



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE
HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN

TESIS

**ESTRUCTURA POBLACIONAL ECOLÓGICA Y GENÉTICA DE
abies hidalgensis EN CONDICIONES NATURALES Y DE MANEJO
FORESTAL: PROPUESTA DE MANEJO PARA LA CONSERVACIÓN**

Para obtener el grado de

Doctor en Ciencias en Biodiversidad y Conservación

PRESENTA

M. C. Elena Rosales Islas

Comité tutorial

Dr. Pablo Octavio Aguilar

Dra. Dulce María Galván Hernández

Dr. Arturo Sánchez González

Dr. David Sebastian Gernandt

Mineral de la Reforma, Hidalgo, Julio 2023

Estructura poblacional ecológica y genética de *Abies hidalgensis* en condiciones naturales y de manejo forestal: propuesta de manejo para la conservación

ACTA DE REVISIÓN

DECATORIA

A JLTI por estar presente y apoyarme en esta etapa de mi vida y no soltar mi mano a pesar de las adversidades.

A mis padres y hermanos por el apoyo que me brindaron para realizar el trabajo de campo y por estar presentes, por ellos sigo adelante.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo que me ha permitido continuar con mi formación profesional en el Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación y mi desarrollo personal.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para realizar mis estudios de posgrado.

Al Dr. Pablo Octavio Aguilar por todo su apoyo en el desarrollo de este trabajo, por escucharme, le agradezco demasiado por haberse tomado un poco de tiempo para conocerme y todos sus consejos, por no decir que no a pesar de todo y espero que podamos seguir colaborando en el futuro.

A los miembros de mi comité tutorial, Dra. Dulce María Galván Hernández, Dr. Arturo Sánchez González, Dr. David Sebastian Gernandt por todas sus revisiones, comentarios, sugerencias en el desarrollo de este trabajo de investigación.

Al Dr. Sergio Hernández León, parte de todo esto inicio gracias a usted.

Amigos y compañeros del ICBI que antes de juzgarme y creer en todo lo que se dice se dieron el tiempo de conocerme, me alegra conocer personas que tengan un criterio propio. Me llevo un bello recuerdo de ustedes Lili, Adri, Brenda, Franc, gracias por los consejos y por escucharme, por hacerme sonreír cuando era difícil. Gracias RJML, me ayudaste a reafirmar que no hay que parar por nadie ni nada y que confiar en una persona es peligroso por más amable y cariñoso que se muestre. De todos se aprende algo.

ÍNDICE

| | |
|---|------|
| ÍNDICE..... | iv |
| LISTA DE CUADROS | viii |
| LISTA DE FIGURAS | x |
| RESUMEN GENERAL | 1 |
| GENERAL ABSTRACT..... | 3 |
| INTRODUCCIÓN GENERAL | 5 |
| Literatura citada..... | 8 |
| HIPÓTESIS | 11 |
| JUSTIFICACIÓN..... | 12 |
| OBJETIVOS..... | 13 |
| Objetivo general | 13 |
| Objetivos particulares..... | 13 |
| ANTECEDENTES | 14 |
| El género <i>Abies</i> | 14 |
| El género <i>Abies</i> en México..... | 14 |
| <i>Abies hidalgensis</i> Debreczy, Rácz, & Guízar..... | 15 |
| Manejo forestal en el género <i>Abies</i> | 16 |
| Efecto del manejo forestal sobre la estructura y dinámica de poblaciones | 17 |
| Estructura y diversidad genética en el género <i>Abies</i> | 19 |
| Restauración para la conservación de <i>Abies hidalgensis</i> | 20 |
| Aspectos poblacionales para el manejo de <i>Abies</i> | 22 |
| Literatura citada..... | 23 |
| CAPÍTULO I | 31 |
| Caracterización morfológica y genética de las poblaciones de <i>Abies</i> Hidalgo, México: Importancia de la identidad taxonómica para el aprovechamiento forestal | 32 |
| Resumen | 32 |
| Abstract..... | 32 |
| Materiales y métodos..... | 34 |
| Análisis morfológico | 36 |
| Análisis genético | 37 |

| | |
|--|----|
| Mapa de distribución geográfica de <i>Abies hidalgensis</i> | 39 |
| Resultados..... | 39 |
| Análisis morfológicos..... | 39 |
| Análisis genéticos | 41 |
| Mapa de distribución geográfica de <i>Abies hidalgensis</i> | 42 |
| Discusión | 44 |
| Agradecimientos..... | 46 |
| Literatura citada..... | 46 |
| CAPÍTULO II..... | 50 |
| Effect of forest management on the genetic diversity of <i>Abies hidalgensis</i> , a threatened species with restricted distribution | 51 |
| Abstract..... | 51 |
| Keywords..... | 51 |
| Introduction | 52 |
| Materials and methods..... | 54 |
| Study sites..... | 54 |
| Field data recording..... | 54 |
| Laboratory analysis..... | 55 |
| Data analysis..... | 57 |
| Results | 58 |
| Genetic diversity..... | 58 |
| Genetic structure..... | 60 |
| Bottleneck..... | 62 |
| Discussion..... | 62 |
| Implications for conservation | 65 |
| Conclusion | 66 |
| References | 67 |
| Supplementary material..... | 73 |
| CAPÍTULO III | 75 |
| <i>Abies hidalgensis</i> : Effect of forest extraction on a threatened and microendemic species .. | 76 |
| Abstract..... | 77 |

