.3. ESTADO ACTUAL DE LOS BOSQUES RELICTOS EN MÉXICO | 12 |
| 1.4. REFERENCIAS | 16 |
| CAPÍTULO II. DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA ESPACIAL DE BOSQUES DE PINO- ABIES A LO LARGO DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL, EN EL NORESTE DE MÉXICO..... | 27 |
| 2.1. RESUMEN..... | 27 |
| 2.2. ABSTRACT | 28 |
| 2.3. INTRODUCCIÓN..... | 29 |
| 2.4. HIPÓTESIS | 30 |
| 2.5. OBJETIVO | 30 |
| 2.6. ANTECEDENTES | 31 |
| 2.7. MATERIALES Y MÉTODOS | 32 |
| 2.7.1. Área de estudio | 32 |
| 2.7.2. Metodología | 33 |
| 2.7.3. Diversidad de especies arbóreas | 34 |
| 2.7.4. Composición de la estructura..... | 37 |
| 2.8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 40 |
| 2.8.1. Diversidad de especies arbóreas | 40 |
| 2.8.2. Riqueza de especies arbóreas..... | 48 |
| 2.8.3. Estructura espacial de bosques de Abies | 50 |
| 2.9. CONCLUSIONES..... | 54 |
| 2.10. REFERENCIAS | 55 |

| | |
|---|----|
| CAPÍTULO III. DISTRIBUCIÓN ACTUAL-POTENCIAL DE <i>Abies vejarii</i> , Y SU RELACIÓN CON FACTORES AMBIENTALES, TOPOGRÁFICOS Y ANTROPOGÉNICOS EN EL NORESTE DE MÉXICO. | 64 |
| 3.1. RESUMEN..... | 64 |
| 3.2. ABSTRACT | 65 |
| 3.3. INTRODUCCIÓN..... | 66 |
| 3.4. HIPÓTESIS | 67 |
| 3.5. OBJETIVO..... | 67 |
| 3.6. ANTECEDENTES | 68 |
| 3.7. MATERIALES Y MÉTODOS | 69 |
| 3.7.1. Área de estudio | 69 |
| 3.7.2. Recolección de datos de ocurrencia..... | 70 |
| 3.7.3. Depuración de datos..... | 70 |
| 3.7.4. Variables ambientales y topográficas | 70 |
| 3.7.5. Distribución actual..... | 71 |
| 3.7.6. Modelado de distribución potencial de la especie | 71 |
| 3.7.7. Validación del modelo de distribución potencial | 72 |
| 3.7.8. Evaluación del impacto humano..... | 73 |
| 3.7.9. Análisis estadístico | 74 |
| 3.8. RESULTADOS..... | 74 |
| 3.8.1. Distribución actual..... | 76 |
| 3.8.2. Distribución potencial | 77 |
| 3.8.3. Impacto antropogénico..... | 78 |
| 3.9. DISCUSIÓN..... | 79 |
| 3.10. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES..... | 81 |
| 3.11. REFERENCIAS | 82 |
| CAPÍTULO IV. RESPUESTAS DE REGENERACIÓN DE LOS BOSQUES DE ABIES A LO LARGO DE GRADIENTES LATITUDINALES Y ALTITUDINALES EN EL NORESTE DE MÉXICO. | 88 |
| 4.1. RESUMEN..... | 88 |
| 4.2. ABSTRAC..... | 89 |
| 4.3. INTRODUCCIÓN..... | 90 |
| 4.4. HIPÓTESIS | 91 |

| | |
|---|-----|
| 4.5. OBJETIVO | 91 |
| 4.6 MATERIALES Y MÉTODOS..... | 91 |
| 4.6.1 Especie bajo estudio..... | 91 |
| 4.6.2. Sitios de estudio y datos climáticos..... | 91 |
| 4.6.3. Investigación de campo | 95 |
| 4.6.4. Análisis de los datos | 96 |
| 4.7. RESULTADOS..... | 98 |
| 4.7.1. Dinámica de regeneración a lo largo de la latitud..... | 98 |
| 4.7.2. Dinámica de regeneración a lo largo de altitudes..... | 99 |
| 4.8. DISCUSIÓN..... | 101 |
| 4.8.1. Dinámica de regeneración a lo largo de la latitud..... | 101 |
| 4.8.2. Dinámica de regeneración a lo largo de altitudes..... | 101 |
| 4.9. CONCLUSIONES..... | 102 |
| 4.10. REFERENCIAS | 102 |
| CAPÍTULO V. CONCLUSIONES GENERALES | 105 |

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo 1

- Figura 1. Distribución de árboles forestales en poblaciones relicto a nivel mundial en los últimos años.....6
- Figura 2. Categorías de riesgo con respecto al número de especies relictos (A); familias y número de especies relictos (B).....6

Capítulo 2

- Figura 3. Mapa que muestra las localidades de muestreo en el área de estudio.....32
- Figura 4. Composición y estructura de la dinámica de bosques de *Abies vejarii* en la SMOR, México. Imágenes de algunos sitios donde se ilustra las características del ecosistema.34
- Figura 5. Ejemplo del grupo estructural de 5 árboles.....38
- Figura 6. Ejemplo del sitio de muestreo, con la aplicación del efecto borde.....39
- Figura 7. Gráficos de la prueba de Kruskal-Wallis para: Densidad (A) y Área basal (B), entre los ocho sitios. Valores con diferente letra son significativos (Pairwise Mann–Whitney U-tests; $p \leq 0.05$).....47
- Figura 8. Gráficos de la prueba de Kruskal-Wallis para los índices de: Shannon (A), Margalef (B), Simpson (C) y de Equidad (D) entre los ocho sitios. Valores con diferente letra son significativos (Pairwise Mann–Whitney U-tests; $p \leq 0.05$)....48
- Figura 9. Curva de rarefacción que presenta la riqueza de especies y el número de individuos entre las comunidades a lo largo del gradiente altitudinal.49
- Figura 10. Distribución del índice mezcla de especies (M_i) para ocho poblaciones y para la especie de *Abies vejarii* asociada.....52
- Figura 11. Distribución del índice Dominancia (U_i) para ocho poblaciones y para la especie de *Abies vejarii* asociada.....53

Capítulo 3

- Figura 12. Provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental de México (SMOR).....69
- Figura 13. Dendrograma con los principales sitios de distribución asociados con variables ambientales y topográficos.75
- Figura 14. Análisis de componentes principales para *A. vejarii* de 28 sitios (Puntos negros) y 18 variables ambientales y topográficos (líneas rojas).....76

Figura 15. Distribución actual (A) y potencial (B) para *A. vejarii* en el noreste de México, elaborado con base en zonas homogéneas de distribución natural conocida, en cuanto a altitud, exposición, pendiente, temperatura y precipitación.77

Figura 16. El impacto humano para cada población de *A. vejarii* con respecto a la distancia de ubicación a un poblado próximo.78

Capítulo 4

Figura 17. Ubicación de los 9 sitios de estudio en el rango de distribución geográfica de *A. vejarii* en México.92

Figura 18. Temperatura media anual en las últimas décadas para la SMOR de las estaciones de SALTILLO (DGE)-COAH (A), ARTEAGA (SMN)-COAH (B), 19048-MONTEMORELOS-NL (C), 19091-PABLILLO (DGE)-NL (D), 19066-ZARAGOZA (SMN)-NL (E) y 28063-MIQUIHUANA-TAMS (F).94

Figura 19. Forma de la unidad de Muestreo (CONAFOR, 2010).95

Figura 20. Esquema en el subsitio de muestreo para evaluar la regeneración natural.96

Figura 21. Distribución del DAP de *A. vejarii* en diferentes latitudes a lo largo de su distribución geográfica en la SMOR.97

Figura 22. Patrón latitudinal de densidad relativa de árboles de *A. vejarii* a lo largo de su distribución geográfica en la SMOR.97

Figura 23. Relación entre la regeneración natural de *A. vejarii* con la latitud a lo largo de la SMOR.99

Figura 24. (izquierda) Distribución del tamaño de *A. vejarii* a diferentes altitudes y (derecha) patrones altitudinales de densidad relativa de la regeneración a lo largo de la SMOR.100

ÍNDICE DE CUADROS

Capítulo 2

| | |
|--|----|
| Cuadro 1. Familias de mayor relevancia, número de especies, géneros e individuos en la SMOR..... | 41 |
| Cuadro 2. Familias de mayor relevancia con base en el índice de valor de importancia (IVI) y el número de especies, géneros e individuos. | 41 |
| Cuadro 3. Riqueza florística, número de individuos y los índices de diversidad para cuatro conglomerados en el estado de Nuevo León..... | 42 |
| Cuadro 4. Riqueza florística, número de individuos y los índices de diversidad en el estado de Tamaulipas..... | 42 |
| Cuadro 5. Riqueza florística, número de individuos y los índices de diversidad en el estado de Coahuila..... | 43 |
| Cuadro 6. Abundancia, Dominancia, Frecuencia y IVI para bosques de <i>A. vejarii</i> , en NL. | 44 |
| Cuadro 7. Abundancia, Dominancia, Frecuencia y IVI para las poblaciones de <i>A. vejarii</i> , en el estado de Tamaulipas..... | 45 |
| Cuadro 8. Abundancia, Dominancia, Frecuencia y IVI para las poblaciones de <i>A. vejarii</i> , en el estado de Coahuila..... | 46 |
| Cuadro 9. Valores promedio para los índices, Mezcla de Gadow (Mi) y Dominancia (Ui) | 50 |

Capítulo 3

| | |
|--|----|
| Cuadro 10. Resultados del modelo lineal generalizado para estimar los efectos de la idoneidad climática y variables topográficas (altitud pendiente y exposición) en poblaciones naturales de <i>A. vejarii</i> | 79 |
|--|----|

Capítulo 4

| | |
|---|----|
| Cuadro 11. Características del sitio para las 9 poblaciones de <i>A. vejarii</i> en su distribución geográfica en México..... | 92 |
|---|----|

PRESENTACIÓN

En los últimos años ha crecido el interés de la sociedad en conocer los impactos antropológicos en la distribución y conservación de especies en peligro de extinción y en participar activamente en proponer alternativas de mejora. Lo anterior ha llevado a diferentes actores gubernamentales y asociaciones a exigir un manejo adecuado de los productos forestales para no aumentar la destrucción de estos recursos, con el objetivo de conservar los recursos naturales para el futuro.

La pérdida de hábitat son la principal amenaza para la supervivencia de la mayoría de las especies en peligro de extinción con poblaciones pequeñas y de regeneración lenta. A nivel mundial se tiene el registro de aproximadamente 19,000 especies de plantas amenazadas, según los criterios de la Lista Roja de datos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés), el primer lugar lo ocupa Ecuador (15%), el segundo Estados Unidos de América (10%) y México en el quinto lugar con el 8% aproximadamente. Por lo que el estudio de estas especies es esencial, no solo para entender su comportamiento a nivel de población en condiciones ambientales cambiantes, si no también que contribuya a su conservación, manejo y restauración.

Bajo este marco de referencia, la presente tesis aborda en primer lugar, una reseña de estudios de la distribución y dinámica de árboles forestales en poblaciones relictas a nivel mundial, en los últimos 5 años, donde se destacan aspectos como el cambio climático, genética de las especies, entre otros y su relación con actividades antropológicas. Se complementa este capítulo con información en particular de especies relictas de México, invitando al lector interesado en consultar las fuentes bibliográficas anotadas.

En segundo término, se presentan los resultados de un análisis comparativo sobre la diversidad de especies de árboles y de la estructura espacial entre doce comunidades vegetales con presencia de *Abies vejarii* Martínez a lo largo de la Sierra Madre Oriental, en el noreste de México. Una especie relicto y en peligro de extinción.

El tercer capítulo se modeló la idoneidad de hábitat de *A. vejarii*, utilizando datos bioclimáticos y topográficos (LiDAR), donde además se identificaron las variables ambientales que influyen en su distribución geográfica mediante un análisis Cluster (CA) y de componentes principales (PCA) para finalmente relacionarlo con el efecto del impacto humano sobre sus poblaciones naturales.

En la cuarta parte se presenta información de las relaciones entre el clima, la sequía y la regeneración natural para comprender mejor cómo *A. vejarii* en peligro de extinción que distribuye en los bosques de coníferas en el noreste de México, responde a la reciente variabilidad del climática y cómo las crecientes temperaturas proyectadas afectarían su vulnerabilidad.

Al final se presentan las conclusiones generales con la finalidad que los elementos estudiados y con argumento científico resultado de la presente investigación se incorporen a diversos programas gubernamentales como: conservación de especies en peligro de extinción, áreas naturales protegidas, programas de restauración y reforestación, que puedan contribuir al manejo adecuado de los bosques con presencia de especies vulnerables o frágiles a cualquier cambio en su hábitat natural en México.

CAPÍTULO I. RESEÑA DEL ESTUDIOS DE LA DISTRIBUCIÓN Y DINÁMICA DE ÁRBOLES FORESTALES EN POBLACIONES RELICTO

1.1. INTRODUCCIÓN

Los bosques cubren alrededor del 30% de la superficie terrestre del planeta, de los cuales el 95% corresponden a bosques naturales que constituyen un elemento fundamental para la vida, en el cual desempeñan una función esencial en el ciclo del agua, la conservación de los suelos, la fijación de carbono y la protección de los hábitats (FAO, 2016; Martone *et al.*, 2016). Sin embargo, son gravemente amenazados por los impactos potenciales del cambio climático derivado de las tendencias de la aceleración mundial en el desarrollo social desde mediados del siglo XX y son el tema de preocupación global para la biodiversidad (IPCC, 2017; Smith *et al.*, 2015; Shahbol *et al.*, 2018).

El aumento de la temperatura es el principal factor de gran impacto en la fisiología, la fenología, y en los patrones de distribución de las especies y alterar la composición de las comunidades y ecosistemas en todo el mundo (Miller-Rushing *et al.*, 2010). Según el Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC) (IPCC, 2013), la temperatura global promedio aumentó en aproximadamente 0.85 °C durante el período comprendido entre 1880 y 2012. Este aumento ha provocado el desplazamiento de diversas especies hacia altitudes y latitudes más altas en respuesta a los cambios en las condiciones ambientales a las que están adaptados (Steinbauer *et al.*, 2018). Sin embargo, algunas especies se esfuerzan por sobrevivir formando pequeñas poblaciones relictos, que conservan historias ecológicas y evolutivas del pasado.

El concepto de relictos se aplica a las especies cuya distribución geográfica se ha contraído relativamente en la historia de la Tierra debido a los cambios en el clima (Woolbright *et al.*, 2014; López-Tirado *et al.*, 2014). Persisten principalmente en sitios locales de condiciones ambientales adecuadas, rodeadas de un clima

regional, con pocas o nulas oportunidades de intercambio genético entre otras poblaciones (Hampe y Jump, 2011). Estas características provocan que sean potencialmente susceptibles a los cambios ambientales influenciada por el cambio climático en las últimas décadas (IPCC, 2007; IPCC, 2014a).

Las especies relictos de árboles alpinas y subalpinas son principalmente las amenazadas por su adaptación al frío ya que tienen pocas oportunidades de una migración ascendente (Bell *et al.*, 2014). Muchas de estas especies ya se encuentran en lista roja de especies en peligro de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y, por lo tanto, son de gran importancia para la conservación de la diversidad genética, la historia filogenética y el potencial evolutivo de las especies (Hampe y Jump, 2011; Habel y Assmann, 2009; Urban *et al.*, 2016), con el objetivo de fomentar la conectividad de los ecosistemas, mantener la heterogeneidad del paisaje y la complejidad estructural de estos bosques que representan un componente clave en la ecología de las comunidades vegetales a nivel local e internacional como un desafío para su sobrevivencia en el cual, deben migrar, adaptar o extinguir (Keith *et al.*, 2014; Fortini y Dye, 2017).

Los modelos de distribución de especies (MDS) basados en la temperatura y precipitación son utilizados actualmente como una herramienta científica para determinar la dinámica de respuesta de las especies y con ello ayudar a la toma de decisiones para su conservación (Keenan, 2016). Por ejemplo, un estudio de la biodiversidad de las cadenas montañosas europeas predijo hasta un 60% de pérdida de especies (Thuiller *et al.*, 2005). Sin embargo, aún se requiere nuevas investigaciones y políticas forestales que involucren a los usuarios locales para que adopten medidas de prevención ya que el cambio en el uso del suelo también representa otra amenaza en la extinción de las poblaciones.

Los objetivos del presente capítulo fueron (1) revisión literaria científica de los aspectos prácticos sobre estudios de la distribución y (2) dinámica de los árboles

forestales en poblaciones relictas. De esta manera, se ofrece al público interesado, un panorama sintetizado sobre el comportamiento actual de poblaciones relictas en los diferentes ecosistemas del mundo.

1.2. PROBLEMÁTICA ACTUAL

Los bosques relictos al igual que otros ecosistemas terrestres se encuentran sometidas a una fuerte presión por diversas actividades humanas. Esta situación se manifiesta principalmente, por el aumento de la temperatura, el cambio de uso del suelo y algunos proyectos de aprovechamientos mal implementados, lo que ha ocasionado una amenaza para estos ecosistemas. Por estos motivos, en los últimos años ha surgido la necesidad de protegerlos, conservarlos y recuperarlos, dada las características especiales de estos ecosistemas, tanto para la fauna y flora representan un material genético para comprender cómo las interacciones de las especies y las comunidades cambian con el tiempo.

A nivel mundial se tiene el registro de 19,000 especies de plantas amenazadas, según los criterios de la Lista Roja de datos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés), el primer lugar lo ocupa Ecuador (15%), el segundo Estados Unidos de América (10%) y México en el quinto lugar con el 8% aproximadamente (IUCN, 2017). Por lo que el estudio de estas especies es esencial, no solo para entender su comportamiento a nivel de población en condiciones ambientales cambiantes, si no también que contribuya a su conservación, manejo y restauración.

En los últimos 5 años a nivel mundial se encontró un total de 46 especies de árboles forestales relictos agrupadas en 21 familias (figura 1), las especies ubicadas dentro de las categorías de riesgo son 31 que se agrupan en relación con las categorías de la Lista Roja de la IUCN de la siguiente manera: Preocupación menor (LC); en peligro de extinción (EN); datos insuficientes (DD); casi amenazada (NT); en peligro crítico (CR); vulnerable (VU) y ningún riesgo

(NR) (Tabla 1 y Figura 1.2a). La mayoría (35%) de estas especies son típicas de las comunidades forestales de la familia Pinaceae (Figura 2).

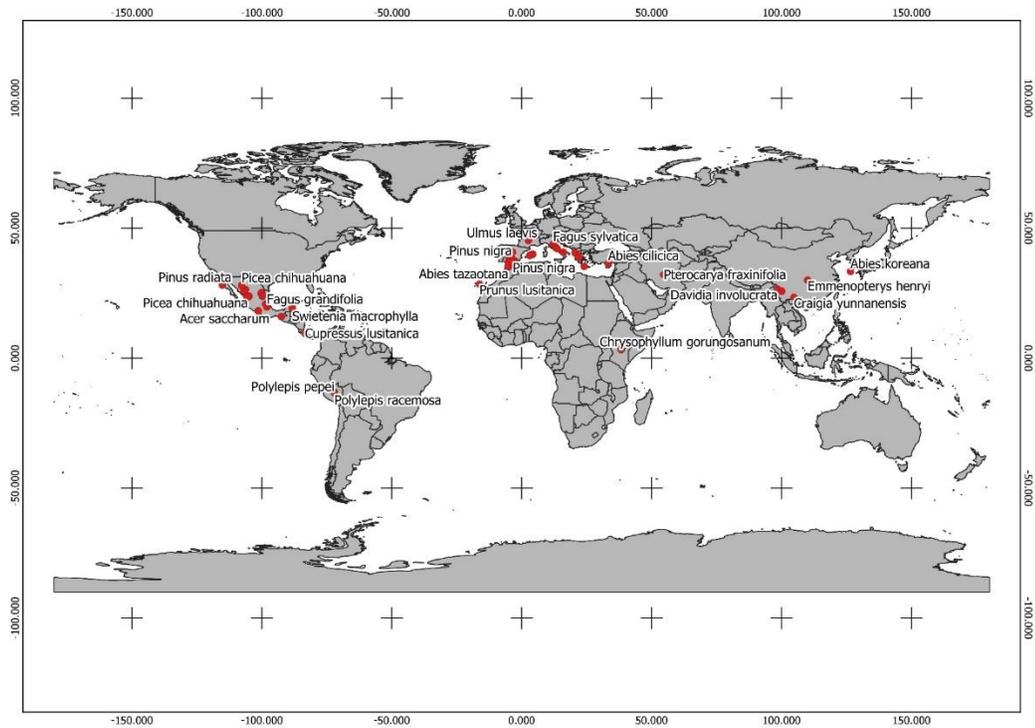


Figura 1. Distribución de árboles forestales en poblaciones relicto a nivel mundial en los últimos años.

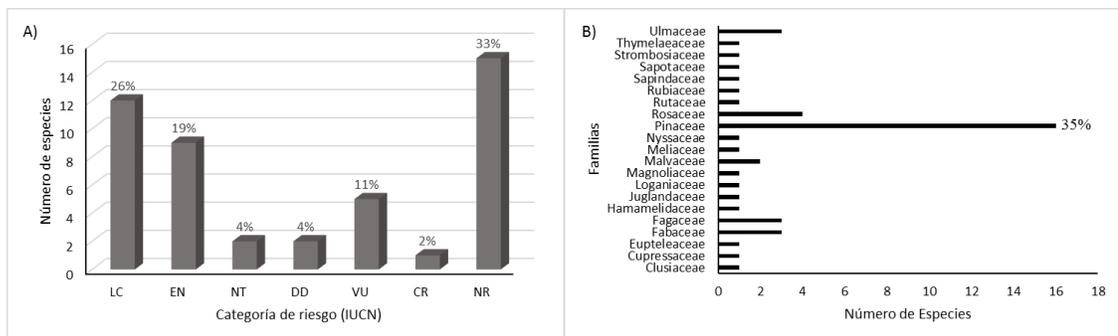


Figura 2. Categorías de riesgo con respecto al número de especies relicto (A); familias y número de especies relicto (B).

1.2.1. Efectos climáticos en las poblaciones de árboles relicto.

Desde la máxima extensión de capas de hielo durante la última glaciación (hace más de 19,000 años aproximadamente), el clima global ha experimentado cambios rápidos y notables hacia un nivel actual generalmente más cálido (Clark *et al.*, 2009). La determinación del alcance de la respuesta de los árboles relicto al cambio climático es útil para formular estrategias de conservación. Su persistencia bajo nuevas condiciones climáticas dependerá de su capacidad para aclimatarse o amortiguar los climas extremos (Nicotra *et al.*, 2016). Siguiendo este principio, las investigaciones sobre las poblaciones de árboles relicto se han centrado en modelos matemáticos de proyecciones basadas a futuro.

En particular, los modelos de distribución de especies (MDE) proporcionan patrones de distribución. Por ejemplo, López-Tirado y Hidalgo (2014; 2016), modelaron áreas potenciales para tres especies de árboles relictos (*Pinus sylvestris*, *P. nigra* y *Abies pinsapo*) en un bosque de montaña Mediterránea como una herramienta para la reforestación, en el cual, las representaciones actuales del espacio geográfico ambiental natural y forestado muestran diferencias entre la distribución potencial óptima del alcornoque y la definida por los sitios de forestación. Mientras que para un árbol relicto (*Davidia involucrata*) de China, el efecto del clima para seis escenarios posibles al año 2070, fue que en algunas partes del rango actual de la especie en las montañas medias y altas del sur-centro y sudoeste de China se mantendrán, mientras que algunos cambiarían al oeste hacia montañas más altas (Tang *et al.*, 2017).

Sánchez-Salguero *et al.* (2017) utilizaron anillos de crecimiento para determinar los efectos del aumento de la temperatura en la vulnerabilidad de siete árboles relictos de abeto en el Mediterráneo para el siglo XXI en la región de Europa, prediciendo una reducción del 30% en el crecimiento de algunas especies de abeto con el escenario de emisiones del año 2050, mientras que el crecimiento aumentaría en refugios húmedos debido a una temporada de cultivo más larga y

cálida. De manera similar, Pompa-García *et al.* (2017) utilizando datos dendrocronológicos encontraron que los impactos del clima sobre el crecimiento radial de tres coníferas (*Abies durangensis*, *Picea chihuahuana*, *Cupressus lusitanica*) en peligro de extinción en el norte de México hubo una reducción en el crecimiento y un aumento en la vulnerabilidad de *A. durangensis* y el amenazado *P. chihuahuana* contra las condiciones más cálidas y áridas pronosticadas después de 2050.

Otra amenaza en la capacidad de recuperación de los bosques relictos son los incendios forestales, en el cual se necesita reconstruir los periodos de régimen del fuego a largo plazo para comprender la respuesta en su dinámica y distribución de estas especies (Keeley *et al.*, 2011). Por ejemplo, el pino negro mediterráneo (*Pinus nigra*) mostró una resistencia a largo plazo a los regímenes de fuego caracterizados por incendios de menor y de alta intensidad, pero hubo una reducción severa en su crecimiento, posiblemente por los daños en sus copas, lo que a su vez cambió su estructura actual (Morales-Molino *et al.*, 2017; Camarero *et al.*, 2018).

Ante estos escenarios, las especies de árboles relictos alpinas podrían ser las más vulnerables, debido a las pocas oportunidades de migración ascendente (Hampe y Jump, 2011). Un estudio del abeto coreano (*Abies koreana*) en la República de Corea mostró muy sensible al estrés del calor y por la sequía, manifestando una fuerte preferencia por los sitios con baja temperatura, baja radiación y cerca de las corrientes como refugios (Koo *et al.*, 2017). Estas áreas representan un microclima para su propagación y conservación (Fuentes-Utrilla *et al.*, 2014).

1.2.2. Dinámica de poblaciones de árboles relictos

La dinámica actual de poblaciones de árboles relicto en los ecosistemas está condicionada principalmente por la fragmentación, la pérdida de hábitat y el

aislamiento que afectan su desarrollo y la muerte de individuos y altera significativamente la composición específica de las comunidades (Woolbright *et al.*, 2014). Estas especies están limitadas a pequeños enclaves con muy pocas oportunidades de intercambio entre poblaciones de diferentes refugios. Por lo que, las áreas montañosas constituyen áreas prioritarias para comprender cómo interactúan las especies en el tiempo y en el espacio.

En este sentido Fazan *et al.* (2017) investigaron la sensibilidad de una especie relicto y endémica de *Zelkova abelicea* de las Isla de Grieta cuyas montañas del Mediterráneo son muy vulnerables a los cambios climáticos de temperatura, precipitación y sequía; donde realizaron un análisis dendrocronológico estándar de anillos de crecimiento, encontrando una fuerte sensibilidad a la precipitación y la sequía a finales de la primavera hasta principios del verano y la ausencia de una respuesta significativa a la abundante precipitación que ocurre durante el invierno o principios de la primavera. Sin embargo, a pesar de un período vegetativo reducido, no se observó una disminución significativa en el crecimiento radial en las series de anillos de árboles en las últimas décadas, lo que destaca su capacidad de soportar condiciones ambientales cambiantes.

Caso contrario a lo que reporta Navarro-Cerrillo *et al.* (2014) utilizando la misma metodología análisis del ancho de los anillos de crecimiento para *Pinus nigra* una especie relicto de dos parques naturales en el sureste de España: a sequía es el principal factor de crecimiento de las poblaciones relictas de *P. nigra*, pero también se observaron diferencias entre los sitios y las clases de edad y concluyen que la severidad de la sequía afectará principalmente al crecimiento de poblaciones relictas de *P. nigra* dominadas por árboles maduros.

Derivado de la sequía, otro tema de mayor discusión en los últimos años en la sanidad de los bosques son los escarabajos que representan el mayor porcentaje de diversidad forestal entre los organismos saproxílicos y son clave en la dinámica forestal, ya que contribuyen a la degradación de la masa de madera, la

fertilidad del suelo y la incorporación de nutrientes a los ecosistemas (Micó *et al.*, 2011). Un estudio en los patrones espaciales de los escarabajos saproxílicos mediante trampas de vuelo en un bosque de abeto plateado (*Abies alba*) situado en los Apeninos centrales (Italia) reportaron que, a nivel de especie, los saproxílicos no depredadores representaron un tercio de las especies recolectadas, siendo los depredadores la categoría trófica más abundante (38%). Elateridae (Insecta: Coleoptera: Elateroidea) dominó, representando el 56% de los especímenes muestreados y, dentro de ellos, la especie *Nothodes parvulus* fue la más abundante (75%), las larvas son probablemente rizófagas, mientras que los adultos se alimentan de hierbas, arbustos o árboles, a menudo en las inflorescencias. Los árboles vivos más grandes fueron asociados en la distribución de los insectos (De Zan *et al.*, 2014; Parisi *et al.*, 2016).