| | |
|---|-----|
| Keywords..... | 77 |
| Introduction | 78 |
| Material and Methods..... | 80 |
| Study area | 80 |
| Field data recording..... | 82 |
| Data analysis..... | 83 |
| Results | 84 |
| Discussion..... | 90 |
| Conclusions | 93 |
| Funding..... | 94 |
| Reference list | 95 |
| CAPÍTULO IV | 102 |
| Evaluación del riesgo de extinción y distribución potencial de <i>Abies hidalgensis</i> un árbol con poblaciones extremadamente pequeñas (PSESP)..... | 103 |
| Abstract..... | 104 |
| Resumen | 105 |
| Introducción..... | 106 |
| Materiales y métodos..... | 108 |
| Método de Evaluación de Especies en Riesgo (MER)..... | 108 |
| Modelo de distribución potencial | 110 |
| Resultados..... | 112 |
| Evaluación MER | 112 |
| Distribución potencial | 118 |
| Discusión | 120 |
| Manejo de las poblaciones..... | 121 |
| Manejo de enfermedades | 123 |
| Conservación de la diversidad genética..... | 123 |
| Conservación ex situ..... | 124 |
| Conclusiones..... | 125 |
| Agradecimientos..... | 125 |
| Literatura citada..... | 126 |

| | |
|--|-----|
| Material suplementario | 137 |
| ANEXOS | 138 |
| Protocolo de extracción de DNA en plantas de Doyle and Doyle (1987) modificado para <i>Abies hidalgensis</i> Debreczy Rácz y Guízar | 138 |

LISTA DE CUADROS ANTECEDENTES

| | |
|---|----|
| Cuadro 1. Poblaciones relictas de <i>Abies hidalgensis</i> , ubicadas en el sureste del estado de Hidalgo México. | 16 |
|---|----|

CAPÍTULO I

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Individuos muestreados por especie y población de Hidalgo, México. m snm: metros sobre el nivel del mar, Ng: tamaño de muestra para la evaluación genética, Nf: tamaño de muestra para la evaluación morfológica | 36 |
| Tabla 2. Características morfológicas consideradas en el Análisis de Funciones Discriminantes Generalizado para contrastar a las especies de <i>Abies</i> en Hidalgo, México. 37 | |
| Tabla 3. Marcadores moleculares usados para el análisis de las especies de <i>Abies</i> en Hidalgo, México. Pb: pares de bases, Ta °C: temperatura de alineamiento..... | 38 |
| Tabla 4. Coeficientes canónicas estandarizados para cada función obtenida por el AFDG de las especies de <i>Abies</i> en Hidalgo, México; a partir de los datos morfológicos | 39 |
| Tabla 5. Descriptores morfológicos de <i>Abies hidalgensis</i> , <i>Abies</i> sp. y <i>A. religiosa</i> | 40 |
| Tabla 6. Descriptores genéticos de las especies de <i>Abies</i> analizadas en Hidalgo, México. 41 | |
| Tabla 7. Comparación pareada entre especies de <i>Abies</i> en Hidalgo, México. Sobre la diagonal: distancias de Nei; bajo la diagonal: número de migrantes por generación (Nm). 41 | |
| Tabla 8. Coeficientes canónicos estandarizados para cada función obtenida por el AFDCP de las especies de <i>Abies</i> en Hidalgo, México, a partir de los datos genéticos..... | 42 |
| Tabla 9. Análisis de cuellos de botella para las poblaciones de <i>Abies</i> en Hidalgo, México. Se muestran los valores de probabilidad para las pruebas de Wilcoxon. | 44 |

CAPÍTULO II

| | |
|--|----|
| Table 1. Molecular markers used for analysis of the population structure of <i>Abies hidalgensis</i> in Hidalgo, Mexico. | 57 |
| Table 2. Number of alleles and effective alleles, Shannon index, observed and expected heterozygosity and fixation index by locus. | 59 |
| Table 3. Shannon index, observed and expected heterozygosity, and fixation index by study condition and population mean. | 60 |
| Table 4. <i>F</i> coefficients and number of migrants by locus and total population..... | 61 |

| | |
|---|----|
| Table 5. Comparison of genetic diversity of <i>A. hidalgensis</i> with other species of the genus <i>Abies</i> | 64 |
| Supp 1. Alleles with higher frequency by locus and study condition..... | 73 |
| Supp 2. Analysis of molecular variance (AMOVA) of <i>Abies hidalgensis</i> from nuclear microsatellites..... | 74 |

CAPÍTULO III

| | |
|---|----|
| Table 1. Demographic structure of <i>Abies hidalgensis</i> populations. Contrast between conserved and extracted condition | 85 |
| Table 2. Age estimation models ($bx \pm a$) of <i>A. hidalgensis</i> | 87 |
| Table 3. Static life table of <i>Abies hidalgensis</i> populations. Contrast between conditions .. | 88 |
| Table 4. Values of R_o , G , r , and λ with the effect of demographic stochasticity | 89 |

CAPÍTULO IV

| | |
|--|-----|
| Tabla 1. Superficie de distribución de <i>A. hidalgensis</i> y número de individuos por población. | 113 |
| Tabla 2. Valores asignados a <i>Abies hidalgensis</i> para el anexo normativo II del método de evaluación de riesgo de extinción de plantas en México MER | 114 |
| Tabla 3. Análisis de componentes principales de las capas obtenidas de WorldClim y CEM del área M estimada para <i>A. hidalgensis</i> | 118 |

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. *Abies hidalgensis*: A) vista general, B) cono ovulado, C) cono polínico, D) escama, E) bráctea, F) semilla. *Abies* sp: G) vista general, H) cono ovulado, I) cono polínico, J) escama, K) bráctea, L) semilla. *Abies religiosa*: M) vista general, N) cono ovulado, O) cono polínico, P) escama, Q) bráctea, R) semilla. 35

Figura 2. Ordenamiento por Análisis de Funciones Discriminantes para los caracteres morfológicos de los abetos de Hidalgo, México 40

Figura 3. Análisis de asignación bayesiana obtenida por el programa STRUCTURE HARVESTER..... 42

Figura 4. Poblaciones de abetos evaluados y distribución actual de *Abies hidalgensis* en Hidalgo, México 43

Figura 5. Ordenamiento por el Análisis de Funciones Discriminantes de Componentes Principales para los microsatélites de los abetos de Hidalgo México. 43

CAPÍTULO II

Figure 1. Studied populations of *Abies hidalgensis* in Hidalgo, Mexico 55

Figure 2. Results of STRUCTURE analysis using STRUCTURE SELECTOR. Each vertical bar represents the inferred ancestry in each genetic group..... 62

CAPÍTULO III

Figure 1. Study populations of *Abies hidalgensis* 81

Figure 2. Dendrogram of the cluster analysis based on Ward's agglomerative method and Euclidean distances for the classification of *A. hidalgensis* individuals, based on diameter and height. 86

Figure 3. Mortality curves (qx) and life expectancy (ex) for *Abies hidalgensis* populations under conserved and extracted conditions..... 87

CAPÍTULO IV

Figura 1. Distribución actual y distribución potencial predicha de *Abies hidalgensis* en México..... 119

Figura S1. Daño por hongo no identificado a la base del fuste de *A. hidalgensis* 137

RESUMEN GENERAL

El conocimiento de la estructura y dinámica de poblaciones de una planta amenazada, así como su diversidad genética; facilita su manejo, restauración y conservación. *Abies hidalgensis* es una especie rara y registrada solo para el estado de Hidalgo, México. Esta especie se encuentra en la categoría de Vulnerable D2 en la lista roja de especies amenazadas de la IUCN pero no se encuentra en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Las actividades antropogénicas y el estatus taxonómico incierto de la especie han causado la reducción drástica de individuos y la pérdida de poblaciones enteras por lo que el riesgo de extinción de la especie es inminente.

En el presente trabajo se delimitan las poblaciones del género *Abies* distribuidas en la zona centro y sureste del estado de Hidalgo y, a partir de un análisis morfológico; se identifican aquellas que pertenecen a *A. hidalgensis*. Se identifican nueve sitios donde la especie se distribuye, que para fines prácticos serán denominados poblaciones. En estas se registraron menos de 1000 individuos con diámetro y altura superior a 2.5 cm y 1.5 m respectivamente.

Para diseñar estrategias de restauración y conservación adecuadas para la especie se investigó la estructura y dinámica poblacional, así como la diversidad genética. La estructura y dinámica poblacional de la especie se evaluó a través de un análisis de funciones discriminantes generalizado (AFDG) entre las categorías delimitadas a partir de un análisis de agrupamiento, mismas que se emplearon para elaborar tablas de vida estáticas para las dos condiciones observadas (áreas conservadas y áreas con extracción). Adicionalmente, el patrón de regeneración natural en las poblaciones también se evaluó con un AFDG. La diversidad genética se evaluó en dos poblaciones, una conservada y una con manejo forestal, con el uso de siete marcadores moleculares nucleares desarrollados para *A. guatemalensis*. Se estimó la heterocigosis observada y esperada y la estructura genética a partir de un análisis de varianza molecular.

A partir de la información generada se desarrollan el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción para ayudar a la inclusión de la especie a la NOM-059-SEMARNAT-2010. Para identificar áreas con idoneidad ambiental y topográfica para el establecimiento de

plantaciones con fines de restauración de la especie se elaboró un modelo de distribución potencial con el algoritmo de máxima entropía del programa MAXENT.

Las actividades de extracción forestal causan un cambio significativo en la estructura de las poblaciones y a pesar de que aparentemente las poblaciones se encuentran en crecimiento existe una pérdida constante de individuos. La regeneración natural es escasa en ambas condiciones de estudio y focalizada cerca a los árboles padre. La supervivencia de las plántulas es mayor en zonas conservadas, pero en zonas con extracción forestal hay mayor germinación. Genéticamente las poblaciones tienen una base común ($F_{ST}=0.056$, $Nm=43$), lo que sugiere una fragmentación en la distribución de este taxon reciente, aumentando el efecto del cuello de botella en zonas bajo manejo forestal, lo que explica el nivel aparentemente alto de heterocigosis ($H_e=0.69$) y la baja endogamia.

La especie se encuentra “En peligro de extinción (P)”. Las estrategias de conservación deben considerar: manejo de las poblaciones y de enfermedades, conservación de la diversidad genética, conservación *ex situ* y establecimiento de plantaciones en áreas con idoneidad ambiental y topográfica.

La conservación de esta especie es urgente ya que su distribución actual se restringe a 1.94 km² en zonas de uso forestal o de alto impacto debido a la tala clandestina y cambio de uso de suelo.