Por otro lado, la producción de semilla es una etapa crucial en el ciclo de vida de una planta y los rasgos de la semilla pueden afectar directamente la aptitud, regeneración y su sobrevivencia (Gorden *et al.*, 2016). Una amplia distribución de las especies muestra diferentes grados de variación fenotípica como resultado de su diferenciación adaptativa a diversos ambientes (Salmela, 2014). La variabilidad intraespecífica mejorara el rendimiento de las plantas y facilita su adaptabilidad a los gradientes ambientales locales (Sides *et al.*, 2014). Sin embargo, la variación en la cantidad y calidad de las semillas se ven fuertemente afectadas por los orígenes geográficos o las variables ambientales cambiantes (Gorden *et al.*, 2016). Para las poblaciones de especies relicto estas condiciones determinan su viabilidad a largo plazo su límite de tolerancia climática. Por ejemplo, en *Euptelea pleiospermum* de una especie relicto de China, los patrones geográficos de los rasgos de las semillas y las relaciones entre los factores ambientales y los rasgos de las semillas, mostraron que las variaciones de rasgos de semilla entre las poblaciones están principalmente impulsadas por las variables climáticas y los nutrientes del suelo, e indican que el calentamiento del clima probablemente alterará los patrones de germinación de las semillas al cambiar los atributos intrínsecos de la semilla (Wu *et al.*, 2018).

1.2.3. Genética en poblaciones de árboles relicto

Conocer la respuesta de adaptación genética de cualquier árbol a través del tiempo, es de gran interés para comprender el efecto de los factores ecológicos que influyen en la disminución en la composición futura de una comunidad y la biodiversidad (He *et al.*, 2013; Blackman *et al.*, 2017). Estudios recientes sobre la genética de poblaciones de árboles relicto, han revelado la forma de examinar los factores geográficas y ambientales históricos y actuales que contribuyen en la diversidad genética.

En este sentido, para un árbol relicto (*Emmenopterys henryi* Oliv.) nativo de China, utilizando un análisis filogeográfico y de genética del paisaje reveló que los factores ambientales y geográficos históricos y contemporáneos han contribuido a los patrones de divergencia genética (Zhang *et al.*, 2016). Otros estudios similares fueron para los árboles relictos de *Pterocarya fraxinifolia* y *Ulmus glabra* Hudson, con el propósito de evaluar la diversidad genética existente a través de su rango de distribución actual, incluyendo las áreas de refugio del pasado y probar si la separación de estas áreas se refleja en su historia filogeográfica, usando marcadores de microsatélites nucleares y ADN de plástidos, donde determinaron un aumento significativo de la diversidad genética y se encontró que una fracción relativamente grande de la variación total en los microsatélites nucleares se debe a la diferenciación dentro de la población en comparación con la fracción de la variación total debida a la diferenciación entre los lugares de muestreo. Desde una perspectiva futura, la información generada se puede considerar en la formulación de estrategias de conservación para las poblaciones de estas especies (Maharramova *et al.*, 2018; Martín del Puerto *et al.*, 2017). Así mismo, Yang *et al.* (2016) utilizaron polimorfismo de longitud de fragmento amplificado fluorescente, para examinaron la diversidad genética y la estructura de la especie *Craigia yunnanensis*, donde encontraron una baja diversidad genética a nivel regional y de población.

1.2.4. Migración de poblaciones de especies forestales relictas

Las migraciones hacia arriba son estrategias cruciales para las plantas frente al calentamiento climático. La calidad y el tiempo de germinación de la semilla juega un papel importante en el desarrollo de una planta. Por lo que los cambios en el rango inicial de los árboles se pueden analizar mediante la regeneración (Fisichelli *et al.*, 2014). No obstante, las poblaciones relictas por su baja capacidad de colonización de las especies forestales limitan severamente las oportunidades de recreación de un nuevo hábitat. Si tanto la migración como las respuestas de adaptación fallan, y los refugios actuales dejan de proporcionar condiciones ambientales adecuadas para la persistencia de las especies, entonces la extinción de la población se convierte en el escenario más probable (Hampe y Jump, 2011). Sin embargo, eso no significa que la migración sea totalmente imposible. Bajo ciertas condiciones, ha ocurrido la colonización de nuevos sitios (ej. Wu *et al.* (2018) en bosques ribereños de montaña; Pardo *et al.* (2018) en bosques de laurisilva; Fuentes-Utrilla *et al.* (2014) en *Ulmus laevis*; Thijs *et al.* (2014) en bosques de afro-montane).

1.3. ESTADO ACTUAL DE LOS BOSQUES RELICTOS EN MÉXICO

En México, de acuerdo con la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) se tiene el registro actual de 12 poblaciones de árboles relictos, de los cuales 11 están incluidos en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010) y distribuidos principalmente en los bosques mesófilos de montaña (BMM), bosque mixto de coníferas (BMC) y selva tropical (ST), que son el hábitat favorable para su existencia, así como para la de muchas otras especies con afinidad holártica, sin embargo, estas comunidades vegetales tienen una superficie reducida en el territorio mexicano y están seriamente afectadas por el disturbio antrópico. A continuación, se describe la distribución y dinámica de las especies relictas en México.

Para los BMM, el arce azucarero o maple **(1)** (*Acer saccharum* subsp. *skutchii*) se asocia con *Carpinus caroliniana* y *Quercus uxoris* y actualmente se encuentra susceptible bajo los regímenes de incendio que ponen en peligro su persistencia (Vargas-Rodríguez, 2011). **(2)** *Liquidambar styraciflua*, utilizada para la extracción de resina con propiedades medicinales (Rasgado-Bonilla *et al.*, 2016); se distribuye en los estados de Tamaulipas, San Luis Potosí, Hidalgo, Veracruz, Oaxaca y Chiapas en México continuando hasta Guatemala y Honduras. El haya mexicano **(3)** (*Fagus grandifolia* subsp. *mexicana*) abarca una superficie total de 144.54 hectáreas, distribuidas en fragmentos aislados en las montañas de la Sierra Madre Oriental a altitudes de 1400 a 2000 m en los estados de Nuevo León, Tamaulipas, San Luis Potosí, Hidalgo, Puebla y Veracruz; esta especie se asocia principalmente con *Magnolia schiedeana*, *Quercus delgadoana* y *Pinus patula*, esta interacción podría servir como un ejemplo de la conservación de la biodiversidad en México (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2016). **(4)** *Magnolia dealbata* se distribuye solamente en 7 poblaciones, en estados del centro, este y noreste de México (Oaxaca, Querétaro, Veracruz, Hidalgo, San Luis Potosí y Nuevo León), su hábitat se observó con pocas alteraciones y no se identificaron amenazas a corto plazo para estas poblaciones (Velazco-Macías *et al.*, 2008). Finalmente, el pino enano **(5)** (*Pinus culminicola*) una especie rara de las cimas más altas de Cerro El Potosí, Nuevo León México. En 1966, la especie ocupaba un área total de 106 hectáreas (Beaman y Andresen, 1966), sin embargo, el fuego y los impactos antropogénicos han reducido drásticamente su cubierta vegetal, por lo que actualmente solo existen 30 hectáreas sujetos al pastoreo (Jiménez *et al.*, 1999; 2005). Un estudio reciente sobre el análisis del impacto del fuego determinó una lenta recuperación de esta especie con una regeneración natural densa limitada y un crecimiento muy lento (Arévalo *et al.*, 2018).

Los Bosques mixtos de coníferas de México se caracterizan principalmente por la dominancia de las especies del género *Quercus* y *Pinus*. Las coníferas (Pinophyta) son árboles o arbustos con hojas simples y estructuras fértiles arregladas en conos polínicos simples y conos ovulados compuestos, excepto en

Taxaceae. En México crecen desde el nivel del mar hasta por encima de los 4 000 m. Están representadas por 4 familias: Pinaceae (4 géneros y 61 especies), Cupressaceae (4 géneros y 29 especies), Podocarpaceae (1 género y 3 especies) y Taxaceae (1 especie). De las 94 especies de coníferas mexicanas, 43 son endémicas del país, de éstas 18 tienen un rango de distribución limitado a 3 o menos estados (Gernandt y Pérez de la Rosa, 2014). Como relictos se tiene identificado 5 especies, que a continuación se describen.

(6) *Pseudotsuga menziesii* o pinabete (abeto Douglas) crece en forma natural principalmente en la porción norte de la Sierra Madre Occidental, en los Estados de Chihuahua, Durango, Sonora y Zacatecas, y en la parte norte de la Sierra Madre Oriental en Nuevo León, Coahuila, Tamaulipas y en el Eje Neovolcánico del centro del país (Oaxaca). Esta especie convive con los géneros de *Abies*, *Pinus* y *Quercus*, en exposiciones N, NO y NE (Ventura-Ríos *et al.*, 2010; Cram *et al.*, 2017). A pesar de su amplia distribución son sensibles al estrés hídrico, lo cual indica que la variabilidad climática futura puede empeorar la condición de salud de estos bosques (Rehfeldt *et al.*, 2014; Castruita-Esparza *et al.*, 2016; Torbenson *et al.*, 2016). **(7)** *Abies vejarii*, actualmente solo con 9 poblaciones representativas distribuidos en tres estados del noreste de México, todas en la Sierra Madre Oriental. Dos parajes en el estado de Coahuila, una específicamente en la parte alta del área natural protegida de la Sierra de Zapalinamé cuyo paraje es denominado “Cerro del Penitente”; otra población en la Sierra de Arteaga en los ejidos de Los Lirios y Jamé. En el estado de Nuevo León fueron encontrados cinco poblaciones todas en el sur del estado. Y solamente dos áreas fueron ubicados al norte del municipio de Miquihuana en el ejido Valle Hermoso estado de Tamaulipas (González-Cubas *et al.*, 2018; González-Cubas *et al.*, 2019 en prensa). **(8)** *Picea chihuahuana*, una reliquia en los bosques de la Sierra Madre Occidental (norte de México) en peligro de extinción (García-Arévalo, 2008). Cerca de 42,600 individuos de la especie se distribuyen en 40 poblaciones diseminadas que cubren menos de 300 ha (Quiñones-Pérez *et al.*, 2014; Dominguez-Guerrero *et al.*, 2017). Mediante un

análisis del crecimiento radial estacional muestra una alta sensibilidad a los cambios climáticos (Cabral-Alemán *et al.*, 2017). **(9)** *Cupressus lusitanica* (Ciprés mexicano) sujeta a protección especial y nativo de los bosques de coníferas en los estados de Chihuahua, Durango, Sinaloa, Nayarit, Aguascalientes, Jalisco, Michoacán, Guerrero, Estado de México, Querétaro, Distrito Federal, Oaxaca, Puebla, Veracruz e Hidalgo. Se desarrolla en altitudes de 1400 hasta 3300 msnm, con una precipitación media anual entre 2200 mm y 2500 mm, y una temperatura media anual de 21 ° C. En varios estados del país, se han realizado planes de reforestación utilizando como una especie de rápido crecimiento (Fernández-Pérez *et al.*, 2013), en otros países como Costa Rica se planta para producir árboles de Navidad (Faedo de Almeida *et al.*, 2016). **(10)** *Picea martinezii* endémica del noreste de México, cuya distribución se restringe en solamente 4 poblaciones situadas en la Sierra Madre Oriental del estado de Nuevo León; la reducción en el tamaño de las poblaciones se le atribuye a la inadecuada planeación de los aprovechamientos, los incendios forestales, la endogamia derivada de la fragmentación de sus poblaciones y el cambio climático (Ledig *et al.*, 2010; Flores-López *et al.*, 2012). Para su conservación *ex situ* se propone el establecimiento de poblaciones en sitios fuera del rango de distribución natural, en donde se ha proyectado que ocurrirá el clima que les es propicio, con al menos 3092 individuos en la región de Tlatlauquitepec, Puebla, con plantas originadas de una mezcla de semillas colectadas de árboles al azar de poblaciones específicas (Mendoza-Maya *et al.*, 2015).

En la Selva tropical de México **(11)** *Swietenia macrophylla* comúnmente conocida como caoba es también considerada una especie relicto extinto en muchas áreas de su hábitat natural, actualmente la selva maya de Quintana Roo es uno de sus últimos refugios, donde se asocia con *Lysiloma latisiliqua*, *Caesalpinia mollis*, *Cedrela odorata*, *Dodecantra cordia* y *Manilkara zapota*. Para complementar su regeneración natural se han plantado plántulas de esta especie cultivadas en vivero en las áreas descubiertas donde se talan múltiples árboles, conocidos como bosquetes (Navarro-Martínez *et al.*, 2017).

En el bosque insular de la Isla de Cedros y Guadalupe del estado de Baja California México se encuentra una pequeña población relictica de la especie de **(12)** *Pinus radiata* var. *binata*, un taxón omitido en la NOM-059 y con bajos porcentajes de regeneración natural. Por lo que se sugieren una red actual de áreas protegidas para su adecuada protección (Aguirre y Duivenvoorden, 2010).

1.4. REFERENCIAS

- Aguirre, G. J., and Duivenvoorden, J. F. 2010. Can we expect to protect threatened species in protected areas? A case study of the genus *Pinus* in Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*, 81(3), 875-882.
- Arévalo, J. R., Estrada, E., Encina, J. A., Villareal, J. A., Escobedo, J. R., Morales, Y., ... and Uvalle, J. 2018. Fire response of the endangered *Pinus culminicola* stands after 18 years in Cerro El Potosí, northeast Mexico. *Forest Systems*, 26(3), 015.
- Beaman, J. H., and Andresen, J. W. 1966. The vegetation, floristics and phytogeography of the summit of Cerro Potosi, Mexico. *American Midland Naturalist*, 1-33.
- Bell, D. M., Bradford, J. B., and Lauenroth, W. K. 2014. Mountain landscapes offer few opportunities for high-elevation tree species migration. *Global change biology*, 20(5), 1441-1451.
- Blackman, C. J., Aspinwall, M. J., Tissue, D. T., and Rymer, P. D. 2017. Genetic adaptation and phenotypic plasticity contribute to greater leaf hydraulic tolerance in response to drought in warmer climates. *Tree physiology*, 37(5), 583-592.
- Box, E. O. 1981. Macroclimate and plant forms: an introduction to predictive modeling in phytogeography. The Hague. 258 p.
- Cabral-Alemán, C., Pompa-García, M., Acosta-Hernández, A. C., Zúñiga-Vásquez, J. M., and Camarero, J. J. 2017. Earlywood and latewood widths of *Picea chihuahuana* show contrasting sensitivity to seasonal climate. *Forests*, 8(5), 173.

- Cain, S. A. 1930. Certain floristic affinities of the trees and shrubs of the Great Smoky Mountains and vicinity. *Butler University Botanical Studies*, 1(9), 129-150.
- Camarero, J. J., Sangüesa-Barreda, G., Montiel-Molina, C., Seijo, F., and López-Sáez, J. A. 2018. Past growth suppressions as proxies of fire incidence in relict Mediterranean black pine forests. *Forest Ecology and Management*, 413, 9-20.
- Castruita-Esparza, L. U., Correa-Díaz, A., Gómez-Guerrero, A., Villanueva-Díaz, J., Ramírez-Guzmán, M. E., Velázquez-Martínez, A., and Ángeles-Pérez, G. 2016. Basal area increment series of dominant trees of *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco show periodicity according to global climate patterns. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(3), 379-397.
- Clark, P. U., Dyke, A. S., Shakun, J. D., Carlson, A. E., Clark, J., Wohlfarth, B., ... and McCabe, A. M. 2009. The last glacial maximum. *science*, 325(5941), 710-714.
- Cochrane, A., Yates, C. J., Hoyle, G. L., and Nicotra, A. B. 2015. Will among-population variation in seed traits improve the chance of species persistence under climate change?. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 12-24.
- Cram, D., Saud, P., and Baker, T. 2017. Structure and Composition of a Dry Mixed-Conifer Forest in Absence of Contemporary Treatments, Southwest, USA. *Forests*, 8(9), 349.
- D'Antonio, C. M., and Kark, S. 2002. Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(5), 202-204.
- De Zan, L. R., Bellotti, F., D'Amato, D., and Carpaneto, G. M. 2014. Saproxyllic beetles in three relict beech forests of central Italy: analysis of environmental parameters and implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 328, 229-244.
- Dominguez-Guerrero, I. K., Mariscal-Lucero, S., Hernández-Díaz, J. C., Heinze, B., Prieto-Ruiz, J. Á., and Wehenkel, C. 2017. Discrimination of *Picea*

- chihuahuana* Martinez populations on the basis of numerous dendrometric, climatic and edaphic traits and genetic diversity. *PeerJ PrePrints*.
- Ehrlén, J., and Morris, W. F. 2015. Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. *Ecology Letters*, 18(3), 303-314.
- Faedo de Almeida, C. C., D'Angelo Rios, P., Bayestorff da Cunha, A., Ampessan, M., Gabriela, C., and Spanhol, A. 2016. Applicability evaluation of *Cupressus lusitanica* for pulp production. *Maderas. Ciencia y tecnología*, 18(4), 651-662.
- FAO. 2016. El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma. 119 p.
- Fazan, L., Guillet, S., Corona, C., Kozlowski, G., and Stoffel, M. 2017. Imprisoned in the Cretan mountains: How relict *Zelkova abelicea* (Ulmaceae) trees cope with Mediterranean climate. *Science of the Total Environment*, 599, 797-805.
- Fernández-Pérez, L., Ramírez-Marcial, N., y González-Espinosa, M. 2013. Reforestación con *Cupressus lusitanica* y su influencia en la diversidad del bosque de pino-encino en Los Altos de Chiapas, México. *Botanical sciences*, 91(2), 207-216.
- Fisichelli, N. A., Frelich, L. E., and Reich, P. B. 2014. Temperate tree expansion into adjacent boreal forest patches facilitated by warmer temperatures. *Ecography*, 37(2), 152-161.
- Flores-López, C., Geada-López, G., López-Upton, C. J., y López-Ramírez, E. 2012. Producción de semillas e indicadores reproductivos en poblaciones naturales de *Picea martinezii* TF Patterson. *Revista Forestal Baracoa*, 31(2), 49-58.
- Fortini, L. B., & Dye, K. 2017. At a global scale, do climate change threatened species also face a greater number of non-climatic threats?. *Global Ecology and Conservation*, 11, 207-212.

- Fuentes-Utrilla, P., Venturas, M., Hollingsworth, P. M., Squirrell, J., Collada, C., Stone, G. N., and Gil, L. 2014. Extending glacial refugia for a European tree: genetic markers show that Iberian populations of white elm are native relicts and not introductions. *Heredity*, 112(2), 105.
- García-Arévalo, A. 2008. Vegetación y flora de un bosque relictual de *Picea chihuahuana* Martínez del norte de México. *Polibotánica*, (25), 45-68.
- Gernandt, D. S., y Pérez-de la Rosa, J. A. 2014. Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 126-133.
- González-Cubas, R., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Duque-Montoya, Á., & Gómez-Cárdenas, M. (2018). Diversidad y estructura arbórea en un bosque de *Abies vejarii* Martínez en el sur del estado de Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9(45), 36-65.
- Gorchakovskii, P. L., and Zolotareva, N. V. 2006. Phytodiversity of relict steppe enclaves in the Urals: experience in comparative assessment. *Russian Journal of Ecology*, 37(6), 378-386.
- Gorden, S., Nicole, L., Winkler, K. J., Jahnke, M. R., Marshall, E., Horky, J., ... and Etterson, J. R. 2016. Geographic patterns of seed mass are associated with climate factors, but relationships vary between species. *American Journal of Botany*, 103(1), 60-72.
- Habel, J. C., and Assmann, T. (Eds.). 2009. *Relict species: phylogeography and conservation biology*. Springer Science & Business Media. 449 p.
- Hampe, A., and Jump, A. S. 2011. Climate relicts: past, present, future. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42.
- Hamrick, J. L. 2004. Response of forest trees to global environmental changes. *Forest ecology and management*, 197(1-3), 323-335.
- He, Q., Edwards, D. L., and Knowles, L. L. 2013. Integrative testing of how environments from the past to the present shape genetic structure across landscapes. *Evolution*, 67(12), 3386-3402.
- IPCC, 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de

redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. Ginebra, Suiza, 104 p.

IPCC, 2013: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC, 2014a: Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 p.

IPCC, 2014b: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L.White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 688.

IUCN 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3. <<http://www.iucnredlist.org>>. Fecha de consulta 15 marzo del 2018.

Jactel, H., Petit, J., Desprez-Loustau, M. L., Delzon, S., Piou, D., Battisti, A., and Koricheva, J. 2012. Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 18(1), 267-276.

Jiménez, J., Aguirre, O., Treviño, E., Jurado, E., and González, M. 1999. Patrones de desarrollo en un ecosistema de *Pinus culminicola* y *P. hartwegii*. *Revista Ciencia UANL*, 2(1).

- Jimenez, J., Jurado, E., Aguirre, O., and Estrada, E. 2005. Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. *Restoration Ecology*, 13(1), 103-107.
- Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., and Bradstock, R. A. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in plant science*, 16(8), 406-411.
- Keenan, R. J. 2016. Forests and climate change: introduction to a special section. *Forest Ecology and Management*, 360: 353-356
- Keith, D. A., Mahony, M., Hines, H., Elith, J., Regan, T. J., Baumgartner, J. B., ... and Penman, T. 2014. Detecting extinction risk from climate change by IUCN Red List criteria. *Conservation Biology*, 28(3), 810-819.
- Koo, K. A., Kong, W. S., Park, S. U., Lee, J. H., Kim, J., and Jung, H. 2017. Sensitivity of Korean fir (*Abies koreana* Wils.), a threatened climate relict species, to increasing temperature at an island subalpine area. *Ecological modelling*, 353, 5-16.
- Ledig, F. T., Rehfeldt, G. E., Sáenz-Romero, C., and Flores-Lopez, C. 2010. Projections of suitable habitat for rare species under global warming scenarios. *American journal of botany*, 97(6), 970-987.
- López-Tirado, J., and Hidalgo, P. J. 2014. A high resolution predictive model for relict trees in the Mediterranean-mountain forests (*Pinus sylvestris* L., *P. nigra* Arnold and *Abies pinsapo* Boiss.) from the south of Spain: a reliable management tool for reforestation. *Forest ecology and management*, 330, 105-114.
- López-Tirado, J., and Hidalgo, P. J. 2016. Ecological niche modelling of three Mediterranean pine species in the south of Spain: a tool for afforestation/reforestation programs in the twenty-first century. *New forests*, 47(3), 411-429.
- Maharramova, E., Huseynova, I., Kolbaia, S., Gruenstaeudl, M., Borsch, T., and Muller, L. A. 2018. Phylogeography and population genetics of the riparian relict tree *Pterocarya fraxinifolia* (Juglandaceae) in the South Caucasus. *Systematics and Biodiversity*, 16(1), 14-27.

- Martín del Puerto, M., Martínez García, F., Mohanty, A., & Martín, J. P. 2017. Genetic Diversity in Relict and Fragmented Populations of *Ulmus glabra* Hudson in the Central System of the Iberian Peninsula. *Forests*, 8(5), 143.
- Martone, M., Rizzoli, P., Wecklich, C., González, C., Bueso-Bello, J. L., Valdo, P., ... and Moreira, A. 2018. The global forest/non-forest map from TanDEM-X interferometric SAR data. *Remote Sensing of Environment*, 205, 352-373.
- Mendoza-Maya, E., Espino-Espino, J., Quiñones-Pérez, C. Z., Flores-López, C., Wehenkel, C., Vargas-Hernández, J. J., y Sáenz-Romero, C. 2015. Propuesta de conservación de tres especies mexicanas de picea en peligro de extinción. *Revista fitotecnia mexicana*, 38(3), 235-247.
- Micó, E., Juárez, M., Sánchez, A., and Galante, E. 2011. Action of the saproxylic scarab larva *Cetonia aurataeformis* (Coleoptera: Scarabaeoidea: Cetoniidae) on woody substrates. *Journal of natural history*, 45(41-42), 2527-2542.
- Miller-Rushing, A. J., Høye, T. T., Inouye, D. W., and Post, E. 2010. The effects of phenological mismatches on demography. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1555), 3177-3186.
- Morales-Molino, C., Tinner, W., García-Antón, M., and Colombaroli, D. 2017. The historical demise of *Pinus nigra* forests in the Northern Iberian Plateau (south-western Europe). *Journal of Ecology*, 105(3), 634-646.
- Navarro-Cerrillo, R. M., Sánchez-Salguero, R., Manzanedo, R. D., Camarero, J. J., and Fernández-Cancio, Á. 2014. Site and age condition the growth responses to climate and drought of relict *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* populations in Southern Spain. *Tree-ring research*, 70(2), 145-155.
- Navarro-Martínez, A., Palmas, S., Ellis, E. A., Blanco-Reyes, P., Vargas-Godínez, C., Iuit-Jiménez, A. C., ... and Armenta-Montero, S. 2017. Remnant Trees in Enrichment Planted Gaps in Quintana Roo, Mexico: Reasons for Retention and Effects on Seedlings. *Forests*, 8(8), 272.
- Nicotra, A. B., Atkin, O. K., Bonser, S. P., Davidson, A. M., Finnegan, E. J., Mathesius, U., ... and van Kleunen, M. 2010. Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in plant science*, 15(12), 684-692.

- Noack, M. 1922. *Über die seltenen nordischen Pflanzen in den Alpen: eine florensgeschichtliche Studie.*
- Pardo, A., and Pulido, F. 2017. Upscaling hypotheses on herbivore damage in plants facing environmental stress: Variation among scales and plant enemies in a relict tree. *Basic and Applied Ecology*, 21, 34-44.
- Pardo, A., Cáceres, Y., & Pulido, F. 2018. Rangewide determinants of population performance in *Prunus lusitanica*: Lessons for the contemporary conservation of a Tertiary relict tree. *Acta Oecologica*, 86, 42-48.
- Parisi, F., Lombardi, F., Sciarretta, A., Tognetti, R., Campanaro, A., Marchetti, M., and Trematerra, P. 2016. Spatial patterns of saproxylic beetles in a relic silver fir forest (Central Italy), relationships with forest structure and biodiversity indicators. *Forest Ecology and Management*, 381, 217-234.
- Paul, E. A. 2014. *Soil microbiology, ecology and biochemistry.* Academic press.
- Peñuelas, J., Sardans, J., Estiarte, M., Ogaya, R., Carnicer, J., Coll, M., ... and Filella, I. 2013. Evidence of current impact of climate change on life: a walk from genes to the biosphere. *Global change biology*, 19(8), 2303-2338.
- Pliscoff, P., y Fuentes-Castillo, T. 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, (48), 61-79.
- Pompa-García, M., Sánchez-Salguero, R., and Camarero, J. J. 2017. Observed and projected impacts of climate on radial growth of three endangered conifers in northern Mexico indicate high vulnerability of drought-sensitive species from mesic habitats. *Dendrochronologia*, 45, 145-155.
- Quiñones-Pérez, C. Z., Sáenz-Romero, C., and Wehenkel, C. 2014. Genetic diversity and conservation of *Picea chihuahuana* Martínez: A review. *African Journal of Biotechnology*, 13(28).
- Rasgado-Bonilla, F. A., Soto-Hernández, R. M., Conde-Martínez, V., Vibrans, H., y Cibrián-Tovar, D. 2016. Variación estacional en la composición química de resinas y aceites esenciales de *Liquidambar styraciflua* de Hidalgo, México. *Botanical Sciences*, 94(2), 331-344.