GENERAL ABSTRACT

Knowledge of the structure and population dynamics of a threatened plant, as well as its genetic diversity, facilitates its management, restoration, and conservation. *Abies hidalgensis* is a rare species and registered only for the state of Hidalgo, Mexico. This species is in the Vulnerable D2 category on the IUCN Red List of Threatened Species but it is not found in NOM-059-SEMARNAT-2010. Anthropogenic activities and the uncertain taxonomic status of the species have caused the drastic reduction of individuals and the loss of entire populations, therefore the risk of extinction of the species is imminent.

In the present work the populations of the genus *Abies* distributed in the in the center and southeast of Hidalgo state are delimited and from a morphological analysis those belonging to *A. hidalgensis* are identified. Nine sites where the species is distributed are identified, which for practical purposes will be called populations. In these, less than 1 000 individuals with diameter and height greater than 2.5 cm and 1.5 m respectively were recorded.

In order to design restoration and conservation strategies suitable for the species, the structure and population dynamics, as well as the genetic diversity, were investigated. The structure and population dynamics of the species was evaluated through an analysis of generalized discriminant functions (AFDG) between the categories delimited from a grouping analysis, which were used to develop static life tables for the two observed conditions (conserved areas and areas with extraction). Additionally, the pattern of natural regeneration in the populations was evaluated with an AFDG. Genetic diversity was evaluated in two populations, one conserved and one under forest management, using seven nuclear molecular markers developed for *A. guatemalensis*. Observed and expected heterozygosity and genetic structure were estimated from an analysis of molecular variance.

Based on the information generated, the Extinction Risk Assessment Method is developed to help the inclusion of the species in NOM-059-SEMARNAT-2010. To identify areas with environmental and topographic suitability for the establishment of plantations for the restoration of the species, a potential distribution model was developed with the maximum entropy algorithm of the MAXENT program.

Forest extraction activities cause a significant change in the structure of the populations and despite the fact that the populations are apparently growing, there is a constant loss of individuals. Natural regeneration is scarce in both study conditions and focused near the parent trees. Seedling survival is higher in conserved areas, but in areas with forest extraction there is greater germination. Genetically, the populations have a common base ($F_{ST}=0.056$, $Nm=43$), which suggests a fragmentation in the distribution of this recent taxon, increasing the bottleneck effect in areas under forest management, which explains the apparently high level heterozygosity ($H_e=0.69$) and low inbreeding.

The species is listed as “Endangered (P)”. Conservation strategies should consider: population and disease management, conservation of genetic diversity, *ex situ* conservation and establishment of plantations in areas with environmental and topographic suitability.

The conservation of this species is urgent since its current distribution is restricted to 1.94 km² in areas of forest use or high impact due to clandestine logging and land use change.

INTRODUCCIÓN GENERAL

El conocimiento de la estructura y dinámica de poblaciones de una planta amenazada, así como su diversidad genética; facilita su manejo, restauración y conservación (Farahat, 2020; Awad et al. 2014; Wu et al. 2015). Particularmente las investigaciones sobre la estructura y las características de regeneración de poblaciones de plantas amenazadas son fundamental para definir estrategias de conservación (Li C et al., 2020a, Li W et al., 2020b) y adicionalmente inferir la dinámica actual y futura de estos organismos (Ren et al., 2007, Shen et al., 2016; Zhao et al., 2017), así como evaluar el impacto de las actividades antropogénicas (Cordero et al., 2016). En este contexto, las tablas de vida estáticas son una herramienta eficiente para el estudio de la dinámica poblacional de organismos de larga vida como los árboles pues permiten identificar las probabilidades de mortalidad y supervivencia de los ejemplares por cada clase de edad o tamaño en diferentes estadios de crecimiento en un periodo de tiempo específico (Harcombe, 1987; Donovan and Welden, 2002; Gotelli, 2008) ya que es impráctico evaluar una población hasta que todos los ejemplares mueren (Hegazy, 2008; Herrerías and Nieto de Pascual, 2020).

Por su parte los análisis genéticos, sobre poblaciones de plantas amenazadas, basados en marcadores moleculares permiten estimar el impacto de las actividades antropogénicas sobre la diversidad y estructura genética e identificar árboles-poblaciones promisorios para la delimitación de unidades de conservación, evaluación de riesgos y diseño de estrategias de manejo (González 2003; Godoy 2009).

Aunado a la información sobre la estructura, dinámica y diversidad genética de especies de plantas amenazadas, los efectos que las actividades antropogénicas tienen sobre estas especies deben ser evaluadas a fin de delimitar las obras de manejo, restauración y conservación necesarias. Estas actividades son una de las principales amenazas a las poblaciones de especies en riesgo debido al cambio de uso de suelo con fines agrícolas, ganadero o forestales (Dieler et al., 2017; Otavo and Echeverría, 2017; Pérez-López et al., 2020; Rodríguez & Luna 2020). Debido a lo anterior es importante que estas especies sean incluidas en la legislación correspondiente para ayudar a mitigar el efecto negativo de las actividades humanas al limitar a evitar su aprovechamiento. Particularmente, la fragmentación asociada al manejo forestal con fines maderables y no maderables tiene

efectos controversiales sobre las plantas, con una intensidad que puede fluctuar con relación a las prácticas silvícolas, la estructura del rodal y las características propias de las especies presentes en la comunidad antes y durante la extracción (Gautam et al. 2021), por lo que tales efectos deben ser evaluados de manera precisa sobre la especie de interés a fin de delimitar las actividades de restauración y conservación necesarias.