- Rehfeldt, G. E., Jaquish, B. C., López-Upton, J., Sáenz-Romero, C., St Clair, J. B., Leites, L. P., and Joyce, D. G. 2014. Comparative genetic responses to climate for the varieties of *Pinus ponderosa* and *Pseudotsuga menziesii*: Realized climate niches. *Forest Ecology and Management*, 324, 126-137.
- Rodríguez-Ramírez, E. C., Sánchez-González, A., and Ángeles-Pérez, G. 2016. Relationship between vegetation structure and microenvironment in *Fagus grandifolia* subsp. mexicana forest relicts in Mexico. *Journal of Plant Ecology*, rtw138.
- Rotllan-Puig, X., and Traveset, A. 2016. Declining relict plants: Climate effect or seed dispersal disruption? A landscape-scale approach. *Basic and applied ecology*, 17(1), 81-91.
- Salmela, M. J. 2014. Rethinking local adaptation: Mind the environment!. *Forest ecology and management*, 312, 271-281.
- Sánchez-Salguero, R., Camarero, J. J., Carrer, M., Gutiérrez, E., Alla, A. Q., Andreu-Hayles, L., ... and Papadopoulos, A. 2017. Climate extremes and predicted warming threaten Mediterranean Holocene firs forests refugia. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(47), E10142-E10150.
- Selvi, F., Carrari, E., and Coppi, A. 2016. Impact of pine invasion on the taxonomic and phylogenetic diversity of a relict Mediterranean forest ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 367, 1-11.
- 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. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México DF.
- Shahbol, N., Hannah, L. and Lovejoy, T. E. 2018. Climate Change and Biodiversity: Conservation. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 3, 441-451.
- Sides, C. B., Enquist, B. J., Ebersole, J. J., Smith, M. N., Henderson, A. N., and Sloat, L. L. 2014. Revisiting Darwin's hypothesis: Does greater intraspecific

- variability increase species' ecological breadth?. *American Journal of Botany*, 101(1), 56-62.
- Smith, S. J., Edmonds, J., Hartin, C. A., Mundra, A., and Calvin, K. 2015. Near-term acceleration in the rate of temperature change. *Nature Climate Change*, 5(4), 333.
- Sopow, S. L., Bader, M. K. F., and Brockerhoff, E. G. 2015. Bark beetles attacking conifer seedlings: picking on the weakest or feasting upon the fittest?. *Journal of applied ecology*, 52(1), 220-227.
- Steinbauer, M. J., Grytnes, J. A., Jurasinski, G., Kulonen, A., Lenoir, J., Pauli, H., ... and Bjorkman, A. D. 2018. Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature*, 1.
- Sylvester, S. P., Heitkamp, F., Sylvester, M. D., Jungkunst, H. F., Sipman, H. J., Toivonen, J. M., ... and Kessler, M. 2017. Relict high-Andean ecosystems challenge our concepts of naturalness and human impact. *Scientific reports*, 7(1), 3334.
- Tang, C. Q., Dong, Y. F., Herrando-Moraira, S., Matsui, T., Ohashi, H., He, L. Y., ... and Yan, H. Z. 2017. Potential effects of climate change on geographic distribution of the Tertiary relict tree species *Davidia involucrata* in China. *Scientific reports*, 7, 43822.
- Thijs, K. W., Aerts, R., Musila, W., Siljander, M., Matthysen, E., Lens, L., ... and Muys, B. 2014. Potential tree species extinction, colonization and recruitment in Afromontane forest relicts. *Basic and applied ecology*, 15(4), 288-296.
- Thuiller, W., Richardson, D. M., PYŠEK, P., Midgley, G. F., Hughes, G. O., and Rouget, M. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, 11(12), 2234-2250.
- Torbenson, M. C. A., Stahle, D. W., Villanueva Díaz, J., Cook, E. R., and Griffin, D. 2016. The relationship between earlywood and latewood ring-growth across North America. *Tree-ring research*, 72(2), 53-66.

- Urban, M. C., Bocedi, G., Hendry, A. P., Mihoub, J. B., Pe'er, G., Singer, A., ... and Gonzalez, A. 2016. Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science*, 353(6304), aad8466.
- Vargas-Rodríguez, Y. L. 2011. Una población relictica de *Acer saccharum* subsp. *skutchii* (Aceroidae) en el estado de Guerrero, México. *Acta botánica mexicana*, (95), 11-28.
- Velazco-Macías, C. G., Foroughbakhch-Pournavab, R., Alanís-Flores, G. J., y Alvarado-Vázquez, M. A. 2008. *Magnolia dealbata* en Nuevo León, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 79(2), 459-463.
- Ventura-Ríos, A., López-Upton, J., Vargas-Hernández, J. J., y Guerra de la Cruz, V. 2010. Caracterización de *Pseudotsuga menziesii* (MIRB.) Franco en el centro de México: Implicaciones para su conservación. *Revista fitotecnia mexicana*, 33(2), 107-116.
- Woolbright, S. A., Whitham, T. G., Gehring, C. A., Allan, G. J., and Bailey, J. K. 2014. Climate relicts and their associated communities as natural ecology and evolution laboratories. *Trends in ecology & evolution*, 29(7), 406-416.
- Wu, H., Meng, H., Wang, S., Wei, X., and Jiang, M. 2018. Geographic patterns and environmental drivers of seed traits of a relict tree species. *Forest Ecology and Management*, 422, 59-68.
- Yang, J., Gao, Z., Sun, W., and Zhang, C. 2016. High regional genetic differentiation of an endangered relict plant *Craigia yunnanensis* and implications for its conservation. *Plant Diversity*, 38(5), 221-226.
- Zhang, Y. H., Wang, I. J., Comes, H. P., Peng, H., and Qiu, Y. X. 2016. Contributions of historical and contemporary geographic and environmental factors to phylogeographic structure in a Tertiary relict species, *Emmenopterys henryi* (Rubiaceae). *Scientific reports*, 6, 24041.

CAPÍTULO II. DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA ESPACIAL DE BOSQUES DE PINO-ABIES A LO LARGO DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL, EN EL NORESTE DE MÉXICO.

2.1. RESUMEN

Para evaluar la diversidad de especies y la densidad arbórea en bosques naturales de *Abies vejarii* Martínez, en el noreste de México. Se aplicó un muestreo dirigido estableciendo un total de 11 unidades de muestreo de 1600 m². En ello se registró información dasométrica del arbolado para diámetros normales mayores a 7.5 cm. Se determinó el número de especies, la diversidad, la densidad de individuos, el área basal y la dominancia de individuos por especie a lo largo de la SMOR. Se realizó un análisis estadístico con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Finalmente, se determinó la estructura espacial mediante los índices de mezcla de especies y de dominancia en diámetro. Se registraron 8 familias, 11 géneros y 23 especies. Pinaceae y Fagaceae, tuvieron el mayor índice de valor de importancia. La densidad de los árboles en promedio fue de 630 ind. ha⁻¹ con un área basal promedio de 27.7 m²ha⁻¹. De acuerdo con el índice de Shannon (H') la diversidad osciló entre 0.75 y 1.74, la prueba de Kruskal-Wallis y las curvas de rarefacción revelaron que la riqueza de especies varió significativamente ($p < 0.05$). El grado de mezcla de las especies arbóreas en general mostró que al menos tres árboles vecinos son de diferente especie y la dominancia en diámetro de *Abies vejarii* sobre sus vecinos más cercanos fue que cualquier árbol dentro de los rodales tiene dos a tres árboles vecinos con menor diámetro. Se concluye que la mayor diversidad de especies se presentó en la comunidad de menor elevación y la estructura se caracterizó por un bosque maduro irregular no manejado.

Palabras clave: *Abies vejarii*, curvas de rarefacción, gradiente altitudinal, índices de diversidad, prueba de Kruskal-Wallis.

2.2. ABSTRACT

DIVERSITY AND SPATIAL STRUCTURE OF PINE-ABIES FORESTS ALONG THE SIERRA MADRE ORIENTAL, IN NORTHEASTERN MEXICO.

To evaluate species diversity and tree density in natural forests of *Abies vejarii* Martínez, in northeastern Mexico. A directed sampling was applied establishing a total of 11 sampling units of 1600 m². In this, tree-diameter information was recorded for normal diameters greater than 7.5 cm. The number of species, the diversity, the density of individuals, the basal area and the dominance of individuals by species along the SMOR were determined. A statistical analysis was performed with the non-parametric Kruskal-Wallis test. Finally, the spatial structure was determined by the indices of mixture of species and dominance in diameter. There were 8 families, 11 genera and 23 species. Pinaceae and Fagaceae, had the highest importance value index. The density of the trees on average was 630 ind. ha⁻¹ with an average basal area of 27.7 m²ha⁻¹. According to the Shannon index (H') the diversity ranged between 0.75 and 1.74, the Kruskal-Wallis test and the rarefaction curves revealed that the richness of species varied significantly ($p < 0.05$). The degree of mixing of the tree species in general showed that at least three neighboring trees are of different species and the dominance in diameter of *Abies vejarii* on its closest neighbors was that any tree within the stands has two to three neighboring trees with lower diameter. It is concluded that the greatest diversity of species occurred in the lower elevation community and the structure was characterized by an irregular, unmanaged mature forest.

Key words: *Abies vejarii*, SMOR, spatial structure, diversity indexes, Kruskal-Wallis test.

2.3. INTRODUCCIÓN

En el mundo se reportan alrededor de 47 a 52 especies de *Abies* (oyameles), todas en el hemisferio norte; se pueden encontrar formando masas puras o asociadas con *Pinus* spp y *Quercus* spp (Xiang *et al.*, 2007; Granados-Sánchez *et al.*, 2007; Farjon, 2010). En México, el género está representado por diez especies (Martínez-Méndez *et al.*, 2016). Estos bosques cubren alrededor de 144 mil hectáreas (FAO, 2010a). La mayor distribución del género se concentra en la parte centro de la República Mexicana (Rzedowski, 1978; Sánchez-González *et al.*, 2006).

Estos ecosistemas se consideran de importancia para la conservación, sin embargo, la extensión geográfica de las poblaciones de *Abies*, están siendo afectadas debido a problemas ecológicos, sociales, económicos y del cambio climático (Alvarado-Rosales *et al.*, 1991; Fagre y Peterson, 2002; Saavedra *et al.*, 2003; Encina-Domínguez *et al.*, 2008). Como resultado de estos factores, varias especies del género se encuentran en alguna categoría de riesgo, siendo el caso de *Abies vejarii*, que representa una de las seis especies endémicas de México (SEMARNAT, 2010; Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014; Martínez-Méndez *et al.*, 2016).

Esta especie se distribuye principalmente en áreas muy específicas de la Sierra Madre Oriental de los estados de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas con poblaciones reducidas (Farjon, 2013). Por lo cual, se considera de gran interés científico el conocer la dinámica poblacional de estas masas relictuales analizando su diversidad y su estructura arbórea.

Los principales elementos que determinan la composición, diversidad y estructura de las comunidades vegetales varían dependiendo del tamaño del área de estudio (Aguirre-Calderón, 2002; Condit *et al.*, 2002). La dinámica de población de las especies en ecosistemas forestales se considera como un

indicador de la sucesión de la vegetación, y de los cambios climáticos en el ecotono de los ecosistemas (Camarero y Gutiérrez, 2004). Los disturbios como los deslizamientos, sobrepastoreo y fuego promueven cambios en la composición y diversidad los cuales varían según el nivel altitudinal (Stephenson y Mantgem, 2005; Cuyckens *et al.*, 2015).

Los gradientes altitudinales y latitudinales en particular están estrechamente asociados a las modificaciones ambientales, las que llevan implícitas a su vez, un cambio en la biodiversidad (Meraz *et al.*, 2017); además, la elevación es un factor importante que condiciona de modo directo, a variables ambientales e indirectamente a variables poblacionales como crecimiento y mortalidad (Homeier *et al.*, 2010, Girardin *et al.*, 2010, Blundo *et al.*, 2012 y Anderson-Teixeira *et al.*, 2013). El cambio de valores de los índices dentro y entre comunidades proporciona información de la competencia interespecífica sobre la estructura de un rodal (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2010).

2.4. HIPÓTESIS

La diversidad y estructura espacial de los bosques con presencia de *A. vejarii* es diferente de acuerdo con las condiciones geográficas, topográficas y climáticas.

2.5. OBJETIVO

El objetivo de este trabajo fue describir la composición de la comunidad, la diversidad de especies y la estructura de la población de árboles con presencia de *A. vejarii* a lo largo de la Sierra Madre Oriental, en el noreste de México.

2.6. ANTECEDENTES

Las poblaciones de género *Abies* se desarrollan de forma restringida en cañadas húmedas expuestas al noreste donde hay corrientes de vientos alternados del norte y húmedos del golfo de México y suprimida ante una dominancia de especies del género *Pinus* (Cruz-Flores y Etchevers-Barra, 2011). Es un recurso de gran importancia ecológica, debido a los servicios ambientales que proporcionan. En ellos se registran altas precipitaciones (600 a 1000 mm) y por las características de la cobertura de los estratos, la comunidad y las propiedades físicas del suelo, permiten la adsorción y retención del agua de las lluvias (Madrigal, 1982).

Sin embargo, la estructura de los rodales forestales se pueden definir como un sistema que se organizan en el espacio vertical y horizontal y da como resultado de muchos procesos representando un estado momentáneo de la dinámica de los ecosistemas forestales; además la complejidad estructural de los rodales es resultado de la posición, mezcla de especies, distribución de edades y competencia, lo cual se determina directa e indirectamente la presencia y abundancia de diferentes especies de plantas y animales (Spies, 1998; Brokaw y Lent, 1999; Del Río et al., 2003; Aguirre, 2002).

En un bosque de la sierra de Zapalinamé en el sureste de Coahuila la composición florística y estructura de un bosque de oyamel se encontró una dominancia por *Abies vejarii* de 439 ind./ha en un altitud de 2800-3100 m (Encina-Domínguez *et al.*, 2008). En un análisis de la distribución espacial del arbolado en rodales mixtos de coníferas en el cerro El Potosí, municipio de Galeana, al sur del estado de Nuevo León, afectados por un incendio en el verano de 1998, *Abies vejarii* obtuvo de 29 a 169 individuos por hectárea (Ávila-Flores *et al.*, 2013).

En los bosques del noreste de México *Abies vejarii* se asocia con *Taxus globosa* y con *J. mollis*, *T. mexicana* y *Quercus rysophylla*, pues son las especies más

frecuentes (García Aranda *et al.*, 2012). La variabilidad de la temperatura local en bosques de coníferas por efectos de la deforestación en los estados de Michoacán, Tlaxcala, Jalisco, Durango y Coahuila fue que los bosques de *Abies* y *Pinus* influyen en las diferencias de temperaturas, las más altas de las cuales se verifican en el de *Pinus michoacana* y la menor en el de *Abies vejarii* (González-Hernández *et al.*, 2015).

2.7. MATERIALES Y MÉTODOS

2.7.1. Área de estudio

Se seleccionaron masas forestales con presencia de *Abies vejarii* a lo largo de la Sierra Madre Oriental (SMOR), México, geográficamente se localiza entre las coordenadas de 23° 00' y 26° 00' de latitud Norte; 99° 00' y 101° 00' de longitud Oeste, en un intervalo altitudinal de 2000 a 3000 m sobre el nivel del mar (Figura 3).

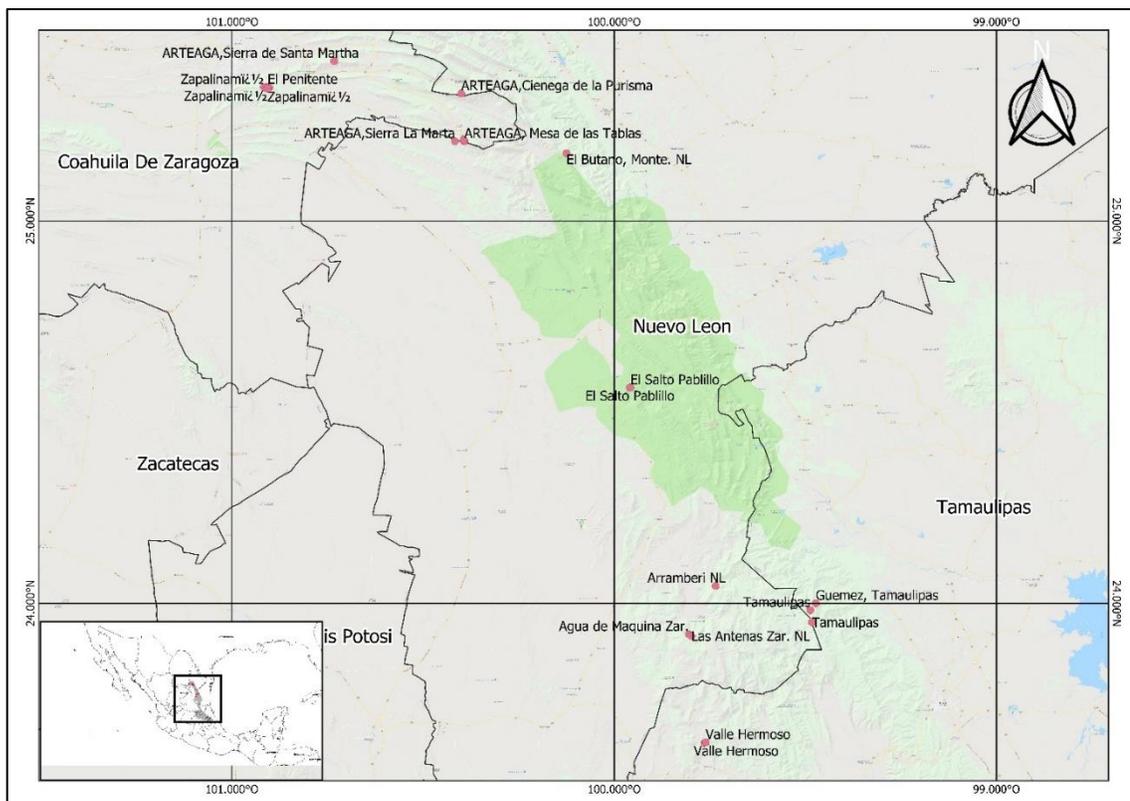


Figura 3. Mapa que muestra las localidades de muestreo en el área de estudio.

De acuerdo con el sistema nacional de información de estaciones climatológicas y del WorldClim, la temperatura media anual osciló entre los 12.6 °C y 14.8 °C, con una precipitación media anual de 800 mm (CONAGUA, 2010; Fick y Hijmans, 2017). La superficie del terreno es accidentada con pendientes pronunciadas. El área presenta un clima de tipo C(E)(w2) Semifrío subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad (INIEGI, 2010). La vegetación natural del área corresponde a un bosque de coníferas destinado a la provisión y mejoramiento de los servicios ambientales forestales.

2.7.2. Metodología

Se implementó un diseño de muestreo dirigido, en donde los estratos fueron rodales en diferentes condiciones de desarrollo natural, determinados por su latitud y altitud (Figura 4). El muestreo cubrió un área de 17,600 m², resultado del levantamiento de 11 sitios, cada uno con un área de 1,600 m², de forma circular, usando la metodología del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) (CONAFOR, 2010). Se registró información para las especies arbóreas mayores de 7.5 cm de diámetro, las variables cuantificadas fueron, la especie, el número de árboles, el diámetro normal ($DN_{1.30}$), la altura total (ht) y diámetro de copa (norte-sur y este-oeste), así como las distancias del árbol central a cada uno de los árboles dentro del sitio. Se realizó la colección botánica de todas las especies para su identificación.



Figura 4. Composición y estructura de la dinámica de bosques de *Abies vejarii* en la SMOR, México. Imágenes de algunos sitios donde se ilustra las características del ecosistema.

2.7.3. Diversidad de especies arbóreas

La base de datos formada a partir del registro de los individuos en los sitios de muestreo fue analizada cuantitativamente para obtener la densidad relativa, frecuencia relativa y la dominancia relativa y de ese modo calcular el índice de valor de importancia (IVI) de las especies arbóreas, se determina sumando las tres variables (Curtis y McIntosh, 1950; Muller-Dombois y Ellemberg, 1974; Mostacedo y Fredericksen, 2000; Treviño *et al.*, 2001).

La diversidad de especies arbóreas se obtuvo a través del índice de diversidad de Shannon para cada comunidad (Shannon y Weaver, 1949), el cual es un algoritmo que describe la diversidad de especies independiente de la distancia y que refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008). Ecuación (1):

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i * \ln(P_i) \quad (1)$$

donde, $P_i = n_i/N$ es la proporción de individuos encontrados en la i -ésima especie, siendo n_i el número de individuos de la especie i y N es el número total de individuos de todas las especies de ese tipo de vegetación en el bosque, y \ln es el logaritmo natural.

La dominancia de especies se calculó siguiendo el índice de Simpson (1949), un índice de diversidad ponderado hacia las especies más abundantes en la muestra, cuando el índice aumenta, disminuye la diversidad y se expresa generalmente de 0 a 1. Ecuación (2):

$$S' = \sum_{i=1}^S P_i \quad (2)$$

donde, P_i es equivalente al de la función de información de Shannon.

El índice de equidad se refiere al grado de dominancia relativa de cada especie en cada sitio, que cuantifica la igualdad como la proporción de la diversidad observada en relación con la máxima diversidad esperada cuyos valores varían entre 0 y 1, mientras mayor sea el índice, mayor igualdad de las especies. Se calcula de acuerdo con Pielou (1966) con la siguiente expresión matemática (3):

$$E' = H' / \log S \quad (3)$$

donde, H' = Índice de Shannon, S = número de especies.

La riqueza de especies dentro de cada comunidad fue determinada por el índice de Margalef (1968), mediante la ecuación (4):

$$D_{mg} = H' / \log S \quad (4)$$

donde, S es el número de especies y N es el número de individuos.

El análisis de la composición estructural se examinó mediante la comparación de la distribución de las categorías diamétricas y para determinar si hay diferencias significativas en la diversidad y en la estructura arbórea entre los cuatro gradientes altitudinales, se utilizó la prueba no paramétrica de *Kruskal-Wallis* (5) (Kruskal y Wallis, 1952), con la hipótesis nula de igualdad de medianas y con un nivel de significancia de 95 %, esto debido a que previamente los datos fueron sometidos a pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov (K-S), los cuales no presentaron una distribución normal.

$$H = \left[\frac{12}{N(N+1)} \sum \frac{R_i^2}{n_i} \right] - 3(N+1) \quad (5)$$

Donde:

N : número total de elementos

R_i : Rango promedio del grupo i

n_i : número de elementos del grupo i

Se evaluó el efecto de la abundancia de individuos sobre el número de especies entre las altitudes, para lo cual se construyeron curvas de rarefacción realizadas

para cada altitud del bosque, en función del número de especies y número de individuos muestreados respectivamente (Colwell, 2000; Colwell *et al.*, 2012; Oksanen *et al.*, 2017), lo que permitió comparar la riqueza de especies entre elevaciones. Además, se aplicó el índice de Sørensen entre los sitios con la finalidad de conocer el porcentaje de especies compartidas (Chao *et al.*, 2005).

A partir de las coordenadas geográficas y la altitud, se evaluó diversidad beta mediante la relación de la distancia geográfica entre los sitios de muestreo de cada altitud empleando pruebas de mantel con el paquete estadístico de *Vegan* en R (Rosenberg y Anderson, 2011). Para comparar la estructura espacial se elaboró un matriz de distancias en los cuatro sitios basados en su composición florística, usando sus coordenadas X y Y. Todos los procedimientos para la diversidad fueron realizados mediante el uso del paquete estadístico R Project (R Core Team, 2017).

2.7.4. Composición de la estructura

Las estructuras de los rodales se describieron mediante dos características: mezcla de especies y diferenciación de tamaños. El fundamento para el cálculo de los índices descriptivos consistió en utilizar como unidad de muestreo al grupo estructural, que es un conjunto de cinco árboles (Figura 5), de los cuales un árbol sirve de referencia e incluye los cuatro árboles vecinos más cercanos con los que convive (Pommerening, 2002; Aguirre *et al.*, 2003).

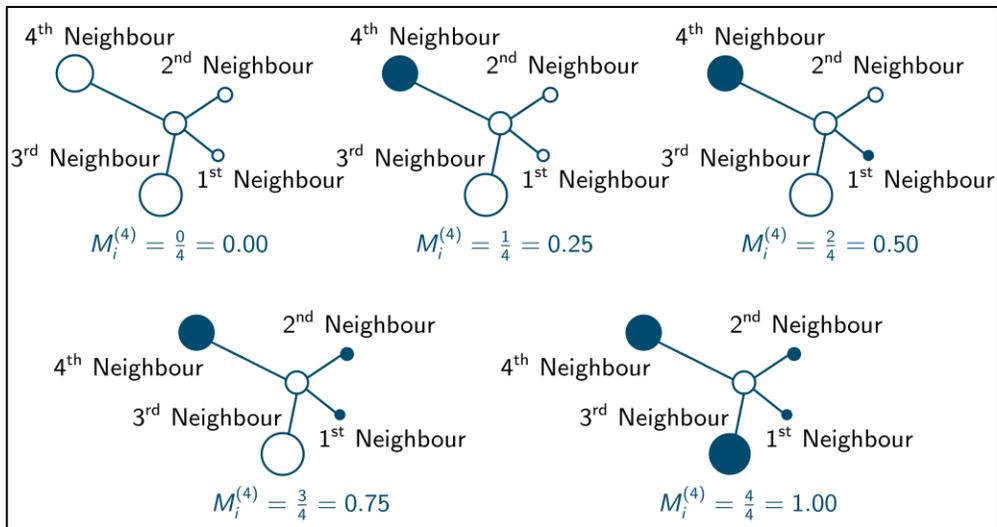


Figura 5. Ejemplo del grupo estructural de 5 árboles (Pommerening, 2002).

El tamaño de muestra para este análisis lo constituyeron 440 grupos estructurales, los cuales fueron derivados de la información de distancias y ángulos contenidos en los 32 sitios de muestreo, a través de su ubicación por medio de coordenadas cartesianas y la aplicación de funciones trigonométricas.

Se excluyeron del análisis aquellos árboles de referencia ubicados cerca del límite del sitio, cuyos árboles vecinos se encontraban fuera del radio de interés, también conocido como efecto de borde y con ello reducir la estimación del error, mediante un método conocido como NN1 (Pommerening y Stoyan, 2006) (Figura 6).

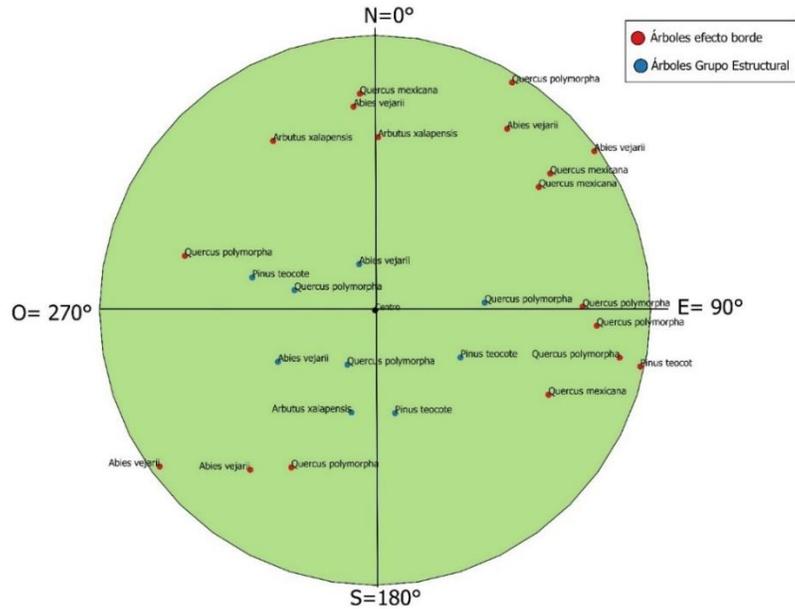


Figura 6. Ejemplo del sitio de muestreo, con la aplicación del efecto borde.

Para describir el grado de mezcla de las especies arbóreas se utilizó el Índice Mezcla de Gadow (1993), el cual se define como la probabilidad de que alguno de los cuatro árboles vecinos más cercanos sea de la misma especie que el árbol de referencia (Ecuación 6).

$$M_i = \frac{1}{N} \sum_i \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 V_{ij} \quad 6$$

Donde:

V_{ij} = 0 cuando el árbol vecino j pertenece a la misma especie que i ; 1 de otra forma.

Para medir la variación existente entre el tamaño de los árboles, en particular para la especie de *Abies vejarii*, y sus vecinos cercanos, se utilizó el Índice de Dominancia (Aguirre *et al.*, 2003). Para el cálculo se consideró el diámetro normal como variable cuantitativa (Ecuación 7).

$$U_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 V_j \quad 7$$

Donde: V_j = dominancia del árbol vecino j , su valor es 1 cuando el árbol es más pequeño en diámetro que el árbol de referencia i ; 0 de otra forma.

2.8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.8.1. Diversidad de especies arbóreas

Se registraron, en los 9 conglomerados de 1600 m² un total de 909 individuos de 23 especies, 11 géneros y 8 familias. De estos, 8 familias que comprenden 11 géneros, 19 especies y 409 individuos, se registraron en Nuevo León; 2 familias que representan 4 géneros, 4 especies y 218 individuos fueron registrados en Tamaulipas; 5 especies pertenecientes a 4 géneros, 2 familias y 282 árboles se registraron en Coahuila (Cuadro 1).

El número de especies arbóreas registradas en este estudio fueron similares a la cantidad registrada por varios autores en bosques templados con presencia de *Abies*, los cuales fluctuaron de entre 5 a 13 respectivamente (Encina-Domínguez *et al.*, 2008; García-Aranda *et al.*, 2012; Ávila-Flores *et al.*, 2012; Guerrero-Hernández *et al.*, 2014). La diversidad fue influenciada por la estructura del bosque y la composición de las especies (FAO, 2010b).

En general el número de familias de los árboles en el área de estudio fueron 2 taxonómicamente bien representados. Pinaceae tiene el máximo de las especies (9), seguido de Fagaceae (8); Aquifoliaceae, Betulaceae, Cupressaceae, Ericaceae, Taxaceae y Ulmaceae tuvieron solo una especie. Sobre la base de la densidad, Pinaceae contribuyó con el 69 %, seguido de Fagaceae (21 %), Taxaceae (2.8 %), Ericaceae (2.8 %), Aquifoliaceae (1.7 %), Betulaceae (1.1 %), Cupressaceae y Ulmaceae con el 1 %. Para el índice de valor de importancia, Pinaceae aportó con el 68 % seguido de Fagaceae (20.01 %), Ericaceae (4 %), Taxaceae (2.8 %), Aquifoliaceae (1.7 %), Betulaceae (0.94 %), Cupressaceae (1.59 %) y Ulmaceae con el 0.64 %. (Cuadro 2).