En México, el género *Abies* está representado por ocho a diez especies (Farjon & Rushforth 1989, Gernandt & Pérez-de la Rosa 2014, Farjon 2017), dentro de las cuales se encuentra *Abies hidalgensis*. Esta especie se ha reportado sólo para el estado de Hidalgo y se encuentra en la categoría de Vulnerable D2 en la lista roja de especies amenazadas (www.iucnredlist.org). Sin embargo, no existe información sobre su distribución geográfica ni cuáles son las amenazas a sus poblaciones, aun no se han definido sus características dasométricas (altura y diámetro), e incluso algunos de sus caracteres taxonómicos fueron evaluados en material vegetal inmaduro (conos ovulados jóvenes).

Farjon (2017) se refiere a *A. hidalgensis* como una variedad de *Abies hickelii* Flous & Gausson; debido al número de canales resiníferos en sus hojas, altamente inusual en el género (4 a 7 en *A. hidalgensis* y 8 a 12 en *A. hickelii*). Aunado a lo anterior, tanto *A. guatemalensis* como *A. hidalgensis* se han reportado en las poblaciones de Tenango de Doria, y Agua Blanca de Iturbide, pero sin precisar las coordenadas geográficas (Hernández 1985, Debreczy & Rácz 1995). Genéticamente, Aguirre-Planter et al. (2000) evaluaron un ejemplar identificado como *A. guatemalensis* de Agua Blanca de Iturbide, Hidalgo, con marcadores de isoenzimas, pero no se agrupó con poblaciones del resto de la distribución de la especie, en tanto Cruz-Nicolás et al. (2021) estudiaron una muestra del mismo municipio mediante genotipado por secuenciación, pero identificada como *A. hidalgensis*, la cual tampoco se agrupó con las otras especies. Adicional a esta problemática, *Abies religiosa* al igual que *A. hidalgensis* y *A. guatemalensis* se reporta para el municipio Agua Blanca de Iturbide, pero es improbable que esta especie se distribuya en esa zona, aunque (INEGI, 2016, 2017) reporta la extracción de 250 m³ y 191 m³ de madera en rollo para el año 2015 y 2016 de esta especie para el municipio mencionado, por lo que es probable que se haya realizado aprovechamiento de *A. hidalgensis* debido al desconocimiento de su estatus taxonómico y distribución.

Las poblaciones de *A. hidalgensis* de las cuales se tenía registro se constituían de escasos individuos y con impactos negativos severos por las actividades antropogénicas, principalmente por el manejo forestal debido a su estatus taxonómico incierto seguido por el cambio de uso de suelo con fines agrícolas y ganaderos. A pesar de que la especie se encuentra en riesgo eminente de extinción y de estar en la lista roja de especies amenazadas no se encuentra enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2010 debido a la escasa información de la especie.

Con base en lo anterior, el presente trabajo, como parte inicial, tiene como objetivo identificar las poblaciones de *A. hidalgensis* a través de un análisis multivariado morfológico y genético, delimitar su distribución geográfica y determinar las características morfológicas distintivas de la especie.

Las condiciones de las poblaciones de la especie hacen evidente la necesidad de investigar aspectos sobre la estructura poblacional ecológica y genética. Por lo que, adicionalmente, el presente trabajo tiene como objetivo evaluar el efecto de la extracción forestal sobre la estructura y dinámica poblacional de *A. hidalgensis* con el uso de tablas de vida estáticas para conocer el estado actual e inferir el futuro de las poblaciones y analizar los patrones de regeneración natural. De igual forma, evaluar el efecto del aprovechamiento forestal regularizado por la legislación forestal sobre la diversidad y estructura genética de la especie mediante el uso de marcadores moleculares nucleares para identificar las pérdidas asociadas con la reducción poblacional.

La información generada sobre la estructura ecológica y genética de la especie se empleó como base para determinar la categoría de riesgo de *A. hidalgensis* utilizando el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción (MER), para su categorización dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 y definir estrategias clave para la restauración y conservación de *A. hidalgensis in situ* y alternativas *ex situ*.

Literatura citada

- Aguirre-Planter, E., Furnier, G.R., Eguiarte, L.E. (2000). Low levels of genetic variation within y high levels of genetic differentiation among populations of species of *Abies* from Southern Mexico y Guatemala. *American Journal of Botany*, 87: 362-371. <https://doi.org/10.2307/2656632>
- Awad, L., Fady, B., Khater, C., Roig, A. Cheddadi, R. (2014) Genetic structure and diversity of the endangered fir tree of lebanon (*Abies cilicica* Carr.) Implications for Conservation. *PLoS One*, 9(2): e90086. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090086>
- Cordero, I., Jiménez, M.D., Delgado, J.A., Villegas, L., Balaguer, L. (2016). Spatial and demographic structure of tara stands (*Caesalpinia spinosa*) in Peru: Influence of present and past forest management. *Forest Ecology and Management* 377: 71-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.034>
- Cruz-Nicolás, J., Villarruel-Arroyo, A., Gernandt, D.S., Fonseca, R.M., Aguirre-Planter, E., Eguiarte, L.E., Jaramillo-Correa, J.P. (2021). Non-adaptive evolutionary processes governed the diversification of a temperate conifer lineage after its migration into the tropics. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 160: 107125. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2021.107125>
- Debreczy Z, Rác I. 1995. New species y varieties of conifers from México. *Phytologia* 78: 217-243.
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Muller, J., Rotzer, T., Pretzsch, H. (2017). Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research*, 136: 739-766. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1056-1>
- Donovan, T.M., Welden, C. (2002). *Spreadsheet exercises in conservation biological and landscape ecology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland.
- Farahat, E.A. (2020). Age structure and static life tables of the endangered *Juniperus phoenicea* L. in North Sinai Mountains, Egypt: implication for conservation. *Journal of Mountain Science*, 17: 2170-2178. <https://doi.org/10.1007/s11629-020-6123-2>
- Farjon, A. (2017). *A handbook of the world's conifers*. Brill Academic Publishers, Leiden Boston.
- Farjon, A., Rhusforth, K.D. (1989). A classification of *Abies* Miller (Pinaceae). *Notes of Royal of the Botanical Garden Edimburg*, 46(1): 59-79.
- Gautam, S., Timilsina, S., Shrestha, M. (2021). The effects of forest management activities on genetic diversity of forest trees. *Indonesian Journal of Social and Environmental Issues*, 2(2):110-118. <https://doi.org/10.47540/ijsei.v2i2.211>

- Gernandt, D.S., Pérez de la Rosa, J.A. (2014). Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 126-133. <https://doi.org/10.7550/rmb.32195>
- González, E.G. (2003). Microsatélites: sus aplicaciones en la conservación de la biodiversidad. *Graellsia*, 59(2-3): 377-388. <https://doi.org/10.3989/graellsia.2003.v59.i2-3.253>
- Gotelli, N.J. (2008). *A primer of ecology*. Sinauer Associates, Inc, Sunderland Massachusetts.
- Harcombe, P.A. (1987). Tree Life Tables. *BioScience*, 37: 557-568. <https://doi.org/10.2307/1310666>
- Hegazy, A.K., Hammouda, O., Lovett-Doust, J., Gomaa, N.H. (2008). Population dynamics of *Moringa peregrina* along altitudinal gradient in the northwestern sector of the Red Sea. *Journal of Arid Environments* 72: 1537-1551. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.03.001>
- Hernández, M.A. (1985). Distribución y utilidad de los *Abies* en México. *Investigaciones Geográficas*, 15: 75-118.
- Herrerías, M.L.G., Nieto de Pascual, P.M.C. del C. (2020). Características estructurales y demográficas de *Juniperus deppeana* Steud. en dos localidades del estado de Tlaxcala. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11: 124-151. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.618>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2016). Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2016. http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2017/702825095093.pdf.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2017. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2016/702825083748.pdf
- Li, C., Chen, Y., Yang, F., Wang, D., Song, K., Yu, Z., Sun, W., Yang, J. (2020). Population structure and regeneration dynamics of *Firmiana major*, a dominant but endangered tree species. *Forest Ecology and Management*, 462: 117993. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117993>
- Li, W., Li, H., Gan, X., Xhang, X., Xan, Z. 2020. Population structure and dynamics of the endangered tree *Tetracentron sinense* Oliver. *Pakistan Journal of Botany*, 52(2). [http://dx.doi.org/10.30848/pjb2020-2\(4\)](http://dx.doi.org/10.30848/pjb2020-2(4))

- Otavo, S., Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 8: 924-935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>
- Pérez-López, R.I., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T. (2020). Efectos del “Método de Desarrollo Silvícola” sobre la diversidad arbórea en bosques húmedos de montaña del norte de Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91: e913326. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3326>
- Ren, Q., Yan, X., Cui, G., Wang, J., Huang, Y., Wei, X., Li, K. (2007). Smith fir population structure and dynamics in the timberline ecotone of the Sejila Mountain, Tibet, China. *Acta Ecologica Sinica*, 27(7): 2669-2677 [https://doi.org/10.1016/S1872-2032\(07\)60055-9](https://doi.org/10.1016/S1872-2032(07)60055-9)
- Rodríguez-Ramírez, E.C., Luna-Vega, I. (2020). Dendroecology as a research tool to investigate climate change resilience on *Magnolia vovidesii*, a threatened Mexican cloud forest tree species of eastern México. In *Latin American Dendroecology*. Pompa-García, M., Camarero, J. (eds). Springer Cham, pp. 3-20. https://doi.org/10.1007/978-3-030-36930-9_1
- Shen, Z., Lu, J., Hua, M., Tang, X., Qu, X., Xue, J. Fang, J. (2016) Population structure and spatial pattern analysis of *Quercus aquifolioides* on Sejila Mountain, Tibet, China. *Journal of Forest Research*, 27: 387-94 <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0444-1>
- Wu, F.Q., Shen, S.K., Zhang, X.J., Wang, Y.H., Sun, W.B. (2015). Genetic diversity and population structure of an extremely endangered species: the world’s largest Rhododendron. *AoB PLANTS*, 7: plu082. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plu082>
- Zhao, B., Guo, D., Shao, H., Bai, Z. (2017). Investigating the population structure and spatial pattern of restored forests in an opencast coal mine, China. *Environmental Earth Sciences*, 76: 679. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7020-z>

HIPÓTESIS

El aislamiento geográfico, el número escaso de ejemplares y poblaciones y los efectos negativos de las actividades antropogénicas afectan la estructura y dinámica poblacional *A. hidalgensis* y reducen la diversidad genética, lo que pone al taxon en alto riesgo de extinción.