Cuadro 1. Familias de mayor relevancia, número de especies, géneros e individuos en la SMOR.

| Estado | Familias | Géneros | Especies | Individuos |
|------------|----------|---------|----------|------------|
| General | 8 | 11 | 23 | 909 |
| Nuevo León | 8 | 11 | 19 | 409 |
| Tamaulipas | 2 | 4 | 4 | 218 |
| Coahuila | 4 | 6 | 9 | 282 |

Cuadro 2. Familias de mayor relevancia con base en el índice de valor de importancia (IVI) y el número de especies, géneros e individuos.

| No | Familia | Núm. de especies | Núm. de géneros | Núm. de individuos | IVI % |
|----|---------------|------------------|-----------------|--------------------|-------|
| 1 | Pinaceae | 9 | 4 | 625 | 68.25 |
| 2 | Fagaceae | 8 | 1 | 195 | 20.01 |
| 3 | Taxaceae | 1 | 1 | 26 | 2.83 |
| 4 | Ericaceae | 1 | 1 | 26 | 4.00 |
| 5 | Aquifoliaceae | 1 | 1 | 16 | 1.7 |
| 6 | Betulaceae | 1 | 1 | 10 | 0.94 |
| 7 | Cupressaceae | 1 | 1 | 7 | 1.59 |
| 8 | Ulmaceae | 1 | 1 | 4 | 0.64 |
| | Total | 23 | 11 | 909 | 100 |

Los índices de la diversidad se calculan principalmente para comparar la diversidad y abundancia de especies en diferentes hábitats a una escala similar y cuanto mayor sea el valor, mayor es la riqueza de especies. El análisis de diversidad de especies de árboles muestra que, la localidad con menor altitud “El Salto” mostró la diversidad más alta considerando el índice de Shannon (H') (1.74), con el índice de Margalef de 1.42 y con el valor de equidad (índice de Simpson) con (0.8). Seguidas del por la comunidad el Butano; un tercer grupo lo constituye la población de las Antenas (Cuadro 3; 4 y 5)

Cuadro 3. Riqueza florística, número de individuos y los índices de diversidad para cuatro conglomerados en el estado de Nuevo León.

| Variable | Sitios (Paraje de ubicación) | | | |
|---|------------------------------|-----------------|---------------|----------------|
| | El Salto | Agua de Maquina | Las Antenas | El Butano |
| No. de especies | 7 | 10 | 8 | 7 |
| No. de género | 4 | 8 | 5 | 7 |
| No. de familias | 3 | 6 | 4 | 5 |
| Densidad (ind. ha ⁻¹) | 425 | 675 | 787 | 668 |
| *Regeneración (ind. ha ⁻¹) | 50 | 218 | 81 | 6 |
| Área Basal (m ² ha ⁻¹) | 30 | 36 | 29 | 26 |
| Shannon | 1.74 | 1.41 | 1.62 | 1.65 |
| Simpson | 0.8 | 0.63 | 0.77 | 0.77 |
| Equidad | 0.89 | 0.61 | 0.77 | 0.84 |
| Margalef | 1.42 | 1.92 | 1.44 | 1.28 |
| Elevación | 2184 | 2545 | 2686 | 2175 |
| Exposición | Este | Norte | Norte | Noreste |
| Latitud | 24°33'50.02"N | 23°55'08.86"N | 23°54'49.43"N | 25°10'35.10"N |
| Longitud | 99°57'33.3"W | 99°48'17.42"W | 99°47'54.84"W | 100°07'29.66"W |

*Solo para la especie de *Abies vejarii*.

Cuadro 4. Riqueza florística, número de individuos y los índices de diversidad en el estado de Tamaulipas.

| Variable | Sitios (Tamaulipas) | |
|---|------------------------|------------------------|
| | Cerro del Nacimiento 1 | Cerro del Nacimiento 2 |
| No. de especies | 4 | 3 |
| No. de género | 4 | 3 |
| No. de familias | 2 | 1 |
| Densidad (ind. ha ⁻¹) | 506 | 856 |
| *Regeneración (ind. ha ⁻¹) | 50 | 25 |
| Área Basal (m ² ha ⁻¹) | 22 | 34 |
| Shannon | 0.84 | 0.75 |
| Simpson | 0.54 | 0.5 |
| Equidad | 0.60 | 0.68 |
| Margalef | 0.68 | 0.40 |
| Elevación | 3117 | 3087 |
| Exposición | Norte | Norte |
| Latitud | 23°38'05.01''N | 23°38'10.89"N |
| Longitud | 99°45'51.01''W | 99°45'39.08"W |

*Solo para la especie de *Abies vejarii*.

Cuadro 5. Riqueza florística, número de individuos y los índices de diversidad en el estado de Coahuila.

| Variable | Coahuila | | |
|---|---------------------|---------------------|----------------|
| | Cerro el Penitente1 | Cerro el Penitente2 | Los Lirios |
| No. de especies | 3 | 5 | 8 |
| No. de género | 3 | 4 | 6 |
| No. de familias | 2 | 2 | 4 |
| Densidad (ind. ha ⁻¹) | 881 | 562 | 318 |
| *Regeneración (ind. ha ⁻¹) | --- | --- | 69 |
| Área Basal (m ² ha ⁻¹) | 30 | 32 | 11 |
| Shannon | 0.94 | 0.89 | 1.71 |
| Simpson | 0.56 | 0.46 | 0.77 |
| Equidad | 0.85 | 0.55 | 0.82 |
| Margalef | 0.40 | 0.88 | 1.78 |
| Elevación | 2891 | 2924 | 2572 |
| Exposición | Noreste | Norte | Norte |
| Latitud | 25°21'00.01"N | 25°20'54.04"N | 25°22'60.00"N |
| Longitud | 100°54'23.27"W | 100°54'29.62"W | 100°32'57.00"W |

*Solo para la especie de *Abies vejarii*.

Para el estado de Nuevo León, el análisis de la estructura florística muestra que en la localidad más baja (El Butano) la especie dominante es *Abies vejarii* (IVI = 32.61), con dos especies codominantes *Taxus globosa* (18.08) y *Ilex rubra* (15.38) para formar un bosque de *Abies* – *Taxus*. En la localidad de 2184 m de altitud el bosque cambia su estructura para tener dos especies dominantes *Abies* (25.21) en estrato alto y *Quercus* (21.96) en el estrato medio. Al subir al piso de 2545 m de altitud, los árboles dominantes son *Quercus affinis* (42.59) y *Abies vejarii* (22.21), quedando el *Cupressus arizonica* (8.27) en un papel de codominante. En el sitio de mayor altitud (Las Antenas), el dominante es *Abies vejarii* (27.18) teniendo a *Pinus ayacahuite* (21.74), y *Quercus affinis* (17.41) como codominantes (Cuadro 6).

Cuadro 6. Abundancia, Dominancia, Frecuencia y IVI para bosques de *A. vejarii*, en NL.

| Sitio/Especie | Abundancia | | Dominancia | | Frecuencia | | IVI % |
|------------------------------|--------------------|-------|---------------------------------|-------|------------|-------|-------|
| | N ha ⁻¹ | Rel | m ² ha ⁻¹ | Rel | Abs | Rel | |
| S. El Salto | | | | | | | |
| <i>Abies vejarii</i> | 143.75 | 33.82 | 6.57 | 21.80 | 75.00 | 20.00 | 25.21 |
| <i>Quercus mexicana</i> | 56.25 | 13.24 | 9.84 | 32.65 | 75.00 | 20.00 | 21.96 |
| <i>Quercus polymorpha</i> | 93.75 | 22.06 | 5.08 | 16.85 | 75.00 | 20.00 | 19.64 |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | 31.25 | 7.35 | 0.29 | 0.96 | 75.00 | 20.00 | 9.44 |
| <i>Quercus virginiana</i> | 50 | 11.76 | 2.63 | 8.73 | 25.00 | 6.67 | 9.05 |
| <i>Pinus teocote</i> | 25 | 5.88 | 3.90 | 12.94 | 25.00 | 6.67 | 8.50 |
| <i>Pinus cembroides</i> | 25 | 5.88 | 1.83 | 6.07 | 25.00 | 6.67 | 6.21 |
| S. Agua de Maquina | | | | | | | |
| <i>Quercus affinis</i> | 387.5 | 57.41 | 18.50 | 51.32 | 100.00 | 19.05 | 42.59 |
| <i>Abies vejarii</i> | 131.25 | 19.44 | 10.14 | 28.13 | 100.00 | 19.05 | 22.21 |
| <i>Cupressus arizonica</i> | 25 | 3.70 | 2.46 | 6.82 | 75.00 | 14.29 | 8.27 |
| <i>Taxus globosa</i> | 43.75 | 6.48 | 0.55 | 1.53 | 75.00 | 14.29 | 7.43 |
| <i>Ulmus crassifolia</i> | 25 | 3.70 | 1.54 | 4.27 | 50.00 | 9.52 | 5.83 |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | 25 | 3.70 | 0.83 | 2.30 | 25.00 | 4.76 | 3.59 |
| <i>Pinus teocote</i> | 12.5 | 1.85 | 1.33 | 3.69 | 25.00 | 4.76 | 3.43 |
| <i>Quercus germana</i> | 12.5 | 1.85 | 0.18 | 0.50 | 25.00 | 4.76 | 2.37 |
| <i>Pinus ayacahuite</i> | 6.25 | 0.93 | 0.34 | 0.94 | 25.00 | 4.76 | 2.21 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | 6.25 | 0.93 | 0.18 | 0.50 | 25.00 | 4.76 | 2.06 |
| S. Las Antenas | | | | | | | |
| <i>Abies vejarii</i> | 293.75 | 37.30 | 7.28 | 25.18 | 100.00 | 19.05 | 27.18 |
| <i>Pinus ayacahuite</i> | 175 | 22.22 | 6.92 | 23.94 | 100.00 | 19.05 | 21.74 |
| <i>Quercus affinis</i> | 150 | 19.05 | 5.46 | 18.89 | 75.00 | 14.29 | 17.41 |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | 75 | 9.52 | 2.08 | 7.19 | 75.00 | 14.29 | 10.33 |
| <i>Pinus teocote</i> | 37.5 | 4.76 | 3.05 | 10.55 | 75.00 | 14.29 | 9.87 |
| <i>Quercus rugosa</i> | 43.75 | 5.56 | 3.33 | 11.52 | 50.00 | 9.52 | 8.87 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | 6.25 | 0.79 | 0.76 | 2.63 | 25.00 | 4.76 | 2.73 |
| <i>Quercus fulva</i> | 6.25 | 0.79 | 0.03 | 0.10 | 25.00 | 4.76 | 1.89 |
| S. El Butano | | | | | | | |
| <i>Abies vejarii</i> | 262.5 | 39.25 | 10.57 | 40.41 | 100.00 | 18.18 | 32.61 |
| <i>Taxus globosa</i> | 118.75 | 17.76 | 4.79 | 18.31 | 100.00 | 18.18 | 18.08 |
| <i>Ilex rubra</i> | 100 | 14.95 | 3.40 | 13.00 | 100.00 | 18.18 | 15.38 |
| <i>Picea martinezii</i> | 62.5 | 9.35 | 4.16 | 15.90 | 100.00 | 18.18 | 14.48 |
| <i>Carpinus caroliniana</i> | 62.5 | 9.35 | 0.64 | 2.45 | 75.00 | 13.64 | 8.48 |
| <i>Quercus affinis</i> | 56.25 | 8.41 | 1.90 | 7.26 | 50.00 | 9.09 | 8.26 |
| <i>Pinus teocote</i> | 6.25 | 0.93 | 0.70 | 2.68 | 25.00 | 4.55 | 2.72 |

Las estructuras florísticas para el estado de Tamaulipas con altitudes similares muestran las especies dominantes fueron *Abies vejarii* (IVI = 54.11) y *Pseudotsuga menziesii* (46.17), con una especie codominante *Pinus pseudostrabus*, para formar un bosque de *Abies* – *Pseudotsuga*. En el estado de Coahuila con dos poblaciones de 2900 m de altitud aproximadamente el bosque cambia su estructura para tener dos especies dominantes *Abies* (56.5) en estrato alto y *Pseudotsuga menziesii* (30) en el estrato medio. Como se muestra en los cuadros siguientes.

Cuadro 7. Abundancia, Dominancia, Frecuencia y IVI para las poblaciones de *A. vejarii*, en el estado de Tamaulipas.

| Sitio/Especie | Abundancia | | Dominancia | | Frecuencia | | IVI % |
|-------------------------------|--------------------|-------|---------------------------------|-------|------------|-------|-------|
| | N ha ⁻¹ | Rel | m ² ha ⁻¹ | Rel | Abs | Rel | |
| S. C. del Nacimiento 1 | | | | | | | |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | 243.75 | 48.15 | 10.84 | 50.35 | 100.00 | 40.00 | 46.17 |
| <i>Abies vejarii</i> | 243.75 | 48.15 | 9.81 | 45.56 | 100.00 | 40.00 | 44.57 |
| <i>Pinus pseudostrabus</i> | 12.5 | 2.47 | 0.84 | 3.90 | 25.00 | 10.00 | 5.46 |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | 6.25 | 1.23 | 0.04 | 0.19 | 25.00 | 10.00 | 3.81 |
| S. C. del Nacimiento 2 | | | | | | | |
| <i>Abies vejarii</i> | 525 | 61.31 | 20.59 | 61.01 | 100.00 | 40.00 | 54.11 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | 312.5 | 36.50 | 12.39 | 36.71 | 100.00 | 40.00 | 37.74 |
| <i>Pinus pseudostrabus</i> | 18.75 | 2.19 | 0.77 | 2.28 | 50.00 | 20.00 | 8.16 |

En la región de las Sierras del estado de Coahuila (Zapalinamé y Arteaga) con altitudes menores a 2600 msnm, muestran un bosque mixto dominada por las especies *Quercus greggii* (IVI = 22.73) y *Pinus pseudostrabus* (22.69). Si embargo en altitudes mayores a los 2600 msnm se puede observar la dominancia de *Abies vejarii* y *Pseudotsuga menziesii* para formar un bosque de *Abies* – *Pseudotsuga* (Cuadro 8).

Cuadro 8. Abundancia, Dominancia, Frecuencia y IVI para las poblaciones de *A. vejarii*, en el estado de Coahuila.

| Sitio/Especie | Abundancia | | Dominancia | | Frecuencia | | IVI % |
|------------------------------|--------------------|-------|---------------------------------|-------|------------|-------|-------|
| | N ha ⁻¹ | Rel | m ² ha ⁻¹ | Rel | Abs | Rel | |
| S. C. el Penitente 1 | | | | | | | |
| <i>Abies vejarii</i> | 531.25 | 60.28 | 24.15 | 80.02 | 100.00 | 36.36 | 58.89 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | 143.75 | 16.31 | 4.48 | 14.84 | 100.00 | 36.36 | 22.51 |
| <i>Quercus greggii</i> | 206.25 | 23.40 | 1.55 | 5.14 | 75.00 | 27.27 | 18.60 |
| S. C. el Penitente 2 | | | | | | | |
| <i>Abies vejarii</i> | 525 | 61.31 | 20.59 | 61.01 | 100.00 | 40.00 | 54.11 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | 312.5 | 36.50 | 12.39 | 36.71 | 100.00 | 40.00 | 37.74 |
| <i>Pinus pseudostrabus</i> | 18.75 | 2.19 | 0.77 | 2.28 | 50.00 | 20.00 | 8.16 |
| S. Los Lirios | | | | | | | |
| <i>Quercus greggii</i> | 125 | 39.21 | 1.39 | 12.31 | 75 | 16.66 | 22.73 |
| <i>Pinus pseudostrabus</i> | 75 | 23.52 | 3.15 | 27.90 | 75 | 16.66 | 22.69 |
| <i>Pinus teocote</i> | 25 | 7.84 | 2.72 | 24.09 | 50 | 11.11 | 14.34 |
| <i>Abies vejarii</i> | 25 | 7.84 | 2.16 | 19.13 | 50 | 11.11 | 12.69 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | 18.75 | 5.88 | 1.44 | 12.75 | 50 | 11.11 | 9.91 |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | 25 | 7.84 | 0.25 | 2.21 | 75 | 16.66 | 8.90 |
| <i>Cupressus arizonica</i> | 18.75 | 5.88 | 0.14 | 1.24 | 50 | 11.11 | 6.07 |
| <i>Pinus greggii</i> | 6.25 | 1.96 | 0.04 | 0.35 | 25 | 5.55 | 2.62 |

Los resultados de la prueba de Kolmogorov-Smirnov mostraron que todas las poblaciones con respecto a la densidad, área basal y los índices de diversidad no se distribuyeron de forma normal; aunado a lo anterior la prueba de Kruskal-Wallis mostró que la densidad y el área basal de los rodales no tuvieron diferencias estadísticas significativas entre los sitios ($p > 0.05$) (Figura 7).

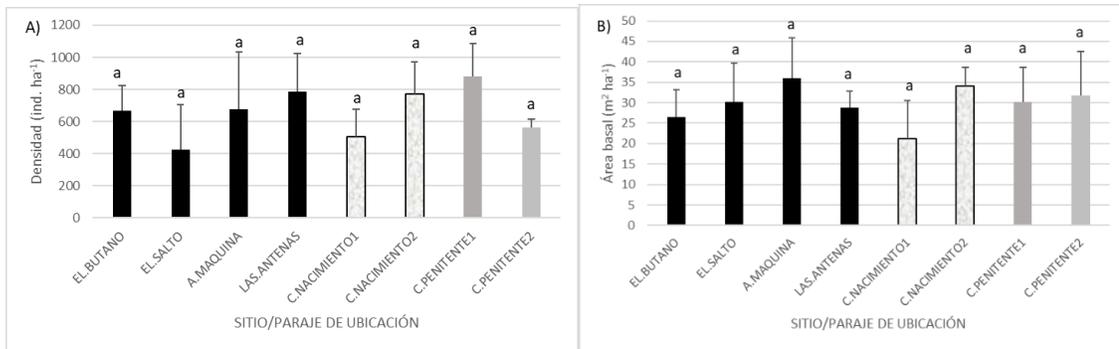


Figura 7. Gráficos de la prueba de Kruskal-Wallis para: Densidad (A) y Área basal (B), entre los ocho sitios. Valores con diferente letra son significativos (Pairwise Mann–Whitney U-tests; $p \leq 0.05$).

Para los índices de diversidad de Shannon, Margalef y Simpson la prueba de Kruskal-Wallis se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre las poblaciones ($p < 0.05$), lo que indica que sí hubo una diferencia significativa en la riqueza de especies entre las poblaciones. Con la prueba de Pairwise Mann–Whitney U-tests muestra que los valores con la misma letra no son estadísticamente diferentes (Figura 8).

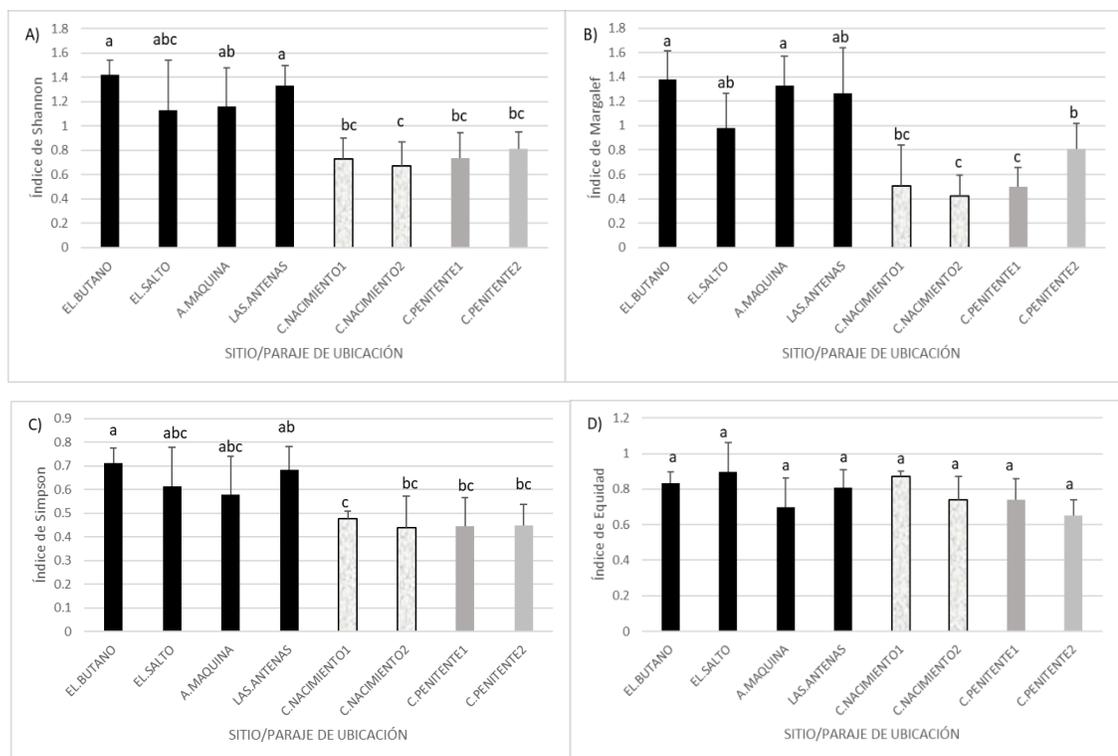


Figura 8. Gráficos de la prueba de Kruskal-Wallis para los índices de: Shannon (A), Margalef (B), Simpson (C) y de Equidad (D) entre los ocho sitios. Valores con diferente letra son significativos (Pairwise Mann–Whitney U-tests; $p \leq 0.05$).

2.8.2. Riqueza de especies arbóreas

El análisis de las curvas de rarefacción de las especies estimadas a nivel estado presentó asíntota de 18 especies aproximadamente, se necesitaron en general 218 individuos para lograr la riqueza máxima de especies y en los intervalos de confianza hubo una superposición en dos estados, por lo tanto, Tamaulipas y Coahuila no presentaron diferencias significativas en la riqueza de especies. Mientras que los sitios del estado de Nuevo León estuvieron por encima de los dos anteriores, es decir, hay una mayor concentración en la riqueza de especies en las localidades de menor altitud (Figura 9).

Uno de los factores que parece haber influido en la baja diversidad es la distancia que separa una comunidad con otra y con el tipo de bosque bajo estudio. Por lo tanto, esta información evidencia que las especies de bosques templados

muestran una cierta equidad en la abundancia relativa (Návar-Cháidez y González-Elizondo, 2009; López-Hernández *et al.*, 2017).

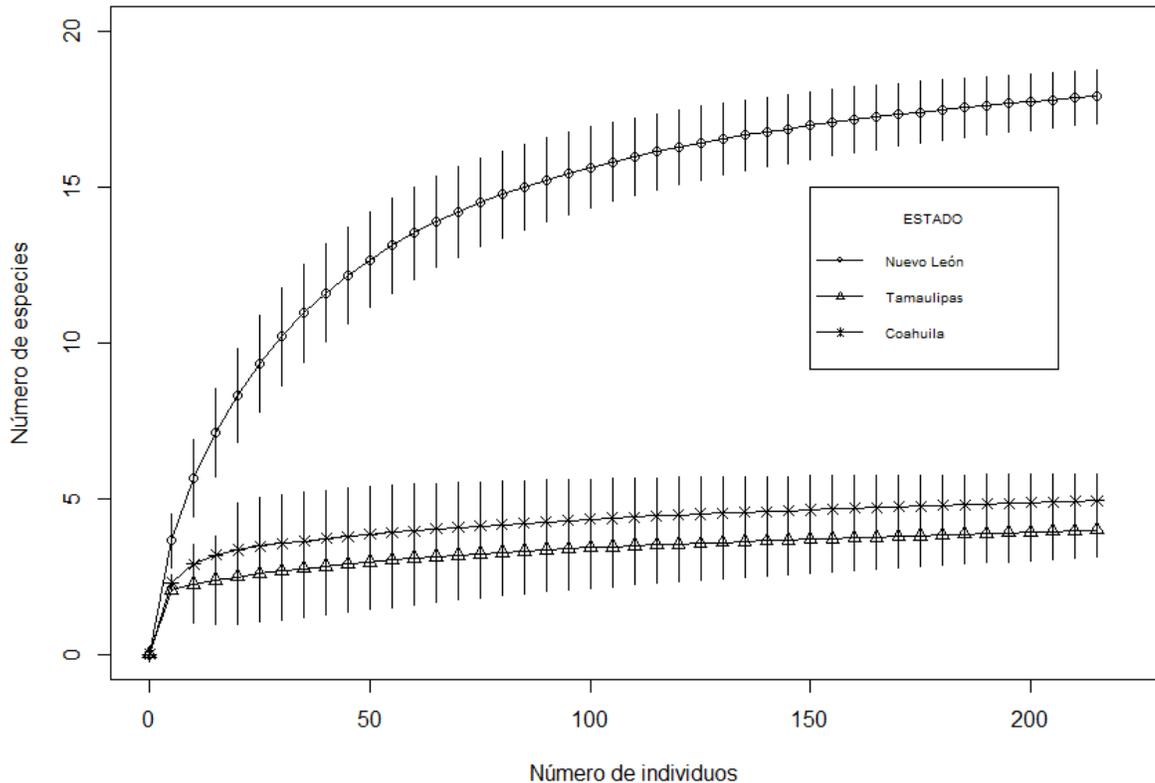


Figura 9. Curva de rarefacción que presenta la riqueza de especies y el número de individuos entre las comunidades a lo largo del gradiente altitudinal.

La comparación de los ocho bosques mediante el índice de Sørensen mostró que la similitud florística en los cuatros sitios en promedio fue del 61 %. Esta semejanza es consistente ya que los bosques mixtos de coníferas albergan grupos de especies dependientes (Gao *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2014).

El recambio de especies con la distancia geográfica y la altitud, entre los sitios se correlacionó positivamente ($p < 0.05$); es decir, la distancia en el que se encuentran los sitios y la altitud de cada uno tuvo efecto en la composición florística del bosque estudiado. Este resultado es debido probablemente por

factores ambientales como: el tipo de bosque; las variaciones topográficas y climáticas, suelo y de ubicación (Suding *et al.*, 2008; Hirota *et al.*, 2009).

2.8.3. Estructura espacial de bosques de Abies

En el Cuadro 9 se resume el número de grupos estructurales con que se caracterizaron las poblaciones. La cuantificación de la estructura mediante el M_i puede variar entre 0 y 1. Valores cercanos a cero implican que las especies tienden a no mezclarse; situación contraria cuando los valores se acercan a 1 (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2010). Cerro el Penitente presentó el promedio más bajo en la mezcla de especies, es decir, que cualquier árbol tiene uno o dos individuos vecinos de taxa diferente. Las Antenas mostró la mayor mezcla, ya que, de cuatro árboles circunvecinos, al menos tres es de especie diferente.

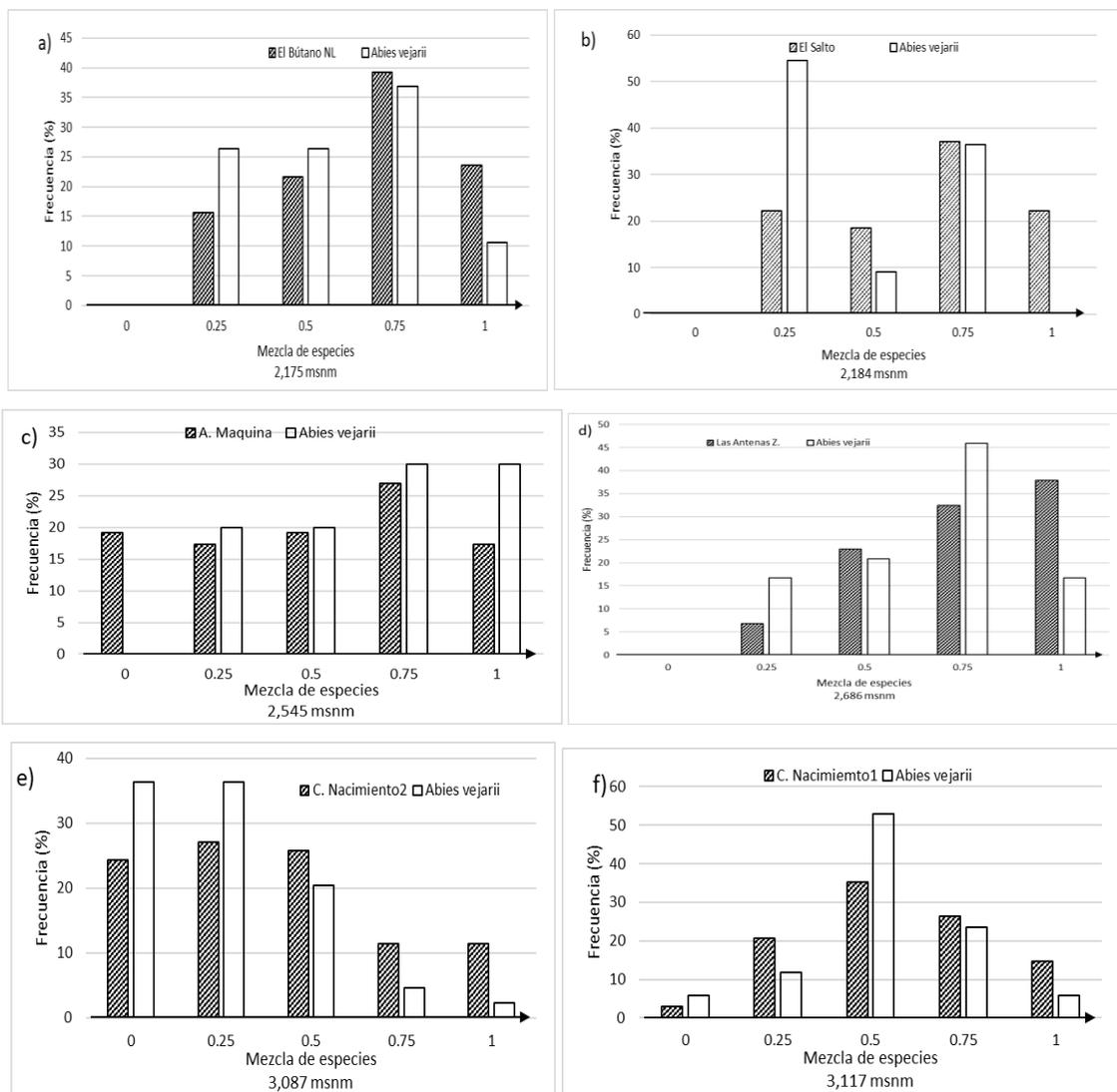
Cuadro 9. Valores promedio para los índices, Mezcla de Gadow (M_i) y Dominancia (U_i)

| Sitio | n | Índice M_i | KW para M_i | Índice U_i | KW para U_i |
|--------------------|----|--------------|----------------|--------------|---------------|
| El Salto | 27 | 0.64 | | 0.55 | |
| Agua de Maquina | 52 | 0.51 | | 0.53 | |
| Las Antenas | 74 | 0.75 | | 0.47 | |
| El Bútano | 51 | 0.67 | $\chi^2=12.39$ | 0.53 | $\chi^2=5.28$ |
| C. del Nacimiento1 | 34 | 0.57 | $p=0.088$ | 0.46 | $p=0.624$ |
| C. del Nacimiento2 | 70 | 0.39 | | 0.50 | |
| C. el Penitente1 | 83 | 0.32 | | 0.52 | |
| C. el Penitente2 | 49 | 0.48 | | 0.51 | |

n= Número de Grupos Estructurales

La prueba de Kruskal-Wallis para M_i y U_i no mostró diferencias estadísticas significativas ($p>0.05$) entre las poblaciones. El índice de mezcla está determinado principalmente por la abundancia relativa de las especies de árboles

(Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008) En la Figura 10 se observa la distribución porcentual del índice *Mi* de las ocho poblaciones y también de la especie de *Abies vejarii* dominante con interés científica y asociada a cada uno de los sitios. En el sitio El Bútano (Figura 10a), el 40 % del número de árboles conviven con tres árboles más cercanos de especie diferentes. En el caso del sitio Agua de Maquina (Figura 10b), el 27% de los individuos están asociados con tres árboles de diferente especie. Además, en el sitio Las Antenas, el 70 % del número de árboles conviven con tres y cuatro árboles más cercanos de taxa diferentes.



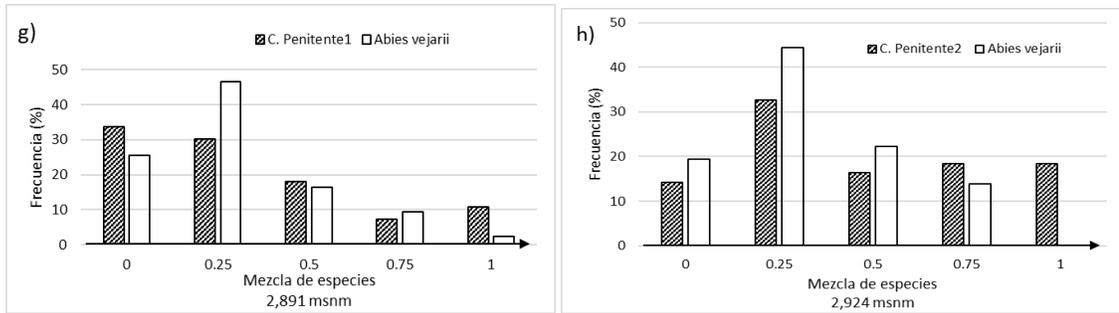
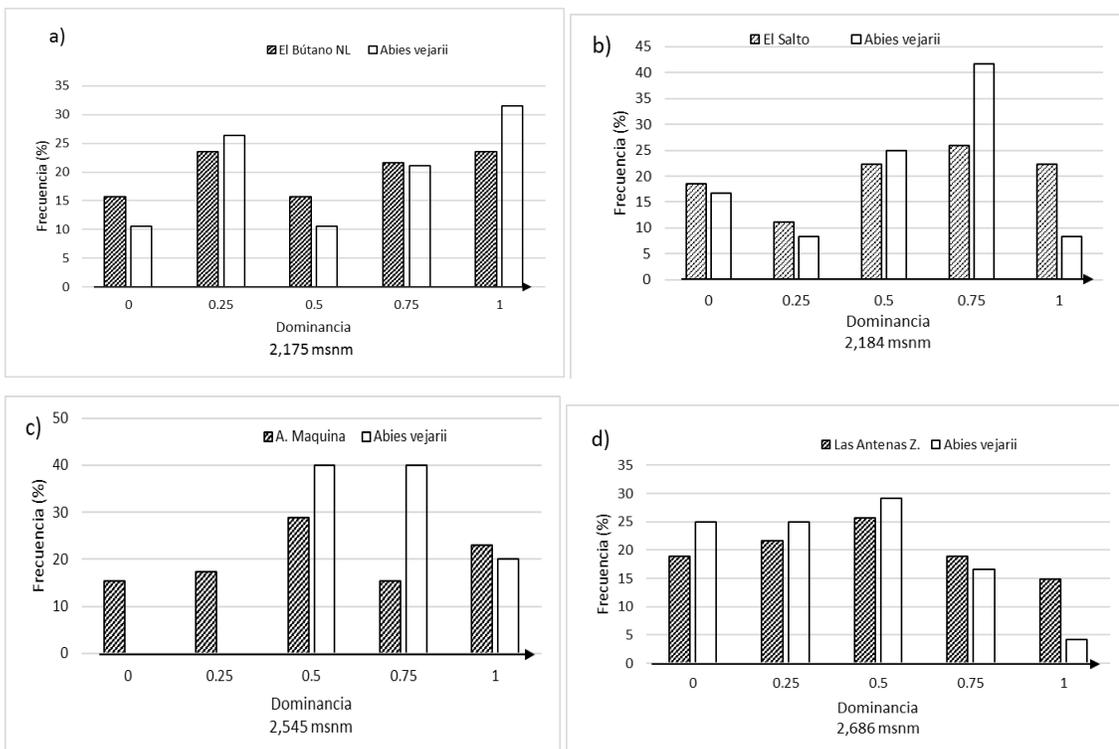


Figura 10. Distribución del índice mezcla de especies (Mi) para ocho poblaciones y para la especie de *Abies vejarii* asociada

En la figura 11 se representa la distribución del índice de *Ui* en cada una de las ocho poblaciones. En la población de menor altitud (El Bútano), la distribución porcentual de *Abies vejarii*, fue que el 31 % los cuatro árboles vecinos fueron pequeños que el árbol de referencia. En el sitio Agua de Maquina, *Abies vejarii* el 80% de los árboles de referencia están rodeados de dos y tres árboles más pequeños.



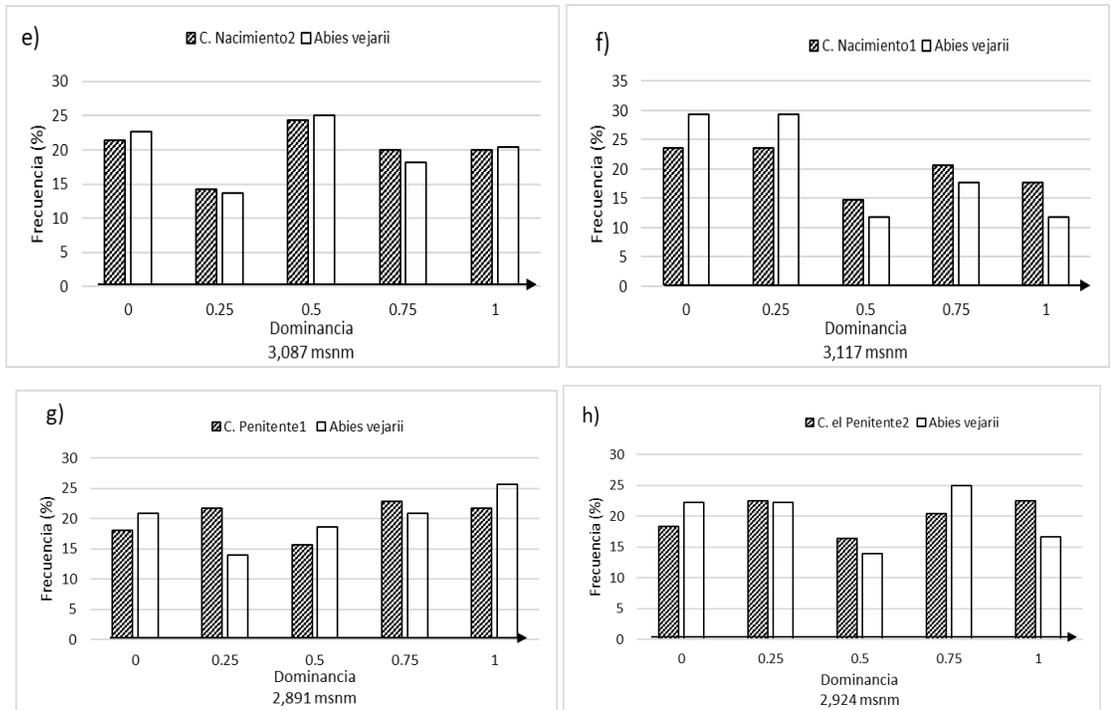


Figura 11. Distribución del índice Dominancia (U_i) para ocho poblaciones y para la especie de *Abies vejarii* asociada.

2.9. CONCLUSIONES

La composición florística y la dinámica estructural del bosque de *Abies vejarii* estudiado, son de gran importancia ecológica, dado por su distribución poblacional restringida y por su valor excepcional para la conservación de la biodiversidad de las masas relictos del noreste de México, y además con el fin de caracterizar estos ecosistemas vulnerables ante cambios climáticos, considerando las respuestas en diferentes altitudes en las interacciones entre las especies.

Los bosques con esta especie en la región estudiada son heterogéneos y muestran comunidades conformadas principalmente por las especies del género *Abies*, *Quercus* y *Pinus* por su dominancia a lo largo de la Sierra Madre Oriental. El cambio de la diversidad mediante los índices de Shannon, de Equidad y de Simpson varió ligeramente entre los sitios de muestreo. Mediante el índice de Margalef y curvas de rarefacción la mayor riqueza de especies a lo largo SMOR se presentó en los bosques del estado de Nuevo León y el 61 % de las especies mostraron una similitud entre las comunidades.

La distribución de los árboles por clases diamétricas permitió observar que el 90 % de los árboles correspondieron a diámetros de pequeñas dimensiones menores a 40 cm, característica de un bosque maduro irregular no manejado, y el 70 % para área basal. Estos factores contribuyen en la comprensión de la influencia de los factores ambientales en el desarrollo de los bosques templados.

El grado de mezcla de las especies arbóreas en general mostró que al menos tres árboles vecinos son de diferente especie. En el sitio con altitud de 2500 msnm se presentó la mayor mezcla de las especies. La dominancia en diámetro de *Abies vejarii* sobre sus vecinos más cercanos concluyó que cualquier árbol dentro de los rodales tiene dos a tres árboles vecinos con menor diámetro.

2.10. REFERENCIAS

- Aguirre C., O. A., 2002. Índices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Ciencia Forestal en México*. 27 (92): 5-28.
- Aguirre, O., J. Jiménez, H. Kramer y A. Akça. 2003. Análisis estructural de ecosistemas forestales en el Cerro del Potosí, Nuevo León, México. *Ciencia UANL* 6(2): 219-225.
- Aguirre-Calderón, O. A. 2002. Índices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 27(92), 5-28.
- Aguirre-Calderón, O. A., Jiménez-Pérez, J., Kramer, H., y Akça, A. 2003. Análisis estructural de ecosistemas forestales en el Cerro del Potosí, Nuevo León, México. *Ciencia UANL*, 6(2).
- Alexander, K., Butler, J., y Green, T. 2006. The value of different tree and shrub species to wildlife. *British Wildlife*, 18(1), 18.
- Alvarado-Rosales, D., Bauer, L. y Galindo-Alonso, J. 1991. Declinación y muerte de bosque de oyamel (*Abies religiosa*) en el sur del Valle de México. *Agrociencia. Serie Recursos Naturales Renovables*, 3, 123-143.
- Anderson-Teixeira, K. J., Miller, A. D., Mohan, J. E., Hudiburg, T. W., Duval, B. D., y DeLucia, E. H. 2013. Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology*, 19(7), 2001–2021.
- Ávila-Flores, D. Y., González-Tagle, M. A., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J., y Vargas-Larreta, B. 2012. Estructura de rodales de *Pinus hartwegii* afectados por incendios utilizando parámetros de vecindad en la Sierra Madre Oriental, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15, 377–387.
- Ávila-Flores, D. Y., González-Tagle, M. A., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E., Vargas-Larreta, B., & Alanís Rodríguez, E. (2014). Efecto de la severidad del fuego en las características de la estructura

- forestal en rodales de coníferas. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 20(1), 34-45.
- Blundo, C., Malizia, L. R., Blake, J. G., y Brown, A. D. 2012. Tree species distribution in Andean forests: influence of regional and local factors. *Journal of Tropical Ecology*, 28(1), 83–95.
- Brokaw, N. V. L. and R. A. Lent. 1999. Vertical structure. In: Hunter, M.L. (Ed). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. pp: 373-399.
- Camarero, J. J., y Gutiérrez, E., 2004. Pace and pattern of recent treeline dynamics: response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees. *Clim. Change* 63, 181–200.
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Jiménez-Pérez, J., y Velázquez-Martínez, A. 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 1(2), 39-52.
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Jiménez-Pérez, J., Musalem-Santiago, M., y López-Aguillón, R. 2008. Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 14(2), 51-63.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., y Shen, T. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, 8(2), 148-159.
- Colwell, R. K. 2000. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. ver 8.2.0.
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S. Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L., y Longino, J. T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5:3-21.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2010. Información Climatológica por Estado. <<http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=nl>> (15 de septiembre de 2017)

- Condit, R., Pitman, N., Leigh, E. G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R. B., Núñez, P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H. C., Losos, E., y Hubbell, S. P. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science*, 295 (5555), 666-669.
- Coote, L., Dietzsch, A. C., Wilson, M. W., Graham, C. T., Fuller, L., Walsh, A. T., Irwin, S., Kelly, D. L., Mitchell, F. J. G., Kelly, T. C. y O'Halloran, J. 2013. Testing indicators of biodiversity for plantation forests. *Ecological Indicators*, 32, 107-115.
- Corral-Rivas, J., Vargas-Larreta, B., Wehenkel, C. H., Aguirre-Calderón, O. A., Álvarez-González, J. G., y Rojo-Alboreca, A. 2009. Guía para el establecimiento de sitios de investigación forestal y de suelos en bosques del estado de Durango. Universidad Juárez del Estado de Durango. México.
- Cruz-Flores, G., & Etchevers-Barra, J. D. (2011). Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia*, 45(8), 849-862.
- Curtis, J. T., y McIntosh, R. P. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*, 31, 434-455.
- Cuyckens, G. A. E., Malizia, L. R., y Blundo, C. 2015. Composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles en un gradiente altitudinal de selvas subtropicales de montaña (Serranías de Zapla, Jujuy, Argentina). *Madera y Bosques*, 21(3), 137-148.
- Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Revisión: índices de diversidad estructural en masa forestales. *Invest. Agrar: Sist Recur For* 12(1):159-176.
- Encina-Domínguez, D. J. A., Encina-Domínguez F. J., Mata-Rocha E., y Valdes-Reyna, J. 2008. Aspectos estructurales, composición florística y caracterización ecológica del bosque de oyamel de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 83: 13-24.
- Encina-Domínguez, J. A., Encina-Domínguez, F. J., Mata-Rocha, E., & Valdes-Reyna, J. (2008). Aspectos estructurales, composición florística y

- caracterización ecológica del bosque de oyamel de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (83), 13-24.
- Fagre, D. y Peterson, D. L. 2002. Modelling and monitoring ecosystem responses to climate change in three North American mountain ranges. In *Mountain biodiversity a global assessment*, C. Körner y E. M. Spehn (eds.). Parthenon, New York. p. 249–259.
- Farjon, A. 2010. *A handbook of the world's conifers*. Brill, Leiden. 1111 p.
- Farjon, A. 2013. *Abies vejarii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42302A2970671. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42302A2970671.en>
- Fick, S. E. y Hijmans, R. J. 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*.
- Gao, T., Hedblom, M., Emilsson, T., y Nielsen, A. B. 2014. The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *Forest Ecology and Management*, 330, 82-93.
- García-Aranda, M. A., Estrada-Castillón, A. E., Cantú-Ayala, C. M., y Pando-Moreno, M. 2012. Clasificación de nueve sitios de bosque mixto de coníferas con presencia de *Taxus globosa* en la Sierra Madre Oriental, Nuevo León y Tamaulipas, México. *Botanical Sciences*, 90(1), 53-62.
- García-Aranda, M. A., Estrada-Castillón, A. E., Cantú-Ayala, C. M., & Pando-Moreno, M. (2012). Clasificación de nueve sitios de bosque mixto de coníferas con presencia de *Taxus globosa* en la Sierra Madre Oriental, Nuevo León y Tamaulipas, México. *Botanical Sciences*, 90(1), 53-62.
- Gernandt, D. S., y Pérez-de la Rosa, J. A. 2014. Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 126-133.
- Girardin, C. A. J., Malhi, Y., Aragao, L.E.O.C., Mamani, M., Huaraca-Huasco, W., Durand, L., Feeley, K. J., Rapp, J., Silva-Espejo, J. E., Silman, M., Salinas, N., y Whittaker, R. J. 2010. Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. *Global Change Biology*, 16(12), 3176–3192.

- González-Hernández, A., Pérez Miranda, R., Moreno Sánchez, F., Ramírez Ojeda, G., Rosales Mata, S., Cano Pineda, A., & Torres Esquivel, M. D. C. (2015). Variabilidad de la temperatura local en bosques de coníferas por efectos de la deforestación. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 6(31), 22-39.
- Granados-Sánchez, D., López-Ríos, G. F., y Hernández-García, M. A. 2007. Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 13(1).
- Guerrero-Hernández, R., González-Gallegos, J. G., y Castro-Castro, A. 2014. Análisis florístico de un bosque de *Abies* y el bosque mesófilo de montaña adyacente en Juanacatlán, Mascota, Jalisco, México. *Botanical Sciences*, 92(4), 541-562.
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Luján-Álvarez C., Olivas-García J. M., y Domínguez-Pereda, L. A. 2013. Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(2), 189-200.
- Hirota, M., Zhang, P., Gu, S., Du, M., Shimono, A., Shen, H., Li, Y., y Tang, Y. (2009). Altitudinal variation of ecosystem CO₂ fluxes in an alpine grassland from 3600 to 4200 m. *Journal of Plant Ecology*, 2(4), 197-205.
- Homeier, J., S. W. Breckle, S. Günter, R. T. Rollenbeck y C. Leuschner. 2010. Tree Diversity, Forest Structure and Productivity along Altitudinal and Topographical Gradients in a Species-Rich Ecuadorian Montane Rain Forest: Ecuadorian Montane Forest Diversity and Structure. *Biotropica*, 42(2), 140–148.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010. Compendio de información geográfica municipal. Gral. Zaragoza. Nuevo León. 10 p.
- Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O., y Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Forest Systems*, 10(2), 355-366.

- Junyan, Z., Kewu, C., Runguo, Z., y Yi, D. 2014. Changes in floristic composition, community structure and species diversity across a tropical coniferous-broadleaved forest ecotone. *Tropical Conservation Science*, 7(1), 126-144.
- Kruskal, W. H. y Wallis, A. W. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583-621
- Latreille, A., Davi, H., Huard, F., y Pichot, C. 2017. Variability of the climate-radial growth relationship among *Abies alba* trees and populations along altitudinal gradients. *Forest Ecology and Management*, 396, 150-159.
- López-Hernández, J. A. L., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Gonzalez, J. C. M., González-Tagle, M. A., & Jiménez-Pérez, J. 2017. Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23(1), 39-51.
- Madrigal, S. X. 1982. Clave para la identificación de coníferas silvestres del estado de Michoacán. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México D. F. Boletín de divulgación. Vol. 58: 7-15.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Black-well. Malden, MA. 256 p.
- Margalef, R. 1968. *Perspectives in Ecological Theory*, University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Martínez-Arévalo, J. V. 2014. Sucesión vegetal en bordes de bosques de pinabete (*Abies guatemalensis* Rehder) del occidente de Guatemala. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 5(23), 64-77.
- Martínez-Méndez, N., Aguirre-Planter, E., Eguiarte, L. E., y Jaramillo-Correa, J. P. 2016. Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences*, 94(1), 5-24.
- Meraz, M. D. J. M., Hernández, F. J., Rivas, S. C., y Luna, J. A. N. 2017. Diversidad arbórea a diferentes niveles de altitud en la región de El Salto, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(40), 57-68.

- Mostacedo B. y Fredericksen T. S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Editora El País, Santa Cruz, Bolivia. 87 p.
- Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley, Nueva York. 547 p.
- Návar-Cháidez, J. D. J. 2010. Los bosques templados del estado de Nuevo León: el manejo sustentable para bienes y servicios ambientales. *Madera y bosques*, 16(1), 51-69.
- Návar-Cháidez, J. D. J., y González-Elizondo, S. 2009. Diversidad, Estructura Y Productividad De Bosques Templados De Durango, México. *Polibotánica*, (27), 71-87.
- Neumann, M. y Starlinger, F. 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forest. *Forest Ecology and Management*, (145), 91-106.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., y Wagner, H. 2017. *vegan: Community ecology package*.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2010a. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe nacional, México. *FRA2010/132*. Roma. 98 p.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2010b. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal. *FRA2010/041*. Roma. 381 p.
- Pielou, E. C. 1966. Pieloum. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, (13), 131-144.
- Price, M., Gratzner, G., Alemayehu Duguma, L., Kohler, T., y Maselli, D. 2011. *Mountain Forests in a Changing World: Realizing Values, Addressing Challenges*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and Centre of Development and Environment (CDE).

- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rosenberg, M. S., y Anderson, C. D. 2011. *PASSaGE*. Pattern Analysis, Spatial Statistics and Geographic Exegesis. Version 2. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(3),229–232.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Ed. Limusa. México, D.F. 432 pp.
- Saavedra-Romero L., Alvarado-Rosales D., Vargas-Hernández J. y Hernández-Tejeda T. 2003. Análisis de la precipitación pluvial en bosques de *Abies religiosa* (HBK.) Schlecht. et Cham., en el sur de la ciudad de México. *Agrociencia serie Recursos Naturales Renovables*, 1(37), 57-64.
- Sagar, R., Singh, A., y Singh, J. S. 2008. Differential effect of woody plant canopies on species composition and diversity of ground vegetation: a case study. *Tropical Ecology*, 49(2), 189.
- Sánchez-González A., López-Mata L. y Vibrans H. 2006. Composición y patrones de distribución geográfica de la flora del bosque de oyamel del cerro Tláloc, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (79), 67-78.
- Sánchez-González, A., y López-Mata, L. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica*, 74(1).
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental – especies nativas de México de flora y fauna silvestres - categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación (30 de diciembre 2010). México, D.F. México. 77 p.
- Shannon, C. E., y Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication* University of Illinois Press Urbana Google Scholar.
- Simpson, E. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688 p.
- Smith, G. F., Gittings, T., Wilson, M., French, L., Oxbrough, A., O'donoghue, S., O'Halloran, J., Kelly, D. L., Mitchell, F. J. G., Kelly, T., Iremonger, S., McKee, A., y Giller, P. 2008. Identifying practical indicators of biodiversity for stand-

- level management of plantation forests. *Biodiversity and Conservation*, 17(5), 991-1015.
- Spies, T.A. 1998. Forest structure: a key to the ecosystem. *Northwest Sci.*72(2):34-39
- Stephenson, N. L., y Mantgem, P. J. 2005. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity: Patterns in forest turnover rates. *Ecology Letters* 8(5), 524–531.
- Suding, K. N., Lavorel, S., Chapin, F. S., Cornelissen, J. H. C., Diaz, S., Garnier, E., Goldberg, D., Hooper, D. U., Jackson S. T. y Navas, M. L. 2008. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology*, 14, 1125-1140.
- Treviño-Garza, E. J., Cavazos-Camacho, C., y Aguirre-Calderón, O. A. 2001: Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y Bosques*, 7(1), 13- 25.
- Valdez-Tamez, V., Foroughbakhch-Pournavab, R., y Alanís-Flores, G. J. 2003. Distribución relictual del bosque mesófilo de montaña en el noreste de México. *Ciencia UANL*, 6(3).
- Velásquez–Villatoro, M. 2004. La sucesión ecológica una opción para recuperar áreas de pinabete (*Abies guatemalensis* Rehder) en Guatemala. Memorias del Simposio Internacional sobre Restauración Ecológica. Grupo Cubano de Restauración Ecológica, Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna, Jardín Botánico de Villa Clara, del 17–21 de noviembre de 2004. Cuba.
- Xiang, X., Cao, M., y Zhou, Z. 2007. Fossil history and modern distribution of the genus *Abies* (Pinaceae). *Frontiers of Forestry in China*, 2(4), 355-365.
- Yu, H., Wiegand T., Yang, X., y Ci, L. 2009. The impact of fire density-dependent mortality on the spatial patterns of a pine forest in the Hulun Buir sandland, Inner Mongolia, China. *Forest Ecology and Management*, 257(10), 2098-2107.
- Zenner, E. K. y Hibbs, D. E. 2000. A new method for modelling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management*. 129(1), 75-87.

CAPÍTULO III. DISTRIBUCIÓN ACTUAL-POTENCIAL DE *Abies vejarii*, Y SU RELACIÓN CON FACTORES AMBIENTALES, TOPOGRÁFICOS Y ANTROPOGÉNICOS EN EL NORESTE DE MÉXICO.

3.1. RESUMEN

El Guayamé Blanco (*Abies vejarii* Martínez), una especie alpina adaptada al frío, actualmente catalogado como una especie casi amenazada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), con población decreciente y preocupados por su extinción, se requiere estudios que permitan su persistencia actual y futuro. Mediante un modelo de distribución de especie (MDE) se modeló la idoneidad de su hábitat, utilizando datos bioclimáticos y topográficos (LiDAR). Luego se identificaron las variables ambientales que influyen en su distribución geográfica mediante un análisis Cluster (CA) y de componentes principales (PCA). Finalmente se relacionó el efecto del impacto humano sobre las poblaciones. Los resultados mostraron que la especie ocupa solo el 0.5% del área total que se predice y que es climáticamente adecuada para su presencia. Se encontró una relación negativa con factores topográficos; sin embargo, el impacto humano mostró un efecto significativo. Las variables ambientales juegan un papel importante en la distribución actual de la especie, asociado a las montañas con topografías complejas que rodean la Sierra Madre Oriental, son el hábitat favorable para su persistencia. La cuantificación de las áreas óptimas para su desarrollo podrá permitir crear estrategias apropiadas para su conservación y acciones de restauración de las poblaciones de este árbol relictos.

Palabras clave: Idoneidad climática, modelo de distribución, especie relictos, impacto humano.

3.2. ABSTRACT

CURRENT-POTENTIAL DISTRIBUTION OF *Abies vejarii*, AND ITS RELATIONSHIP WITH ENVIRONMENTAL, TOPOGRAPHIC AND ANTHROPOGENIC FACTORS IN NORTHEASTERN MEXICO.

The White Guayamé (*Abies vejarii* Martínez), an alpine species adapted to the cold, currently cataloged as a species almost threatened by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN), with a declining population and concerned about its extinction, requires studies that allow your current and future persistence. Using a species distribution model (MDE), the suitability of its habitat was modeled using bioclimatic and topographic data (LiDAR). Afterwards, the environmental variables that influence its geographical distribution were identified through a Cluster (CA) and principal components analysis (PCA). Finally, the effect of the human impact on the populations was related. The results showed that the species occupies only 0.5% of the total area that is predicted and that is climatically adequate for its presence. A negative relationship with topographic factors was found; however, the human impact showed a significant effect. Environmental variables play an important role in the current distribution of the species, associated with the mountains with complex topographies that surround the Sierra Madre Oriental, are the favorable habitat for its persistence. The quantification of the optimal areas for their development may allow the creation of appropriate strategies for their conservation and restoration actions for the populations of this relict tree.