JUSTIFICACIÓN

Abies hidalgensis es una especie rara y hasta ahora solo identificada en el estado de Hidalgo, México por lo que se encuentra adscrita en la categoría de Vulnerable D2 en la Lista Roja de la IUCN, pero no se encuentra en la NOM-059-SEMARNAT-2010. La categoría de VuD2 se debe a la escasa información sobre la especie por lo que para realizar actividades de restauración y conservación y ayudar a su inclusión a la NOM-059-SEMARNAT-2010 es necesario conocer aspectos como su estructura y dinámica poblacional, patrones de reclutamiento, factores de amenaza, patrones de diversidad genética y distribución geográfica.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar la estructura y dinámica poblacional y los patrones de diversidad genética de *A. hidalgensis* en condiciones naturales y de manejo forestal, mediante análisis demográficos y de microsatélites nucleares para definir la categoría de amenaza de la especie y delimitar las acciones prioritarias en un plan de restauración y conservación.

Objetivos particulares

1. Analizar el efecto del manejo forestal sobre la estructura y dinámica poblacional de *Abies hidalgensis* mediante mediciones morfológicas y atributos demográficos.
2. Estimar el efecto del manejo forestal sobre la estructura genética de *Abies hidalgensis* con el uso de marcadores moleculares nucleares.
3. Establecer la categoría de riesgo y acciones prioritarias en un plan de restauración y conservación de *Abies hidalgensis* a partir de la información ecológica y genética obtenida.

ANTECEDENTES

El género *Abies*

El género *Abies* (Pinaceae) comprende especies que se distribuyen en el hemisferio norte en zonas montañosas con climas boreales y templados, desde Eurasia, norte de África hasta América (América del norte y América central) (Farjon, 2017). El número exacto de especies aún es un debate en la comunidad científica. Martínez (1963) menciona 60 especies, Liu (1971) reconoce 39, Rushforth (1987) 55 especies y Farjon (2017) 46 especies. El género está representado por árboles perennifolios, demandantes ecológicamente, que requieren suelos profundos bien drenados, condiciones de humedad elevada y una precipitación media anual arriba de 1000 mm (Rzedowski, 2006). Son especies monoicas, con conos polínicos numerosos en la cara inferior de las ramillas mientras que los conos ovulados son solitarios, erectos y a menudo con exudados de resina. La disposición de las hojas varía de dística, subdística a orientadas en todas direcciones (Martínez, 1963; Farjon, 2017).

El género *Abies* en México

En México *Abies* está representado por 6 a 10 especies (Martínez, 1963; Martínez-Méndez et al., 2016, Farjon, 2017). La distribución geográfica de las poblaciones del género es en extremo dispersa, pero localizada regionalmente. Se restringen a manchones aislados en cerros, laderas y cañadas de las principales cadenas montañosas del país, en un intervalo altitudinal de entre 1,500 y 3,600 m (Liu 1971; Rzedowski, 2006). La NOM-059-2010 (SEMARNAT, 2010), enlista a *Abies concolor*, *A. flinckii*, *A. guatemalensis*, *A. hickelii*, *A. vejarii* y *A. vejarii* var. *mexicana* bajo alguna categoría de riesgo. *Abies hidalgensis* solo está incluida en la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza: UICN (www.iucnredlist.org). Las especies del género que se distribuyen en México y se encuentran en la lista roja de especies amenazadas de la UICN son: *A. religiosa* (preocupación menor), *A. jaliscana* (casi amenazado), *A. vejarii* (casi amenazado), *A. durangensis* (preocupación menor), *A. hickelii* (en peligro), *A. guatemalensis* (en peligro) (<https://www.iucnredlist.org/>).

Los bosques de *Abies* (abetos u oyameles) juegan un papel importante en la conservación de los servicios ambientales tales como la generación de oxígeno, captación de carbono, refugio para especies clave, como la mariposa monarca, captación y filtración de agua y

retención del suelo (Hernández, 1985; Sáenz et al., 2012; Razo et al., 2013; García et al., 2016). En este último aspecto el papel que desempeñan los bosques de abetos es importante ya que se presentan en zonas de montaña con altas pendientes y precipitaciones donde el suelo es más susceptible a la erosión (Requena et al., 2020). Aunado a lo anterior los bosques de *Abies* tienen beneficios recreativos por su belleza escénica, espirituales, así como importancia a nivel científico (Cuevas et al., 2011; Benavides et al., 2011).

El género es el cuarto recurso maderable de México con una producción de 225,688 m³r. La producción de madera de oyamel es destinada principalmente para escuadría y en menor proporción para leña, celulósicos y carbón (SEMARNAT, 2020).

El deterioro de las poblaciones de *Abies* se debe principalmente a la tala inmoderada, cambio de uso del suelo (Ávila et al., 2000), los incendios forestales (Ángeles-Cervantes y López-Mata, 2009), la contaminación (Saavedra-Romero et al., 2003), el cambio climático (Gutiérrez y Trejo, 2014; Gazol et al., 2015) y problemas fitosanitarios, como plagas y enfermedades (Vidal et al., 2013; Heredia et al., 2014; Endara y Herrera, 2016).

***Abies hidalgensis* Debreczy, Rácz, & Guízar**

Abies hidalgensis es endémica del estado de Hidalgo, la población tipo se localiza de 4-5 km al norte del municipio de Metepec, pero aún se desconocen las referencias geográficas (Debreczy y Rácz, 1995). Aunado a esto, poblaciones cercanas se han identificado como *A. guatemalensis* (Hernández, 1985; Eguiarte y Furnier, 1997). Sin embargo, Rosales (2018) realizó un análisis morfométrico con material vegetal de *A. hidalgensis*, *A. religiosa* y *Abies* sp. incluyendo 16 variables morfológicas, 13 cuantitativas y 3 cualitativas y observó que *A. religiosa* es significativamente distinta de *A. hidalgensis* y que las poblaciones del género *Abies* que se distribuyen en los municipios de Agua Blanca de Iturbide, Tenango de Doria y Acaxochitlán corresponden a *A. hidalgensis*.