Keywords: Climatic suitability, distribution model, relict species, human impact.

3.3. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales poseen una compleja estructura y son el hábitat para muchas especies. Esta variabilidad de la vegetación es atribuida a ciertos requerimientos y condiciones ecológicas de cada especie que determinan su distribución y su biodiversidad. Algunas se desarrollan en rangos geográficos restringidos y hábitats específicos y son propensas a estar en peligro bajo condiciones ambientales cambiantes (Yilmaz *et al.*, 2017). Estas condiciones están influenciadas principalmente por los factores topográficos, climáticos y antropogénicos (Pardo *et al.*, 2018).

Las características topográficas como el gradiente altitudinal, la exposición y el relieve superficial son los factores más importantes que determinan las condiciones para el crecimiento y la distribución de las especies (Wang *et al.*, 2015). En este sentido, evaluar el estado actual de la distribución a nivel de especie es de gran interés, debido a los impactos directos e indirectos que sufren los ecosistemas como son: el crecimiento demográfico, las plagas, el pastoreo excesivo y la degradación de los bosques naturales por cambio de uso de suelo. Utilizando técnicas de análisis espaciales es posible modelizar la distribución potencial de una especie y de esa manera obtener información de referencia para monitorear la vegetación en el espacio y el tiempo, así como identificar áreas prioritarias en el contexto de la planificación de conservación.

Estos modelos se centran particularmente en especies o comunidades con necesidades de restauración, conservación, de distribución restringida, y en áreas de alta riqueza de especies frágiles o endémicas. Por ejemplo, Sáenz-Romero y colaboradores. (2012) determinaron la distribución potencial de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. considerando su importancia como refugio de la mariposa monarca y las afectaciones ante distintos escenarios de cambio climático. Desde una perspectiva moderna la planificación sistemática de la conservación permite maximizar los beneficios de los ecosistemas. Existen

diferentes herramientas que apoyan esta planificación conocidas como modelos de distribución de especies (MDE).

Los MDE son métodos poderosos capaces de predecir la presencia de una especie en función de variables ambientales (Elith & Leathwick, 2009). Pueden proporcionar la distribución potencial de especies y mapas de vegetación a diferentes escalas. Se basan en correlaciones entre registros de presencia conocidos y sus condiciones ambientales presencia (Phillips *et al.*, 2006).

Se han desarrollado diferentes técnicas basadas en algoritmos para modelizar la distribución de especies (Peterson, 2006; Kozak *et al.*, 2008; Kass *et al.*, 2018; Singh *et al.*, 2018). El más ampliamente aceptado y utilizado es el de máxima entropía (Maxent) (Phillips *et al.*, 2006; Radosavljevic & Anderson, 2014). Este algoritmo estima la distribución de probabilidad estadística de menor sesgo que minimiza la información, sujeta a un conjunto de restricciones basadas en nuestro conocimiento de las condiciones ambientales en los sitios de presencia de una especie (Elith *et al.*, 2011; Gomes *et al.*, 2018). En esta investigación se aplicaron SMD para el Guayamé Blanco (*Abies vejarii* Martínez), árbol endémico del noreste de México y catalogado casi amenazada con población decreciente y preocupados por su extinción (Farjon, 2013).

3.4. HIPÓTESIS

Mediante el uso de datos de presencia y variables ambientales, es factible cuantificar áreas geográficas óptimas para la protección y restauración de *Abies vejarii.*, en el noreste de México.

3.5. OBJETIVO

(I) Buscar áreas potenciales para predecir la distribución geográfica potencial del oyamel utilizando algoritmos de Maxent en la Sierra Madre Oriental (SMOR), (II)

cartografiar la distribución actual de *A. vejarii*, (III) identificar las variables ambientales topográficas asociados en su distribución actual y (iv) evaluar los impactos antropogénicos en la distribución poblacional de *A. vejarii*.

3.6. ANTECEDENTES

A nivel mundial existen trabajos referentes a la distribución que se centran particularmente en especies relicto o comunidades amenazadas con fines de restauración, conservación y protección (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011). Los cambios en las distribuciones geográficas representan un enfoque interesante para comprender su dinámica poblacional (Ehrlén & Morris, 2015). El primer modelo para la predicción de la distribución fue a nivel de bioma (Box, 1981). Estas predicciones en la reducción o el aumento de los rangos de distribución geográfica de las especies está en función su variación genética (Hamrick, 2004). Si bien estos enfoques de modelización basados en el clima pueden proporcionar una guía para las posibles respuestas de las especies de interés. Sin embargo, para muchos árboles amenazados en la actualidad, su tamaño y distribución de las poblaciones es todavía escaso.

Los primeros trabajos relacionados de especies relicto fueron en el año 1922 con 90 especies de plantas en el hemisferio norte en los Alpes (Noack, 1922). Posteriormente Cain (1930) informó que, de 248 especies de plantas leñosas registradas en las grandes montañas del sur de los Apalaches (entre Carolina del Norte y Tennessee EU), el 26% alcanzó su límite del rango meridional. Más recientemente, en 2006 se identificó rodales relictos con 66 especies de plantas en tres ecosistemas montañosos ricos en especies situados en los montes Urales de Rusia (Gorchakovskii y Zolotareva, 2006).

3.7. MATERIALES Y MÉTODOS

3.7.1. Área de estudio

El estudio se realizó en los Bosques Templados de la SMOR una provincia fisiográfica que representa a la cadena de montañas más elevada del noreste de México. La SMOR se sitúa entre las coordenadas 19°30' y 25° 30' de latitud norte y los 97° 30' y 102° 30' de longitud oeste (Figura 12). La extensión del área bajo estudio es de 2 071 918 hectáreas aproximadamente y un intervalo altitudinal de 2000 hasta los 3 721 m, la temperatura medio anual oscila entre 7.8 y 25.1 °C, y la precipitación media anual de 800 a 1200 mm (Vidal-Zepeda, R. 1990a; 1990b). En ella se pueden encontrar ecosistemas fragmentados que se consideran como relictos de los géneros de distribución boreal que son de gran importancia ecológica (*Abies*, *Picea* y *Pseudotsuga*) (González-Cubas *et al.*, 2017; Treviño-Garza, 2017).

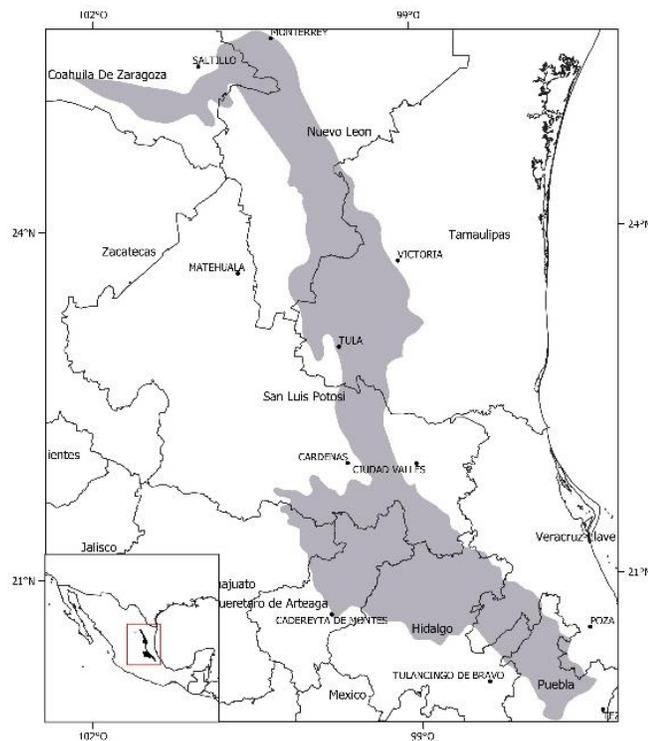


Figura 12. Provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental de México (SMOR).

3.7.2. Recolección de datos de ocurrencia

Abies vejarii es una especie nativa de México y considerada sobreviviente desde la última máxima glaciación, cuya distribución geográfica se ha contraído, debido a los impactos antropogénicos. Para formar la base de datos de presencia de la especie a la largo de la SMOR, se usaron tres tipos de registro: 1) mediante un muestreo dirigido de campo en el año 2017 se obtuvieron un total de 10 rodales naturales con sus respectivos variables de ubicación y dasométricas, 2) muestras alojados en los herbarios de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León (FCF-UANL) y del Instituto de Ecología Aplicada de la Universidad Autónoma de Tamaulipas (UAT) con 8 registros y 3) revisiones bibliográficas y en la base de datos Global Biodiversity Information Facility con 10 registros (GBIF, 2019).

3.7.3. Depuración de datos

Los datos fueron depurados dejando un solo registro a una distancia mínima entre sitio de 1 km²; además se descartaron aquellos con ubicación imprecisa, los que presentaron duplicación en la base de datos y algunos puntos donde el registro presenta en áreas sin vegetación natural; este procedimiento ayudó a evitar el efecto de la multicolinearidad y maximizar la contribución de las variables (Peterson y Nakazawa, 2008).

3.7.4. Variables ambientales y topográficas

El clima y la topografía son dos factores clave que influyen en la distribución de la vegetación, ya que cada especie requiere de ciertas condiciones de temperatura, humedad y luz para germinar, crecer, florecer y fructificar. Por lo tanto, los patrones espaciales de distribución de especies y biodiversidad están determinados por diferentes procesos a diferentes escalas.

Para los datos ambientales se utilizaron 15 variables bioclimáticas de WorldClim Vers. 2.0 a una resolución de 30 segundos de arco (1 km²) para el período 1970-2000 (Fick & Hijmans, 2017), excluyendo cuatro capas de menor correlación

(coeficiente de correlación Pearson ≥ 0.85) y que combinan información de precipitación y temperatura para evitar anomalías espaciales (Escobar et al., 2014). Las variables topográficas se obtuvieron a partir del Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM 3.0) con coordenadas geográficas de latitud y longitud con una resolución de 120 m² (INEGI, 2018), el cual se cambió a 1 km² para que coincida con las fuentes de WorldClim. Los mapas de exposición (°) y pendiente (%) de la misma forma de cambió de resolución usando la herramienta de “alineación de ráster” en los complementos de GdalTools implementada en la biblioteca de Qgis 3.0 (QGIS Development Team, 2018). En total se obtuvieron 17 variables de diferentes bases de datos.

3.7.5. Distribución actual

Una de las principales características morfológicas de *A. vejarii* en el área de estudio es su altura, la que sobresale con respecto a las especies con las que se asocia. La altura del dosel fue utilizada como un criterio adicional para determinar la distribución actual, se utilizaron datos LiDAR (detección y medición a través de la luz) con una resolución de 5 metros obtenidas del Instituto Nacional de Estadística y Geografía de México (INEGI, 2018b), la cual permitió la obtención de datos de elevación precisos y de alta resolución considerado modelo de elevación del dosel (MED). Se restó la superficie del modelo digital de elevación de superficie (MDS) al modelo digital de terreno (MDT), utilizando la calculadora raster de Qgis 3.0. A partir del cual se obtuvo un modelo de tipo raster de alturas y finalmente se filtró solamente la vegetación con una altura superior a los 20 metros como un parámetro solamente para la especie bajo estudio.

3.7.6. Modelado de distribución potencial de la especie

Previo a la modelación de la distribución potencial de una especie se recomienda realizar algunos análisis de autocorrelación espacial para reducir errores en el modelo (Cruz-Cárdenas *et al.*, 2014). En este caso se aplicó una prueba de aleatoriedad a los registros espaciales de la especie mediante la función G (Distance to the Nearest Event); esta función mide la distribución de las distancias

desde un evento arbitrario a su evento más cercano (Bivand *et al.*, 2013). El valor de la función G ese obtiene:

$$G(r) = 1 - \exp \{-\lambda\pi r^2\}$$

Donde λ representa la cantidad media de eventos por unidad de área (o intensidad). Una vez determinado la aleatoriedad de los datos se procedió a ejecutar el algoritmo de Maxent utilizando los parámetros por defecto (lineales, cuadráticas, de producto, de umbral y de bisagra), con un formato de salida logística, con las funciones recomendados de convergencia (0.00001), el número máximo de interacciones (500) y el número máximo de puntos (10,000) (Phillips *et al.*, 2006). Maxent generó predicciones de probabilidad de presencia en *A. vejarii* en formato ráster de cuadrículas con valor de rango 0-1. Por defecto, el algoritmo supone que valores bajos indican escenarios no aptas para el hábitat de la especie, mientras que valores superiores a 0.5 indican que las condiciones son adecuadas para la especie (Phillips y Dudík, 2008).

3.7.7. Validación del modelo de distribución potencial

Las variables seleccionadas y con el 75% de los registros (presencia) se utilizaron para modelar la distribución potencial de *A. vejarii* (Phillips *et al.*, 2006); el 25% restante fue utilizado para la validación del modelo, mediante dos procedimientos: (1) por su desempeño y ajuste estadístico en las pruebas del área bajo la curva (AUC, por sus siglas en inglés), esta predicción de significancia se realizó mediante 10 test de omisión generados con una confiabilidad del 99% y de ROC parcial (ROC) como un análisis de precisión adicional considerando ausencia y presencia (Anderson *et al.*, 2003; Peterson *et al.*, 2008), con el uso de la plataforma NicheToolBok de CONABIO (<http://shiny.conabio.gob.mx:3838/nichetoolb2/>); (2) mediante salidas a campo para realizar la evaluación de la distribución de *A. vejarii*, registrando la presencia o ausencia en el área del modelo.

Se consideró como criterio los valores superiores a 0.6 indican la probabilidad de la presencia de la especie, misma que aumenta al acercar el valor de 1. Considerando lo anterior se decidió generar tres capas utilizando los rangos de valores obtenidos de 0.6 a 0.7 para indicar una probabilidad baja de la especie, un rango de 0.7 a 0.8 para indicar una probabilidad media y un rango de 0.8 a 1 para indicar una probabilidad alta. Para la presentación final se sumaron las tres capas para generar una sola con las calidades de hábitat.

Para identificar las variables ambientales y topográficos de mayor influencia para cada sitio representativo, se empleó un análisis estadístico multivariado de grupos (Cluster Analyse, CA) y de componentes principales (PCA por sus siglas en ingles). El CA es una técnica para encontrar características similares de los elementos analizados utilizando un método de agrupamiento de Ward con una distanciación euclidiana. El PCA es una herramienta ordenación para reducir la dimensionalidad y determinar la importancia de cada una de las principales variables (Tabachnick & Fidell, 2007; Magyar *et al.*, 2013).

La importancia de cada eje de PCA se verificó comparando sus respectivos valores observados en relación con una distribución. Todos los análisis se realizaron con el software estadístico R project (R Core Team, 2018), junto con los paquetes de *spatstat* (Baddeley & Turner 2005), *maptools* (Bivand & Lewin-Koh, 2013) y *lattice* (Sarkar, 2008).

3.7.8. Evaluación del impacto humano

Basado en el levantamiento de información en campo, se determinó el impacto humano considerando los diferentes niveles de perturbación observados en los ecosistemas. Para obtener una medida cuantitativa, se calculó un índice que oscila entre 1 y 6 para cada sitio de muestreo con los siguientes criterios; 1 sin perturbación, 2 con actividades de pastoreo, 3 con aprovechamiento forestal, 4 presencia de daño al arbolado, 5 evidencia incendios, y 6 extracción ilegal. Este

factor de intensidad (1, 2, 3, 4, 5 o 6) se correlacionó con la distancia de ubicación a un asentamiento humano más cercana.

3.7.9. Análisis estadístico

Para evaluar la importancia relativa de los factores climáticos, topográficos y antropogénicos como determinantes de la variación geográfica de las poblaciones de *A. vejarii*, se empleó un Modelo Lineal Generalizado (GLM). Las variables de predicción incluyeron la idoneidad climática obtenida a partir del ejercicio de modelado de nicho, el impacto humano y las variables topográficas. Todos los modelos lineales generalizados se obtuvieron mediante el software estadístico R Project (versión 3.1.1) (R Core Team, 2018).

3.8. RESULTADOS

Los resultados de la prueba de aleatoriedad aplicada a los registros para la especie de *A. vejarii* indica que los registros muestran patrones de una agregación regular, ya que los valores observados de la línea continua se distribuyen hacia arriba y fuera de las bandas de confianza, porque a distancias de aproximadamente 50 km (<0.45), la probabilidad de encontrar un registro es menor ($G(r) = 0.55$).

Con base en CA, los 28 sitios de distribución se separaron en seis grupos principales. Las divisiones se reconocen basando en su altitud de distribución. La primera y la cuarta división fueron sitios distribuidos entre 3000 al 3200 msnm, posteriormente en la segunda y tercera división conforman un bosque con altitudes de 2800-2900 msnm y en la quinta y sexta división con nueve sitios se distribuyen en altitudes menores a 2400 m (Figura 13).

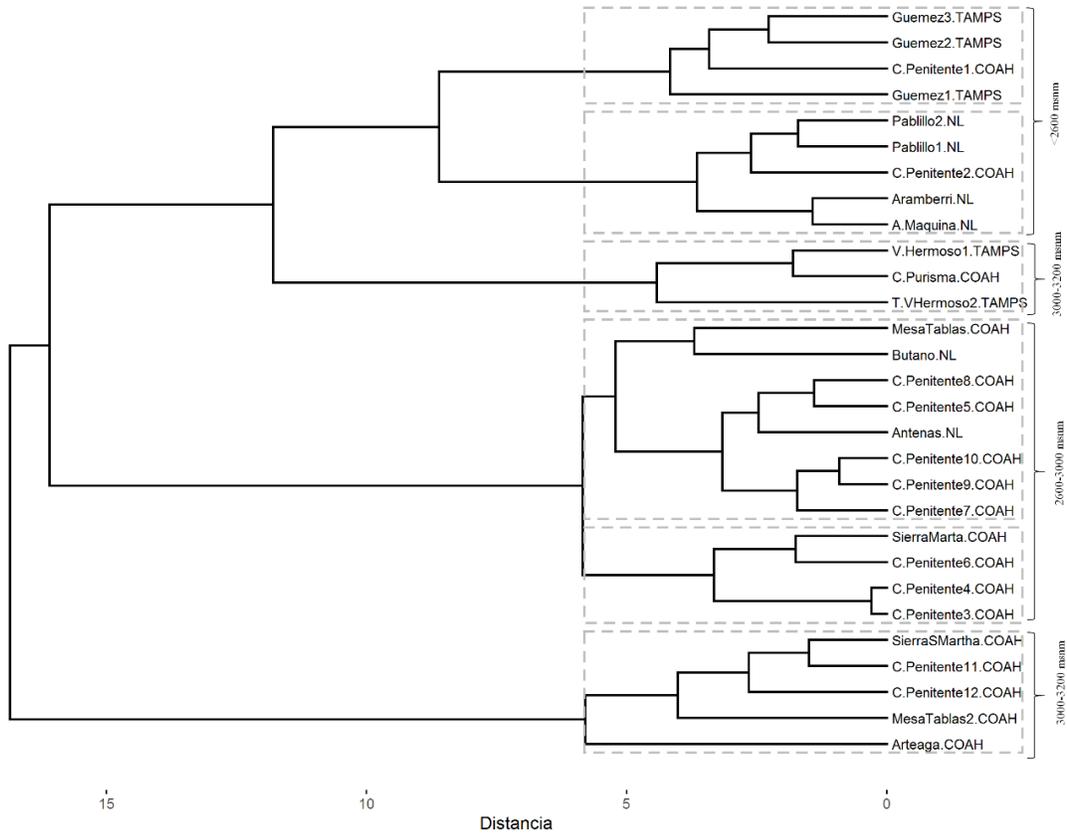


Figura 13. Dendrograma con los principales sitios de distribución asociados con variables ambientales y topográficos.

La contribución relativa de las variables ambientales topográficos mediante el análisis de componentes principales (PCA) para *A. vejarii* mostró que PC1, PC2 y PC3 explican el 80% de la varianza. El rango anual de temperatura (B7), la precipitación del mes más seco (B14), la precipitación del trimestre más seco (B17) y la altitud sobre el nivel del mar (B18) resultaron ser las variables más importantes para explicar la distribución potencial de *A. vejarii* (Figura 4).

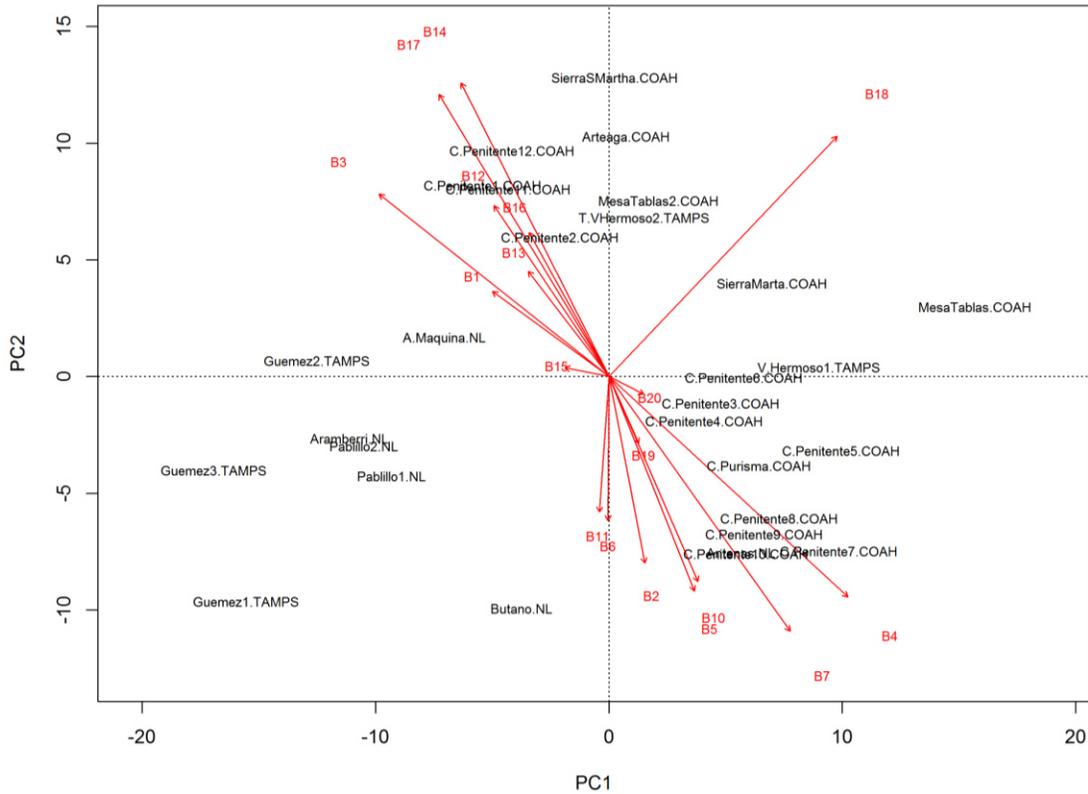


Figura 14. Análisis de componentes principales para *A. vejarii* de 28 sitios (Puntos negros) y 18 variables ambientales y topográficas (líneas rojas).

3.8.1. Distribución actual

Se ubicaron 9 poblaciones representativas de *A. vejarii* distribuidos en tres estados de México, todas en la Sierra Madre Oriental (Figura 3.4a). Dos parajes en el estado de Coahuila, una específicamente en la parte alta del área natural protegida de la Sierra de Zapalinamé cuyo paraje es denominado “Cerro del Penitente”; otra población en la Sierra de Arteaga en los ejidos de Los Lirios y Jamé. En el estado de Nuevo León fueron encontrados cinco poblaciones todas en el sur del estado. Y solamente dos áreas fueron ubicados al norte del municipio de Miquihuana en el ejido Valle Hermoso estado de Tamaulipas. Los resultados de análisis de los datos LiDAR muestran que el área de distribución actual de *A. vejarii* está asociado a las montañas con topografía compleja que rodean la SMOR, son la zona de confort favorable para su existencia.

3.8.2. Distribución potencial

Para la distribución potencial de la especie, los 10 test binomiales de omisión usados en la validación de la curva ROC ($p < 0.01$) se observó un buen rendimiento en el desarrollo y evaluación del modelo mediante los valores de $AUC = 0.998$. Los valores de AUC son superiores a 0.9, bajo este concepto, de acuerdo con Swets (1988) indica que el modelo desarrollado se puede clasificar como altamente preciso. Cuando se aplicó la prueba de significancia (frecuencia $AUC_{ratio} > 1$) al ROC parcial para el modelo presentó un valor de superior a 1 (1.997). Por lo tanto, se concluye que el modelo es mejor que lo aleatorio. La especie ocupa aproximadamente solo el 0.5% del área total que se predice que es climáticamente adecuada para su presencia. El área con mayor potencial se ubica en la Sierra de Arteaga Coahuila seguido por el municipio de General Zaragoza NL (Agua de Maquina y Las Antenas), mientras que los niveles más bajos se observaron en la zona centro de la SMOR.

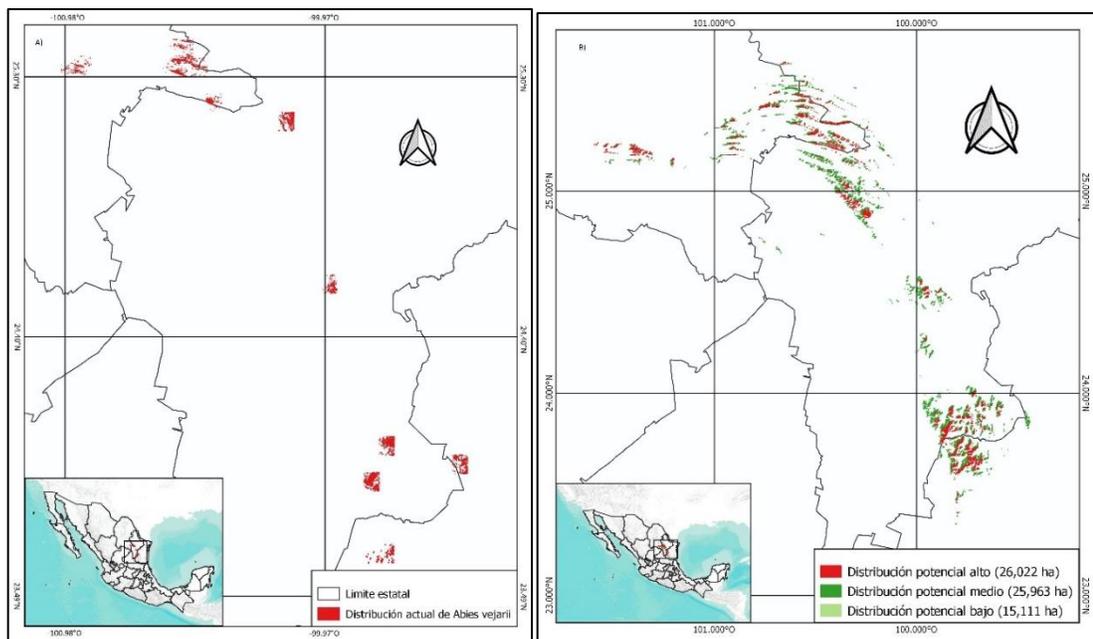


Figura 15. Distribución actual (A) y potencial (B) para *A. vejarii* en el noreste de México, elaborado con base en zonas homogéneas de distribución natural conocida, en cuanto a altitud, exposición, pendiente, temperatura y precipitación.

3.8.3. Impacto antropogénico

Se observó diferencias entre las distribuciones geográficas de las poblaciones bajo los diferentes niveles de impacto humano. Existe una correlación negativa y significativa, entre la distancia de ubicación antropogénico y el impacto humano promedio de las poblaciones de *Abies* por región geográfica (correlación de Spearman $r_s = -0.89$, $p = 0.007$, $n = 9$, Fig. 16). Por lo que, el impacto humano es un predictor significativo en el estado actual de las poblaciones de *A. vejarii* que muestra un efecto negativo.

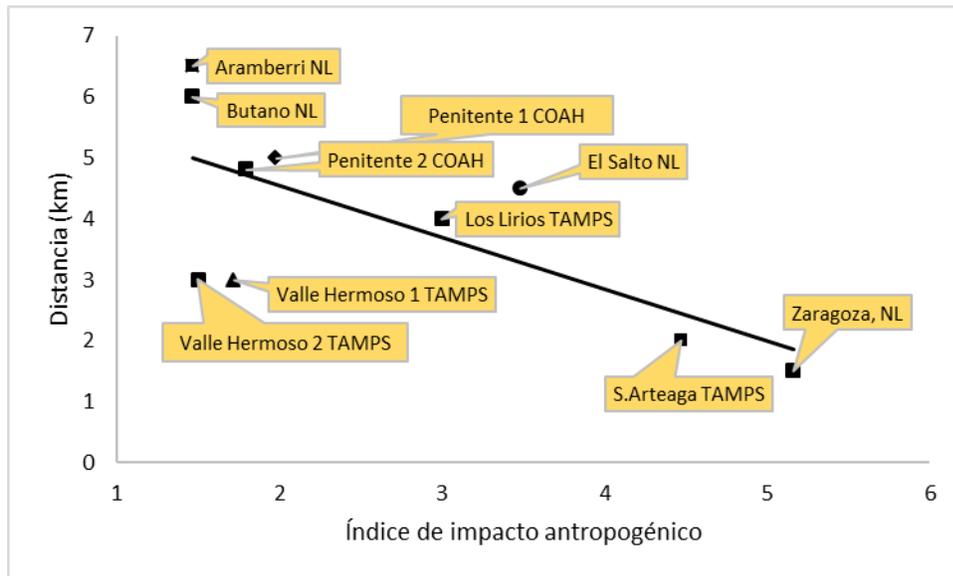


Figura 16. Índice de impacto antropogénico para cada población de *A. vejarii* con respecto a la distancia de ubicación a un asentamiento humano próximo.

Los resultados del modelo lineal generalizado (Cuadro 10) mostraron que el efecto de la probabilidad de presencia obtenida del ejercicio de modelado (idoneidad climática) sobre las poblaciones naturales de la especie fue significativo y tuvo un efecto positivo general. En cuanto a los factores topográficos, la altitud mostró un efecto negativo significativo mientras que la pendiente fue estadísticamente significativa.

Cuadro 10. Resultados del modelo lineal generalizado para estimar los efectos de la idoneidad climática y variables topográficas (altitud pendiente y exposición) en poblaciones naturales de *A. vejarii*.

| | Estimador | Error estándar | Valor de t | Significancia | Pr |
|---------------------|------------|----------------|------------|---------------|----------|
| Intercepto | -6.9567183 | 1.9237258 | -3.616 | 0.001 | 0.00029 |
| Idoneidad climática | -0.0344788 | 0.0046211 | -7.461 | 0.001 | 8.58e-14 |
| Exposición | 0.0026778 | 0.0011122 | 2.408 | 0.01 | 0.016051 |
| Altitud | 0.0072333 | 0.0006348 | 11.394 | 0.001 | <2e-16 |
| Pendiente | 0.1110882 | 0.0233547 | 4.757 | 0.001 | 1.97e-06 |

3.9. DISCUSIÓN

El modelo de distribución potencial obtenida muestra con precisión la idoneidad climática de *A. vejarii*, ya que los resultados son congruentes con un estudio previo de modelo de nicho llevado a cabo exclusivamente para el género *Abies* en México (Martínez-Méndez *et al.*, 2016). El modelo resultante muestra una superficie total adecuada para la especie de 63 096 ha (Figura 5b), que representa el 42.7% con respecto a la superficie total del bosque de oyamel reportado en México (FAO, 2015). Su área potencial adecuada es mucho más grande que el área que ocupa actualmente. Específicamente, la especie podría potencialmente habitar a lo largo de la SMOR donde actualmente no está presente.

La aplicación y utilidad de los datos LiDAR en la morfología y las características de la vegetación, permitió cartografiar la distribución actual de *A. vejarii* lo largo de la cadena montañosa de la Sierra Madre Oriental, una metodología similar y confiable utilizada por autores como Lee *et al.* (2018) y Doyle & Woodroffe (2018). Mediante esta cartografía se pudo observar que la especie manifestó una fuerte preferencia en áreas con baja temperatura (exposición norte), baja radiación y cerca de las corrientes de agua como refugio, este comportamiento fue semejante con otros estudios de bosques relictos (Hampe & Jump, 2011; Koo *et al.*, 2017). Si bien un área de refugio se define como lugares que proporcionan hábitats para la persistencia a largo plazo de las poblaciones (Tzedakis *et al.*,

2013). La validación de LiDAR y la verificación en campo indica que es posible investigar completamente estas observaciones en otras especies con características similares.

Sin embargo, estudios de modelos de proyección a futuro (año 2050; 2080; 2100) para especies alpinas concluyen que el cambio climático representa una amenaza innegable para su existencia, además del cambio en el uso del suelo que representa la causa más grave para su extinción (Keenan, 2016; Marchi *et al.*, 2016). Las especies sensibles a la temperatura pueden responder a un clima cálido moviéndose a lugares más fríos en latitudes o altitudes más altas (Tang *et al.*, 2017). Ante estos escenarios los bosques del oyamel mexicano (*A. vejarii*) podría ser las más vulnerable, debido a las pocas oportunidades de migración ascendente.

Estudiar las variables ambientales, topográficos y antropogénicos en la distribución de las especies es de vital importancia, ya que permite entender las implicaciones en su desarrollo espacio-temporal de sus poblaciones a una escala local, proporcionando información sobre el efecto potencial del calentamiento global en la idoneidad climática para su desarrollo y determinar posibles áreas de refugio para el oyamel mexicano y con ello mitigar el impacto climático a futuro.

El análisis CA mostró una clasificación clara con respecto a la altitud de distribución de las poblaciones naturales de *A. vejarii*. Esto explica la contribución de los ecosistemas del noreste de México, donde existe un fuerte gradiente altitudinal (Castillón *et al.*, 2015). Además, otros factores como el cambio de uso de suelo también pueden influir en la distribución, mediante la transformación y pérdida de superficie en las coberturas vegetales, generando cambios en la composición y estructura de los ecosistemas.

La distribución de la especie a través de gradientes altitudinales estuvo estrechamente relacionada con variables de la temperatura y la precipitación más

secos. Tales relaciones indican la sensibilidad de los bosques templados al estrés por sequía en el norte de México (Pompa-García *et al.*, 2017a; 2017b; Cabral-Alemán *et al.*, 2017). Las condiciones más cálidas podrían conducir a la disminución de su crecimiento, además pueden afectar negativamente la regeneración de la especie y la estructura y composición futura de los ecosistemas relictos (Thijs *et al.*, 2014).

Se encontró un impacto negativo significativo por actividades antropogénicas sobre las poblaciones actuales. La destrucción del hábitat ha reducido drásticamente su cubierta vegetal de algunas localidades sujetos al pastoreo (Jiménez *et al.*, 2005). Investigaciones recientes recomiendan múltiples alternativas de manejo de los ecosistemas forestales que contienen especies relictos como: la creación de programas de reforestación a escala local; áreas protegidas prioritarias; monitoreo del tamaño de la población y la estructura demográfica; implementar la propagación de la especie fuera de su rango natural (como rodales artificiales en parcelas experimentales) y la combinación de información distributiva, genética y biológica se puede utilizar para su conservación (Aguilar-Soto *et al.*, 2015; Tang *et al.*, 2017; Wu *et al.*, 2018). Por lo tanto, el aporte final de esta investigación es encontrar superficies reales disponibles para la planificación y la expansión de esta especie con fines de conservación y restauración.

3.10. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este estudio destaca que la idoneidad climática y la presión humana representan los principales factores que determinan la distribución potencial de *A. vejarii* en el noreste de México. La fragmentación de su hábitat y lo restringido de su distribución actual puede indicar una capacidad limitada para adaptarse a las condiciones futuras. Por lo tanto, la futura conservación de esta especie reliquia exige de manera urgente la implementación de programas locales a corto plazo que incluya la protección de las poblaciones actuales frente a nuevas

perturbaciones antropogénicas. En particular, las medidas de conservación dirigidas en la reincorporación natural de la especie mediante programas de reforestación deberían implementarse a lo largo de la Sierra Madre Oriental, con el objetivo de facilitar la regeneración natural de este árbol en peligro de extinción.

3.11. REFERENCIAS

- Aguilar-Soto, V., Melgoza-Castillo, A., Villarreal-Guerrero, F., Wehenkel, C., & Pinedo-Alvarez, C. 2015. Modeling the potential distribution of *Picea chihuahuana* Martínez, an endangered species at the Sierra Madre Occidental, Mexico. *Forests*, 6(3), 692-707.
- Anderson, R. P., Lew, D., & Peterson, A. T. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological modelling*, 162(3), 211-232.
- Baddeley, A., & Turner, R. 2005. Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. *Journal of statistical software*, 12(6), 1-42.
- Bivand, R., & Lewin-Koh, N. 2013. maptools: Tools for reading and handling spatial objects. *R package version 0.8*, 23.
- Bivand, R., E. Pebesma, & V. Gómez-Rubio. 2013. Applied spatial data analysis with R. Second Edition. Springer, New York. p. 405
- Cabral-Alemán, C., Pompa-García, M., Acosta-Hernández, A. C., Zúñiga-Vásquez, J. M., & Camarero, J. J. (2017). Earlywood and latewood widths of *Picea chihuahuana* show contrasting sensitivity to seasonal climate. *Forests*, 8(5), 173.
- Castillón, E. E., Arévalo, J. R., Quintanilla, J. Á. V., Rodríguez, M. M. S., Encina-Domínguez, J. A., Rodríguez, H. G., & Ayala, C. M. C. 2015. Classification and ordination of main plant communities along an altitudinal gradient in the arid and temperate climates of northeastern Mexico. *The Science of Nature*, 102(9-10), 59.

- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J. L., & Ortiz, E. 2014. Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1), 189-199.
- Doyle, T. B., & Woodroffe, C. D. 2018. The application of LiDAR to investigate foredune morphology and vegetation. *Geomorphology*, 303, 106-121.
- Elith, J. & Leathwick, J. R. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 40, 677–697.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43–57.
- FAO, 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales. Informe nacional México. 261 p.
- Farjon, A. 2013. *Abies vejarii* var. *mexicana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T34145A2847778. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T34145A2847778.en>. (Consultado agosto 2018).
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315.
- Gomes, V. H., IJff, S. D., Raes, N., Amaral, I. L., Salomão, R. P., Coelho, L. S., ... & Guevara, J. E. 2018. Species Distribution Modelling: Contrasting presence-only models with plot abundance data. *Scientific reports*, 8(1), 1003.
- González-Cubas, R., Treviño-Garza, E., Duque-Montoya, Á., González-Tagle, M., & Gómez-Cárdenas, M. 2018. Diversidad y estructura arbórea en un bosque de *Abies vejarii* Martínez en el sur del estado de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(45).
- Hampe, A., & Jump, A. S. 2011. Climate relicts: past, present, future. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 313-333.
- INEGI, 2018a. Datos de relieve. Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0). versión 2016.03.03 1340. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/continuoel evaciones.aspx> (consultado junio de 2018).

- INEGI, 2018b. Modelos de Digitales de Elevación de Alta Resolución LiDAR. versión 2016.03.03 1340. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. <http://www.beta.inegi.org.mx/app/buscador/default.html?q=LIDAR>. (consultado junio de 2018).
- Jimenez, J., Jurado, E., Aguirre, O., & Estrada, E. 2005. Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. *Restoration Ecology*, 13(1), 103-107.
- Kass, J. M., Vilela, B., Aiello-Lammens, M. E., Muscarella, R., Merow, C., & Anderson, R. P. 2018. Wallace: A flexible platform for reproducible modeling of species niches and distributions built for community expansion. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4), 1151-1156.
- Keenan, R. J. 2016. Forests and climate change: introduction to a special section. *Forest Ecology and Management*, 360: 353-356.
- Koo, K. A., Kong, W. S., Park, S. U., Lee, J. H., Kim, J., & Jung, H. 2017. Sensitivity of Korean fir (*Abies koreana* Wils.), a threatened climate relict species, to increasing temperature at an island subalpine area. *Ecological modelling*, 353, 5-16.
- Kozak, K.H., Graham, C.H. & Wiens, J.J. 2008. Integrating GIS-based environmental data into evolutionary biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 141–148.
- Lee, J., Im, J., Kim, K., & Quackenbush, L. J. 2018. Machine Learning Approaches for Estimating Forest Stand Height Using Plot-Based Observations and Airborne LiDAR Data. *Forests*, 9(5), 268.
- Magyar, N., Hatvani, I. G., Székely, I. K., Herzig, A., Dinka, M., & Kovács, J. 2013. Application of multivariate statistical methods in determining spatial changes in water quality in the Austrian part of Neusiedler See. *Ecological Engineering*, 55, 82-92.

- Marchi, M., Nocentini, S., & Ducci, F. 2016. Future scenarios and conservation strategies for a rear-edge marginal population of *Pinus nigra* Arnold in Italian central Apennines. *Forest systems*, 25(3), 7.
- Martínez-Méndez, N., Aguirre-Planter, E., Eguiarte, L. E., & Jaramillo-Correa, J. P. 2016. Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (*Pinaceae*) en México: Algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences*, 94(1), 5-24.
- Pardo, A., Cáceres, Y., & Pulido, F. 2018. Rangewide determinants of population performance in *Prunus lusitanica*: Lessons for the contemporary conservation of a Tertiary relict tree. *Acta Oecologica*, 86, 42-48.
- Peterson, A.T., & Nakazawa, Y. 2008. Environmental data sets matter in ecological niche modelling: an example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. *Global Ecology and Biogeography*. 17:135-144.
- Peterson, A. T., Papeş, M., & Soberón, J. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological modelling*, 213(1), 63-72.
- Peterson, A.T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, 3, 59–72.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Pompa-García, M., Sánchez-Salguero, R., & Camarero, J. J. 2017a. Observed and projected impacts of climate on radial growth of three endangered conifers in northern Mexico indicate high vulnerability of drought-sensitive species from mesic habitats. *Dendrochronologia*, 45, 145-155.
- Pompa-García, M., González-Cásares, M., Acosta-Hernández, A. C., Camarero, J. J., & Rodríguez-Catón, M. 2017b. Drought influence over radial growth of mexican conifers inhabiting mesic and xeric sites. *Forests*, 8(5), 175.
- QGIS Development Team, 2018. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>

- Radosavljevic, A., & Anderson, R. P. 2014. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of biogeography*, 41(4), 629-643.
- R Core Team 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G. E., Duval, P., & Lindig-Cisneros, R. A. 2012. *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for monarch butterfly conservation in Mexico. *Forest Ecology and Management*, 275, 98-106.
- Sarkar, D. 2008. *Lattice: multivariate data visualization with R*. Springer Science & Business Media. 259 p.
- Singh, H., Garg, R. D., Karnatak, H. C., & Roy, A. 2018. Spatial landscape model to characterize biological diversity using R statistical computing environment. *Journal of environmental management*, 206, 1211-1223.
- Swets, J. A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240(4857), 1285-1293.
- Tabachnick, B. G., & Fidell, L. S. 2007. *Using multivariate statistics*. Allyn & Bacon/Pearson Education. 980 p.
- Tang, C. Q., Dong, Y. F., Herrando-Moraira, S., Matsui, T., Ohashi, H., He, L. Y., ... & Yan, H. Z. 2017. Potential effects of climate change on geographic distribution of the Tertiary relict tree species *Davidia involucrata* in China. *Scientific reports*, 7, 43822.
- Thijs, K. W., Aerts, R., Musila, W., Siljander, M., Matthysen, E., Lens, L., ... & Muys, B. 2014. Potential tree species extinction, colonization and recruitment in Afromontane forest relicts. *Basic and applied ecology*, 15(4), 288-296.
- Treviño-Garza, E.J. 2017. Chapter one Conservation & Biodiversity. Inventory and assessment of ecosystems with relict tree species as a tool for establishing criteria for public forest policy. The science policy gap regarding informed decisions in forest policy and management. What scientific

- information are policy makers really interested in?. Proceedings of the 6th International DAAD Workshop. Cuvillier Verlag. 10 p.
- Tzedakis, P. C., Emerson, B. C., & Hewitt, G. M. 2013. Cryptic or mystic? Glacial tree refugia in northern Europe. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(12), 696-704.
- Vidal-Zepeda, R. 1990a. Temperatura media anual. Extraído de Temperatura media, IV.4.4. Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1:4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Vidal-Zepeda, R. 1990b, Precipitación media anual' en Precipitación, IV.4.6. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1 :4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Wang, B., Zhang, G., & Duan, J. 2015. Relationship between topography and the distribution of understory vegetation in a *Pinus massoniana* forest in Southern China. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(4), 291-304.
- Wu, H., Meng, H., Wang, S., Wei, X., & Jiang, M. 2018. Geographic patterns and environmental drivers of seed traits of a relict tree species. *Forest Ecology and Management*, 422, 59-68.
- Yang, J., Gao, Z., Sun, W., & Zhang, C. 2016. High regional genetic differentiation of an endangered relict plant *Craigia yunnanensis* and implications for its conservation. *Plant Diversity*, 38(5), 221-226.
- Yilmaz, H., Yilmaz, O. Y., & Akyüz, Y. F. 2017. Determining the factors affecting the distribution of *Muscari latifolium*, an endemic plant of Turkey, and a mapping species distribution model. *Ecology and evolution*, 7(4), 1112-1124.

CAPÍTULO IV. RESPUESTAS DE REGENERACIÓN DE LOS BOSQUES DE ABIES A LO LARGO DE GRADIENTES LATITUDINALES Y ALTITUDINALES EN EL NORESTE DE MÉXICO.

4.1. RESUMEN

Debido a las perturbaciones antropogénicas, los bosques de *Abies* son una de las comunidades de vegetación más amenazada de México. *Abies vejarii* Martínez (Guayamé Blanco) una especie endémico y dominante en los bosques del noreste de México, ha experimentado una reducción en su área de distribución natural. Para evaluar la dinámica de la regeneración de *A. vejarii*, a lo largo de gradientes latitudinales y altitudinales se muestreó 9 poblaciones mediante un muestreo dirigido a lo largo de la Sierra Madre Oriental (SMOR). La proporción de árboles maduros y la densidad relativa de la regeneración presentan patrones latitudinales de mayor a menor. No se encontraron ningún cambio aparente, un desplazamiento hacia abajo a lo largo de las montañas de la SMOR. Es decir, las tendencias de regeneración fueron generalmente disminuyendo conforme aumentó la latitud. Con respecto a gradientes altitudinales la densidad relativa de la regeneración aumentó ligeramente con la altitud.

Palabras clave: Árbol endémico, Altitud; Cambio de rango; Dinámica de regeneración.

4.2. ABSTRAC

REGENERATION RESPONSES FROM ABIES FORESTS ALONG LATITUDINAL AND ALTITUDINAL GRADIENTS IN NORTHEASTERN MEXICO.

Due to anthropogenic disturbances, the *Abies* forests are one of the most threatened vegetation communities in Mexico. *Abies vejarii* Martínez (Guayamé Blanco), an endemic and dominant species in the forests of northeastern Mexico, has experienced a reduction in its natural range. To evaluate the dynamics of the regeneration of *A. vejarii*, along latitudinal and altitudinal gradients, 9 populations were sampled through a sampling conducted along the Sierra Madre Oriental (SMOR). The proportion of mature trees and the relative density of regeneration present latitudinal patterns from higher to lower. No apparent change was found, a downward displacement along the mountains of the SMOR. That is, the regeneration trends were generally decreasing as the latitude increased. With respect to altitudinal gradients, the relative density of regeneration increased slightly with altitude.

Keywords: Endemic tree, altitude; change of rank; regeneration dynamics.

4.3. INTRODUCCIÓN

La alta diversidad y un manejo forestal adecuado de los bosques permite la capacidad de un sistema para absorber los efectos de la perturbación sin que se produzcan alteraciones importantes en su funcionamiento (Tinya et al., 2019). Sin embargo, existen ecosistemas con especies frágiles o vulnerables que están amenazadas principalmente por la fragmentación de su hábitat que altera significativamente la capacidad de su recuperación ecológica y de su distribución específica (Woolbright et al., 2014). Estas especies están limitadas a pequeñas áreas con muy pocas oportunidades de intercambio entre poblaciones de diferentes refugios, donde se ven obligadas a adaptarse a nuevas condiciones o cambiar sus rangos para buscar sus nichos ecológicos, de lo contrario extinguir. (Wei et al., 2015; Tomiolo & Ward, 2018).

Estos bosques son considerados como relictos, ya que contienen especies forestales endémicas de los géneros de distribución boreal en diferentes estados de conservación (endemismo, especies en peligro de extinción) (Treviño-Garza, 2017; Farjon, 2010). Algunas de las especies de coníferas protegidas que crecen en las montañas del noreste de México son: *Abies vejarrii* Martínez (Guayamé Blanco), *Picea martinezii* Martínez (Pinabete de Nuevo León) y *Pseudotsuga menziesii* Mirb. (Ayarín) (Farjon, 2010; NOM, 2010). Su persistencia permitirá comprender cómo el cambio ambiental a largo plazo afecta a la diversidad genética, la composición y la fragmentación de las poblaciones y los servicios que proporcionan los ecosistemas (Woolbright et al., 2014). Aunque se han realizado.

Los cambios en las distribuciones geográficas representan un enfoque interesante para comprender su dinámica poblacional (Ehrlén y Morris, 2015). Por lo tanto, una forma de determinar los cambios en la estructura es comparar la dinámica de regeneración a lo largo de gradientes latitudinales y altitudinales

4.4. HIPÓTESIS

En este capítulo se espera probar que el éxito de la regeneración natural y la densidad de árboles de *Abies vejarii* presenten patrones de forma positiva conforme aumenta la latitud a lo largo de su distribución geográfica en la SMOR.

4.5. OBJETIVO

Analizar las relaciones entre latitud y altitud de la regeneración natural de *Abies vejarii* para comprender cómo responde a la reciente variabilidad climática de las últimas décadas en México.

4.6 MATERIALES Y MÉTODOS

4.6.1 Especie bajo estudio

Abies vejarii Martínez (Pinaceae) es una especie arbórea de reliquia perennifoliada del noreste de México, en el estado de Tamaulipas, Coahuila y Nuevo León. Las poblaciones de *A. vejarii* suelen formar pequeñas comunidades remanentes y de lento crecimiento. Los árboles pueden alcanzar hasta los 40 m de altura y 100 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP).

4.6.2. Sitios de estudio y datos climáticos

El estudio se realizó en áreas de distribución natural de *Abies vejarii* en los Bosques Templados de la Sierra Madre Oriental (SMOR). La extensión del área bajo estudio es de 2 071 918 hectáreas aproximadamente, la temperatura medio anual oscila entre 7.8 y 25.1 °C, y la precipitación media anual de 800 a 1200 mm (Vidal-Zepeda, R. 1990a; 1990b). Los datos fueron recolectados en 9 sitios entre las coordenadas 19°30' y 25° 30' de latitud norte y los 97° 30' y 102° 30' de longitud oeste, a elevaciones que van desde 2000 hasta 3700 msnm (Figura 17 y Cuadro 11).

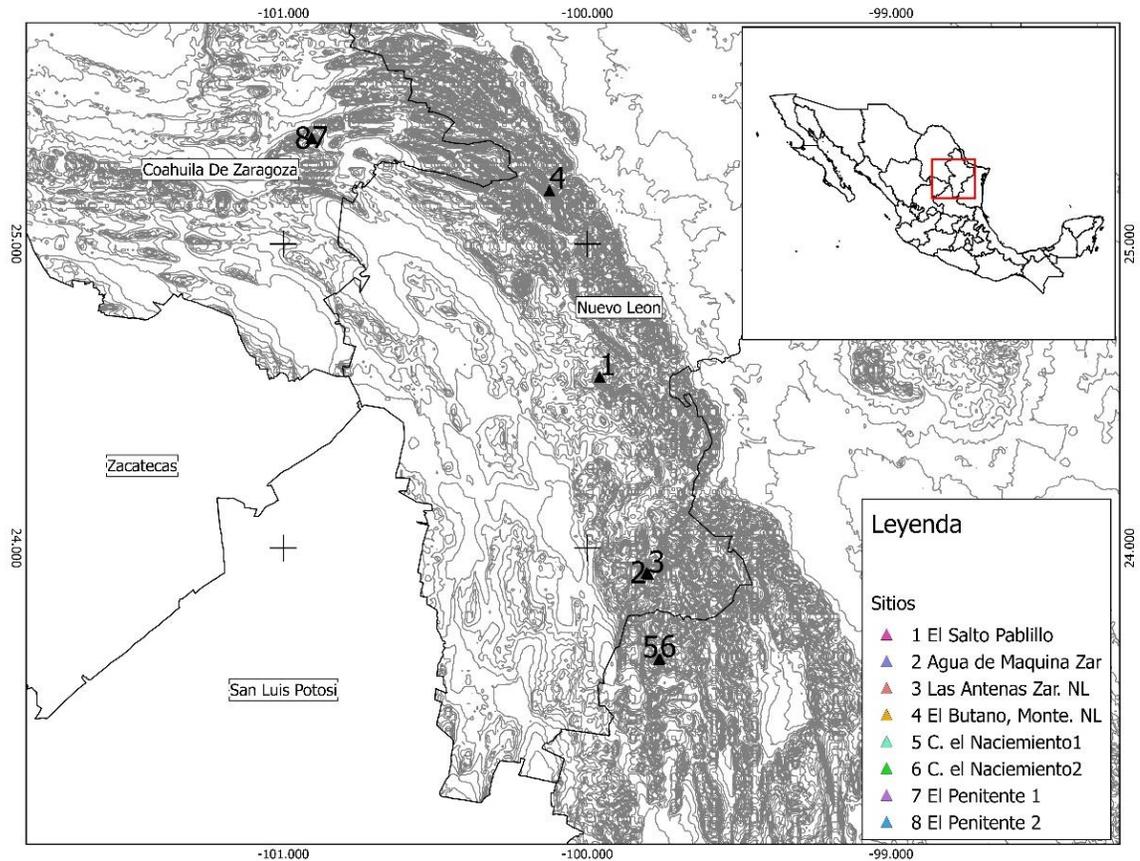


Figura 17. Ubicación de los 9 sitios de estudio en el rango de distribución geográfica de *A. vejarii* en México.

Cuadro 11. Características del sitio para las 9 poblaciones de *A. vejarii* en su distribución geográfica en México.

| Sitio | Altitud (m) | Latitud (°N) | Longitud (°O) | Grupo | N | Localización | Montaña |
|-------|-------------|--------------|---------------|-------|----|-----------------|---------|
| CP1 | 2891 | 25.3500028 | -100.9064638 | A | 85 | Zapalinamé COH | SMOR |
| CP2 | 2924 | 25.3483444 | -100.9082277 | A | 64 | Zapalinamé COH | SMOR |
| LL | 2572 | 25.3833333 | -100.5491666 | A | 4 | Arteaga COH | SMOR |
| EB | 2175 | 25.1764167 | -100.1249055 | A | 42 | Montemorelos NL | SMOR |
| ES | 2184 | 24.5638944 | -99.95925 | M | 23 | Pablillo NL | SMOR |
| AM | 2545 | 23.9191278 | -99.8048388 | M | 21 | Zaragoza NL | SMOR |
| LA | 2686 | 23.9137306 | -99.798566 | M | 47 | Zaragoza NL | SMOR |
| CN1 | 3117 | 23.634725 | -99.76416944 | B | 39 | Miquihuana TAMP | SMOR |
| CN2 | 3087 | 23.6363583 | -99.7608555 | B | 84 | Miquihuana TAMP | SMOR |

A = Latitud alta; M = Latitud media; B = Latitud baja; N = Número de individuos

Las series de datos climáticos mensuales en las últimas décadas se obtuvieron de las estaciones meteorológicas más cercanas para la SMOR:

- 1.- 19091-PABLILLO (DGE)-NL (24.5941666667N -99.9997222W; 2073 m)
- 2.- 19048-MONTEMORELOS-NL (25.1819444444N -99.8302777778W; 421 m)
- 3.- 19066-ZARAGOZA (SMN)-NL (23.9833333333N -99.7625W; 1777 m)
- 4.- 5048-SALTILLO (DGE)-COAH (25.4333333333N -101.0W; 1700 m)
- 5.- 5003- ARTEAGA (SMN)-COAH (25.45N -100.864166667W; 1660 m)
- 6.- 28063-MIQUIHUANA-TAMS (23.5738888889N -99.7625W; 1851 m).

Con base en estos datos climáticos, demostramos que la temperatura media anual ha disminuido ligeramente en las últimas décadas (Fig. 18).

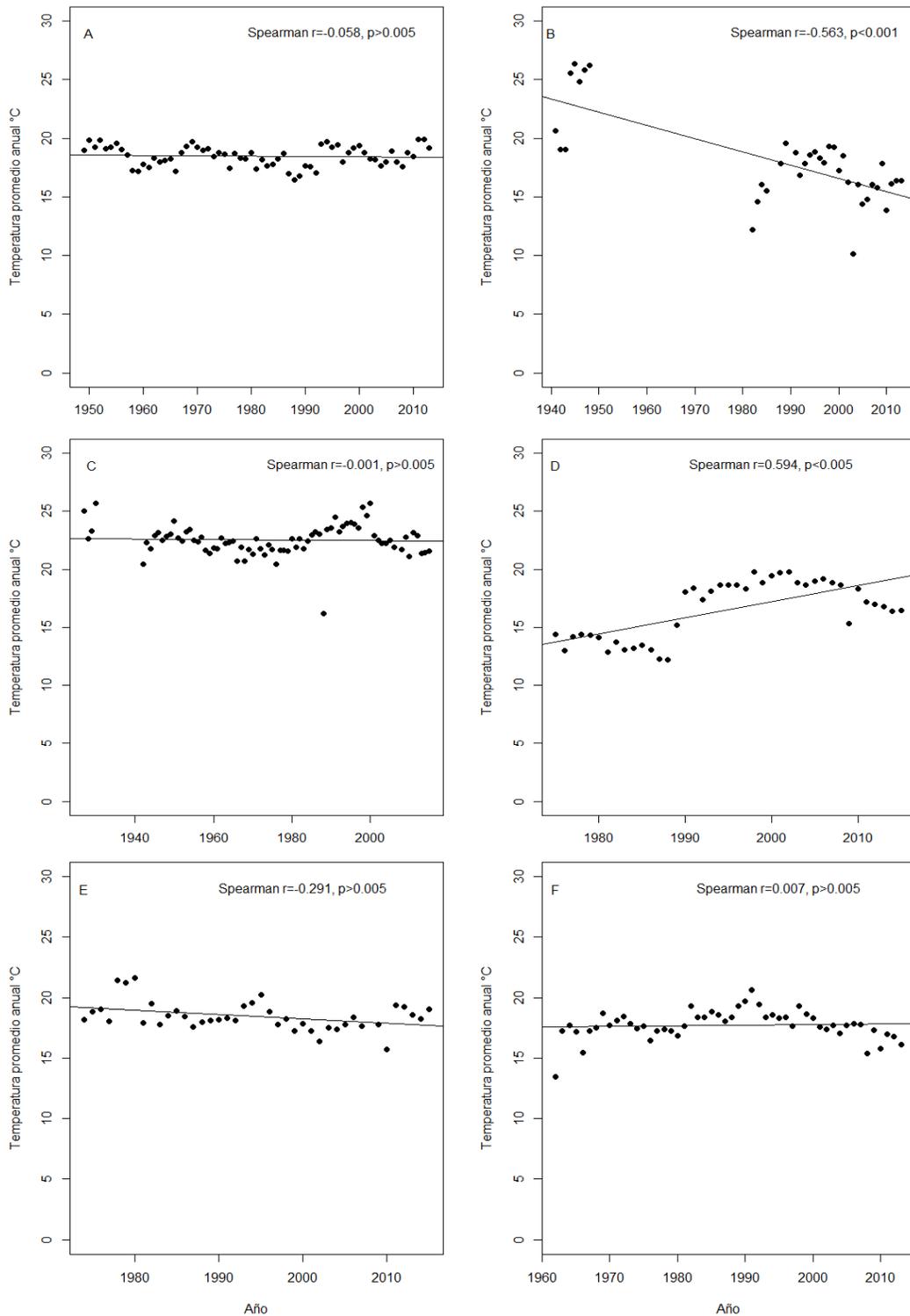


Figura 18. Temperatura media anual en las últimas décadas para la SMOR de las estaciones de SALTILLO (DGE)-COAH (A), ARTEAGA (SMN)-COAH (B), 19048-MONTEMORELOS-NL (C), 19091-PABLILLO (DGE)-NL (D), 19066-ZARAGOZA (SMN)-NL (E) y 28063-MIQUIHUANA-TAMS (F).

4.6.3. Investigación de campo

El trabajo de campo se llevó a cabo entre diciembre 2017 y enero 2019. Como la distribución de *A. vejarii* es siempre aislado, usamos un muestreo dirigido solamente en áreas de distribución natural de la especie. Para lo cual, se implementaron conglomerados de 1600 m², usando la metodología de CONAFOR, 2010 (Figura 19). En cada conglomerado se registró información para las especies arbóreas mayores de 7.5 cm de diámetro, las variables cuantificadas fueron, la especie, el número de árboles, el diámetro normal (d1.30), la altura total (ht) y diámetro de copa (norte-sur y este-oeste), así como las distancias del árbol central a cada uno de los árboles dentro del sitio. Se realizó la colección botánica de todas las especies para su identificación.

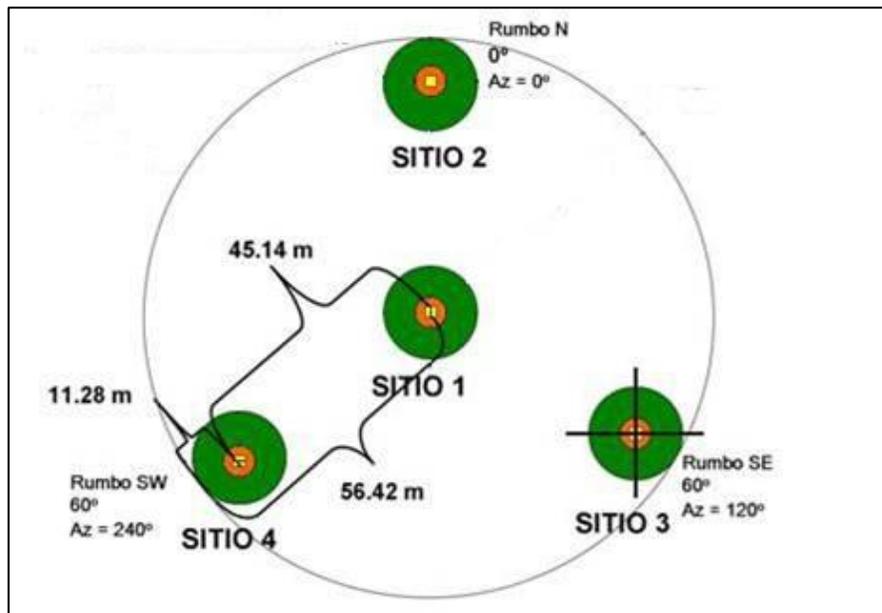


Figura 19. Forma de la unidad de Muestreo (CONAFOR, 2010).

Para la regeneración, cada sitio equidistante del conglomerado tiene subsitios de muestreo de medición (Figura 20). En el subsitio de 12.56 m² (Radio = 2m), se midió y registró la frecuencia de la regeneración natural de *A. vejarii*, cuyos renuevos tengan como mínimo 25 cm de altura, hasta la altura que alcancen, siempre que su diámetro normal sea menor a 7.5 cm (CONAFOR, 2010).

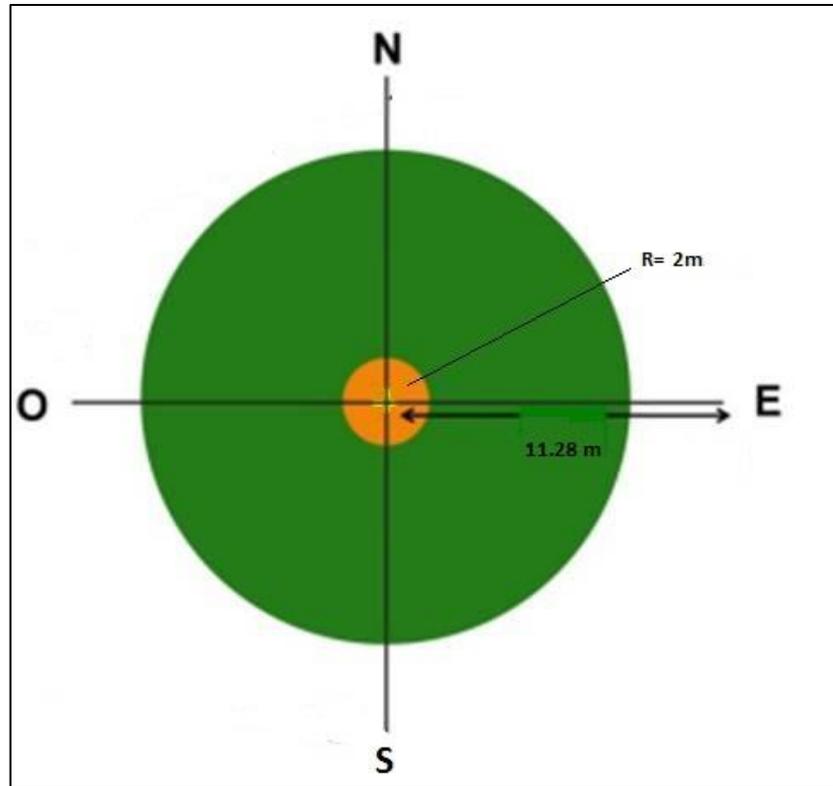


Figura 20. Esquema en el subsitio de muestreo para evaluar la regeneración natural

4.6.4. Análisis de los datos

Agrupamos los 9 conglomerados en tres grupos en función de las latitudes (B, latitud baja, M, latitud media, A, latitud alta, consulte Cuadro 11), posteriormente se compararon las estructuras de tamaño a lo largo de los tres gradientes latitudinales. A lo largo de cada uno de los tres grupos de la cadena montañosa de la SMOR, los sitios altitudinales también se clasificaron en altitudes bajas, medias y altas. Como el DAP de *A. vejarii* fue menor de 74 cm, agrupamos individuos en 15 clases de tamaño con un intervalo de DAP de 5 cm (p. Ej., 7.4-12.4 cm, 12.4-17.4 cm, etc.). (Figura 21 y 22).

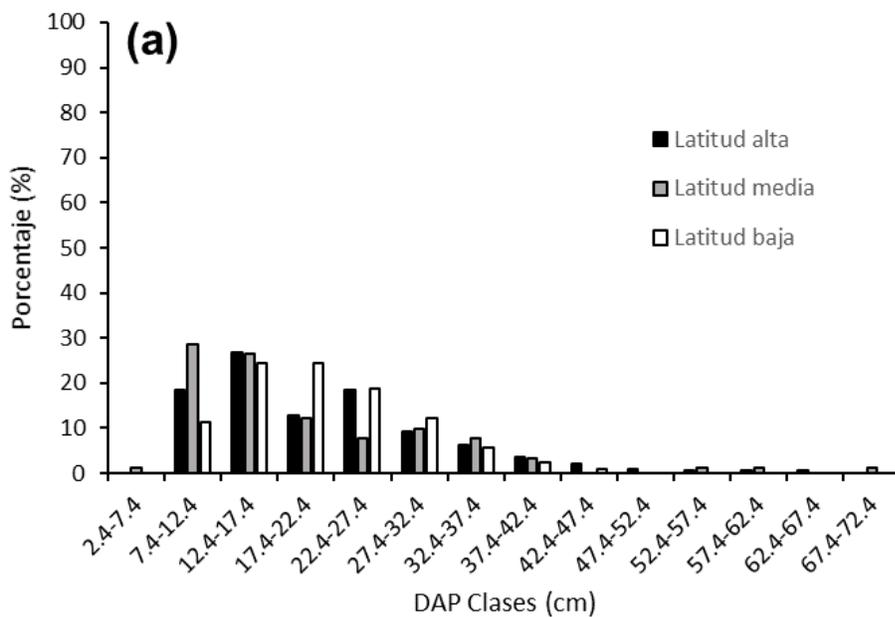


Figura 21. Distribución del DAP de *A. vejarii* en diferentes latitudes a lo largo de su distribución geográfica en la SMOR.

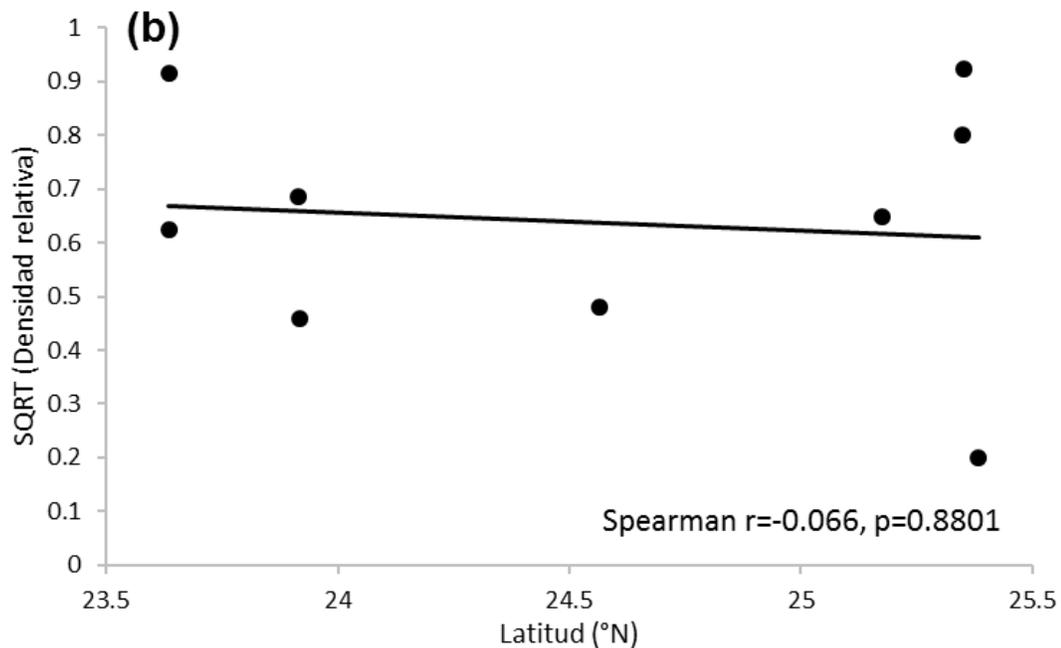


Figura 22. Patrón latitudinal de densidad relativa de árboles de *A. vejarii* a lo largo de su distribución geográfica en la SMOR.

Para evaluar la regeneración (RS) se utilizó la relación entre el número de renuevos y el número de tallos principales (Wei et al., 2015). Las relaciones entre la densidad relativa de individuos y la latitud se determinaron mediante la correlación de Pearson.

Los análisis estadísticos se realizaron con R project versión 1.1.447 para Windows. Antes de la correlación de Pearson, se utilizó una prueba de Shapiro-Wilk para examinar la homogeneidad de la varianza. Cuando fue necesario, los valores fueron transformados con SQRT (Raíz cuadrada) o LN (Logaritmo natural) para satisfacer los supuestos de normalidad y homogeneidad de la varianza.

4.7. RESULTADOS

4.7.1. Dinámica de regeneración a lo largo de la latitud

Las poblaciones con respecto a la latitud mostraron una estructura de tamaño similar, con tres o más picos en las clases de tamaño (Fig. 21). Las poblaciones en las latitudes mostraron una estructura de tamaño de tipo J inverso, con la frecuencia más alta en la clase de DAP más pequeña. Las proporciones de individuos (7.4-12.4 cm) en latitudes bajas, medias y altas fueron 11.3%, 28.5% y 18.46%, respectivamente. La densidad relativa de individuos se correlacionó negativamente con la latitud (Fig. 22). Sin embargo, la regeneración de los renuevos a lo largo de la SMOR tuvo una ligera correlación negativa conforme aumenta la latitud (Fig. 23)

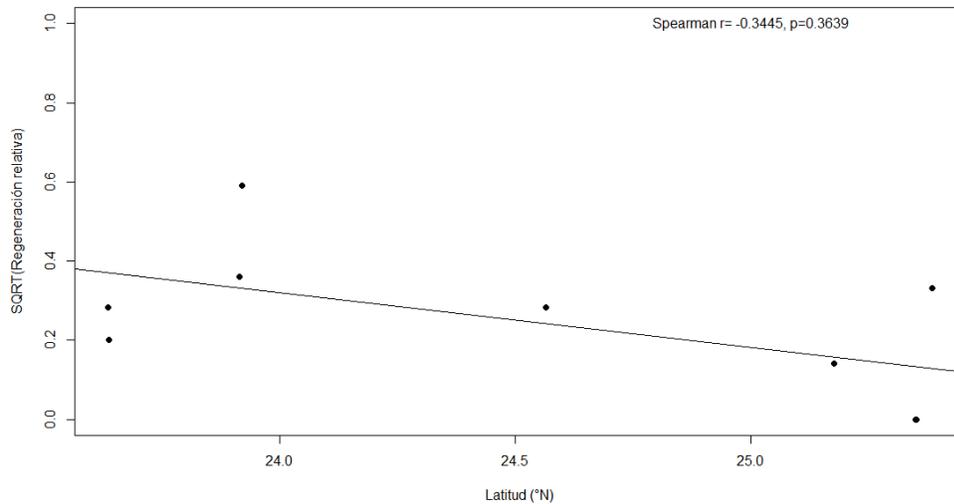


Figura 23. Relación entre la regeneración natural de *A. vejarii* con la latitud a lo largo de la SMOR.

4.7.2. Dinámica de regeneración a lo largo de altitudes

En la latitud baja, las regeneraciones representaron el 10% y 5% del número total de individuos en altitudes altas y medias respectivamente (Fig. 24). Se encontró una correlación marginalmente positiva entre la densidad relativa de la regeneración y la altitud a una latitud baja (Fig. 24).

En la latitud media, las tres poblaciones a baja, media y alta altitud mostraron una estructura de tamaño regular (Fig. 24). El porcentaje de la regeneración aumentó de baja a alta altitud, con 10%, 43,75% y 16,25% en altitudes bajas, medias y altas, respectivamente. La densidad relativa de la regeneración aumentó ligeramente con la altitud.

A una latitud alta, las regeneraciones representaron 2,5% y 12,5% del número total de individuos en altitudes bajas y medias, respectivamente (Fig. 24). La densidad relativa de la regeneración no se correlacionó significativamente con la altitud.

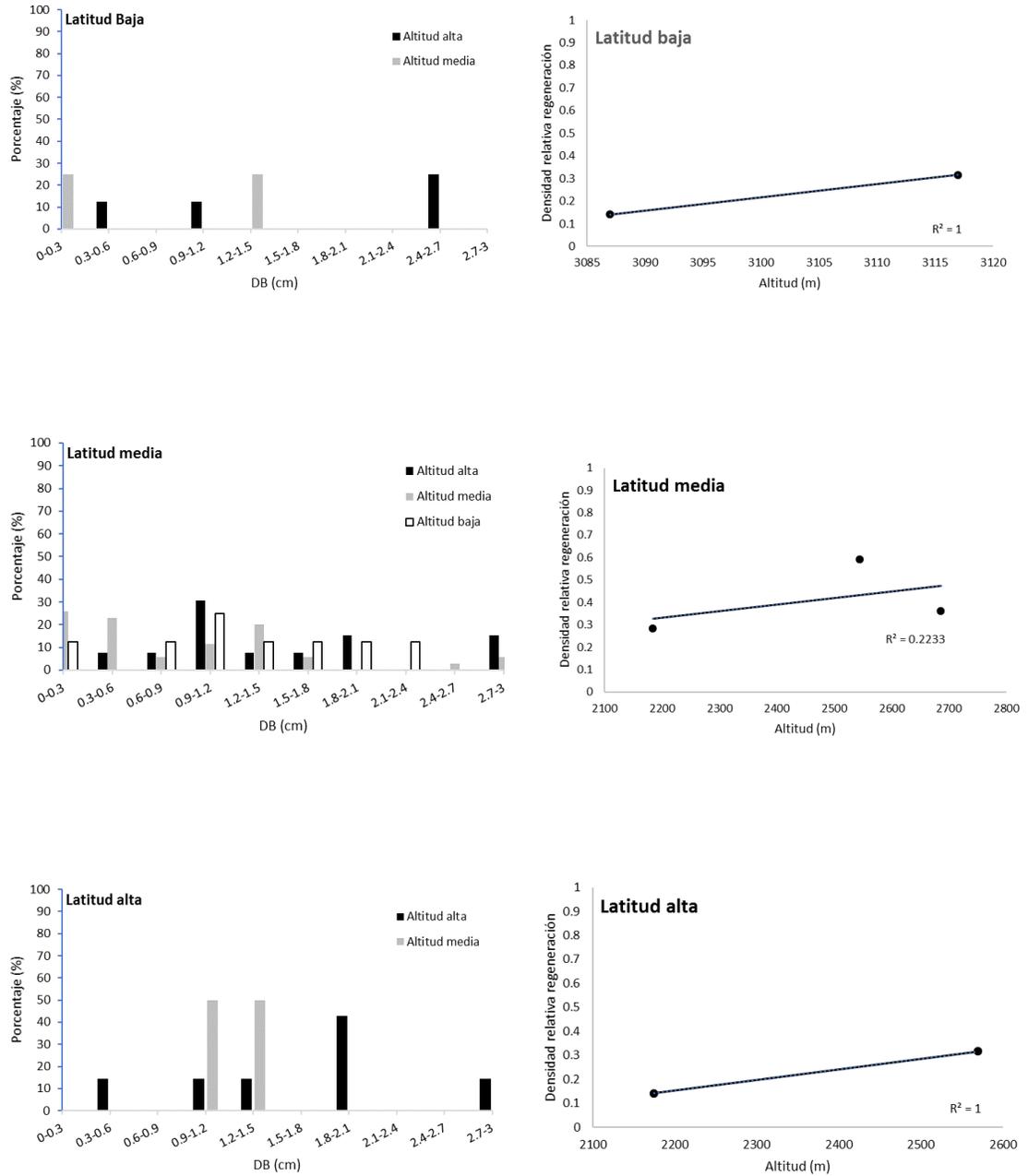


Figura 24. (izquierda) Distribución del tamaño de *A. vejarii* a diferentes altitudes y (derecha) patrones altitudinales de densidad relativa de la regeneración a lo largo de la SMOR.

4.8. DISCUSIÓN

4.8.1. Dinámica de regeneración a lo largo de la latitud

Nuestros resultados mostraron que la dinámica de regeneración de *A. vejarii* varió a lo largo del gradiente latitudinal. Las tendencias de regeneración fueron generalmente disminuyendo conforme aumentó la latitud. En otras palabras, cuanto más se acerca al borde norte, menor es la densidad relativa de los renuevos. Esto indica que no hubo una migración hacia el norte en esta especie de árbol relicto en todo su rango geográfico. Esto es contrario con hallazgos reportados para árboles templados en la zona de transición boreal templada en América del Norte (Fisichelli *et al.*, 2014).

Este estudio proporciona una evidencia del desplazamiento hacia el sur de las especies arbóreas en el norte de México. Tomando en cuenta que la especie bajo estudio es de origen boreal (Treviño-Garza, 2017). De hecho, sobre la base de datos de 6 estaciones meteorológicas, los datos mostraron una disminución de la temperatura a lo largo de la SMOR en México. Estos resultados proporcionan evidencia de que la relación de árboles maduros y la densidad de regeneración presentaron patrones similares a lo largo de gradientes latitudinales.

4.8.2. Dinámica de regeneración a lo largo de altitudes

A lo largo de las montañas de la SMOR, encontramos un desplazamiento hacia arriba, aunque no muy notable, de *A. vejarii*. De acuerdo con nuestro resultado, Encina-Domínguez *et al.* (2008) encontraron la misma tendencia para *A. vejarii* (2668-2791 m en una porción de la SMOR). Del mismo modo, González-Cubas *et al.* (2018) encontraron mayor número de árboles en altitudes altas en cuatro sitios en bosque templado con presencia de *A. vejarii* en el sur de estado de Nuevo León

4.9. CONCLUSIONES

Este estudio presenta la dinámica de regeneración de *A. vejarii* a largo de gradientes latitudinales y altitudinales. No se encontró evidencia de migración hacia el norte a lo largo del gradiente latitudinal, sin embargo, para gradientes altitudinales hubo una correlación positiva de baja a alta a lo largo de la SMOR. Además, este estudio también destaca los cambios altitudinales de la especie a lo largo de la SMOR ubicadas en diferentes latitudes.

4.10. REFERENCIAS

- Ehrlén, J., & Morris, W. F. (2015). Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. *Ecology Letters*, *18*(3), 303-314.
- Encina-Domínguez, J. A., Encina-Domínguez, F. J., Mata-Rocha, E., & Valdes-Reyna, J. (2008). Aspectos estructurales, composición florística y caracterización ecológica del bosque de oyamel de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (83), 13-24.
- Fisichelli, N. A., Frelich, L. E., & Reich, P. B. (2014). Temperate tree expansion into adjacent boreal forest patches facilitated by warmer temperatures. *Ecography*, *37*(2), 152-161.
- González-Cubas, R., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Duque-Montoya, Á., & Gómez-Cárdenas, M. (2018). Diversidad y estructura arbórea en un bosque de *Abies vejarii* Martínez en el sur del estado de Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, *9*(45), 36-65.
- Hampe, A., and Jump, A. S. 2011. Climate relicts: past, present, future. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *42*.
- 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.

IPCC, 2013: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Miller-Rushing, A. J., Høye, T. T., Inouye, D. W., and Post, E. 2010. The effects of phenological mismatches on demography. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1555), 3177-3186.

Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P., Fernandez-Manjarrés, J. F., ... & Chini, L. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010), 1496-1501.

Pompa-García, M., Sánchez-Salguero, R., & Camarero, J. J. (2017). Observed and projected impacts of climate on radial growth of three endangered conifers in northern Mexico indicate high vulnerability of drought-sensitive species from mesic habitats. *Dendrochronologia*, 45, 145-155.

Steinbauer, M. J., Grytnes, J. A., Jurasinski, G., Kulonen, A., Lenoir, J., Pauli, H., ... & Bjorkman, A. D. (2018). Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature*, 556(7700), 231.

Tinya, F., Márialigeti, S., Bidló, A., & Ódor, P. (2019). Environmental drivers of the forest regeneration in temperate mixed forests. *Forest Ecology and Management*, 433, 720-728.

Tomiolo, S., & Ward, D. (2018). Species migrations and range shifts: A synthesis of causes and consequences. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*.

Treviño-Garza, E.J. 2017. Chapter one Conservation & Biodiversity. Inventory and assessment of ecosystems with relict tree species as a tool for establishing criteria for public forest policy. The science policy gap regarding informed decisions in forest policy and management. What scientific

information are policy makers really interested in?. Proceedings of the 6th International DAAD Workshop. Cuvillier Verlag. 10 p.

Wei, X., Wu, H., Meng, H., Pang, C., & Jiang, M. (2015). Regeneration dynamics of *Euptelea pleiospermum* along latitudinal and altitudinal gradients: trade-offs between seedling and sprout. *Forest Ecology and Management*, 353, 232-239.

Woolbright, S. A., Whitham, T. G., Gehring, C. A., Allan, G. J., and Bailey, J. K. 2014. Climate relicts and their associated communities as natural ecology and evolution laboratories. *Trends in ecology & evolution*, 29(7), 406-416.

Woolbright, S. A., Whitham, T. G., Gehring, C. A., Allan, G. J., & Bailey, J. K. (2014). Climate relicts and their associated communities as natural ecology and evolution laboratories. *Trends in ecology & evolution*, 29(7), 406-416.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES GENERALES

En los bosques templados del noreste de México con presencia de *Abies vejarii*, se identificaron nueve poblaciones bien representativas. En el área de estudio se presentan bosques heterogéneos con una variable diversidad de especies arbóreas. Esta diversidad se presenta de manera diferente dependiendo de la latitud y altitud de que se trate, los bosques del sur del estado de Nuevo León fueron las más diversas, donde se registró hasta 19 especies de árboles, los sitios del estado de Tamaulipas fueron las que presentaron la menor variación con solo cuatro especies.

La especie de *A. vejarii* fue la más importante al considerar que tuvo mayor que dominancia al ocupar mayor área basal, las más abundantes al registrar el mayor número de árboles por unidad de superficie y las más frecuentes al estar distribuidas en la mayor parte del área. A pesar de su gran diversidad de especies arbóreas, la mayoría de ellas están representadas por árboles de pequeñas dimensiones y distribuidos aleatoriamente.

El grado de mezcla de las especies arbóreas varió de acuerdo con la altitud en la SMOR. En el sitio con altitud de 2500 msnm se presentó la mayor mezcla de las especies. La dominancia en diámetro de *Abies vejarii* sobre sus vecinos más cercanos concluyó que cualquier árbol dentro de los rodales tiene dos a tres árboles vecinos con menor diámetro.

En lo que respecta al análisis distribución actual y potencial de *A. vejarii*, relacionado con factores ambientales, topográficos y antropogénicos en el rango de su distribución actual. Se encontró que especie ocupa solo el 0.5% del área total que se predice y que es climáticamente adecuada para su presencia. El impacto humano mostró un efecto significativo. Las variables ambientales juegan un papel importante en la distribución actual de la especie, asociado a las montañas con topografías complejas que rodean la Sierra Madre Oriental, son el

hábitat favorable para su persistencia. La cuantificación de las áreas óptimas para su desarrollo permitirá crear estrategias apropiadas para su conservación y acciones de restauración de las poblaciones de este árbol relictivo.

La respuesta de regeneración de los bosques de abies a lo largo de gradientes latitudinales y altitudinales en el noreste de México, mostró que la proporción de árboles maduros y la densidad relativa de la regeneración presentan patrones latitudinales de mayor a menor. No se encontraron ningún cambio aparente, un desplazamiento hacia abajo a lo largo de las montañas de la SMOR. Es decir, las tendencias de regeneración fueron generalmente disminuyendo conforme aumentó la latitud. Con respecto a gradientes altitudinales la densidad relativa de la regeneración aumentó ligeramente con la altitud.