Abies hidalgensis cuenta con nueve poblaciones relictas que se distribuyen en la zona sureste del estado de Hidalgo (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**) (Rosales, 2018). Las poblaciones en las localidades de La Cruz y Linda Vista en el municipio de Tenango de Doria se ubican en dirección y distancia aproximada de la población tipo de *A. hidalgensis*. La población del Ejido San Cornelio (municipio de Agua Blanca) es la más

densa con 567 individuos. En Agua Blanca, los individuos se desarrollan en áreas bajo manejo forestal, por lo que la regeneración natural no se ve favorecida. La población de Acaxochitlán por su parte, enfrenta problemas por ganadería y tala clandestina (Rosales, 2018).

Cuadro 1. Poblaciones relictas de *Abies hidalgensis*, ubicadas en el sureste del estado de Hidalgo México.

| Municipio | Población | X | Y |
|-------------------------|---------------------|----------|----------|
| | Ejido San Pedrito | 570182 | 2251873 |
| | Ejido San Cornelio | 568267 | 2251422 |
| Agua Blanca de Iturbide | P.P El Tejocote | 569312 | 2250492 |
| | P. P Las Águilas | 566655 | 2252478 |
| | P.P Los Manantiales | 567850 | 2251679 |
| | El Remudadero | 566947 | 2252165 |
| Tenango de Doria | Linda Vista | 575343 | 2244248 |
| | La Cruz de Tenango | 575886 | 2243834 |
| Acaxochitlán | Zacacuautla | 581126 | 2236892 |

P.P. Propiedad privada

Abies hidalgensis se encuentra adscrita en la categoría Vulnerable D2 en la lista roja de especies amenazadas de la IUCN (www.iucnredlist.org). Sin embargo, no se encuentra en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT 2010).

Manejo forestal en el género *Abies*

La Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS) define manejo forestal como “El proceso que comprende el conjunto de acciones y procedimientos que tienen por objeto la ordenación, el cultivo, la protección, la conservación, la restauración y el aprovechamiento de los recursos y servicios ambientales de un ecosistema forestal, considerando los principios ecológicos, respetando la integridad funcional e interdependencia de recursos y sin que merme la capacidad productiva de los ecosistemas y recursos existentes en la misma”.

La gestión forestal en México para bosques de clima templado se basa en la ejecución de métodos o sistemas de manejo que prescriben el aprovechamiento de árboles individuales o grupos de ellos. Los métodos más empleados son Método Mexicano de Ordenación de Bosque Irregulares (MMOBI) y Método de Desarrollo Silvícola (MDS). Los sistemas de gestión de los bosques son Sistemas de Conservación y Desarrollo Silvícola (SICODESI), Sistema Silvícola de Selección (SISISE), Sistema de Cortas Sucesivas de Protección (SICOSUP) y Sistema de Corta a Matarrasa (SISCOMA; CONAFOR, 2017).

Los métodos o sistemas de gestión se agrupan en manejo forestal de cubierta continua y manejo forestal de cubierta discontinua. El primero engloba el MMOBI y el SISISE, el segundo considera al MDS, SICOSUP y SISCOMA. Ambos tipos de manejo incluyen al SICODESI.

El método de gestión forestal, así como los tratamientos a aplicar sobre un género o especie en particular están determinados por las condiciones físicas del terreno, estado actual de la población y afinidad del manejador por un método o sistema (Pérez, 2013). *Abies religiosa* ha sido aprovechado empleando los métodos de ordenación SICOSUP y MMOBI (Castaños y Castro, 2014; Buendía et al., 2018). Las especies del género enlistadas bajo la NOM-059-SEMARNAT-2010 en la categoría de amenazada o en peligro de extinción no son objeto de aprovechamiento. *Abies guatemalensis* se encuentra listada bajo el Apéndice I del Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, por lo que su aprovechamiento es restringido (CITES, 2010).

Efecto del manejo forestal sobre la estructura y dinámica de poblaciones

La biodiversidad de los ecosistemas se ve afectada de manera negativa por las actividades de manejo forestal. Debido a que el concepto de biodiversidad es complejo, Noss (1990) sugiere descomponer el concepto de biodiversidad en tres componentes primarios: composición, estructura y función. Las variables afectadas por el aprovechamiento forestal que han sido objeto de estudio en concordancia con los enfoques de Noss son abundancia de especies, diversidad alfa y beta, área basal, número de árboles vivos, estructura vertical y horizontal, número de microhábitats y cantidad de madera muerta (Dieler et al., 2017).

El efecto del manejo forestal sobre la biodiversidad en México aún es poco entendido, debido a las diferencias en escala de medición (rodal, paisaje), manejo silvícola aplicado, papel de productores y manejadores forestales (Monárrez, 2018), grupos taxonómicos evaluados, y la diversidad de ecosistemas sobre los que se evalúa. A nivel poblacional las investigaciones son pocas; sin embargo, se puede dilucidar información de este nivel de investigaciones a nivel comunidad. Gutiérrez et al. (2011) observaron alteraciones en la estructura y riqueza de especies en áreas bajo manejo silvícola en contraste con zonas protegidas en bosque tropical en la península de Yucatán. Hernández et al. (2013), con la misma tendencia observaron efectos negativos del aprovechamiento forestal sobre la diversidad alfa y beta, así como un aumento del índice de valor de importancia del género *Pinus* en un bosque templado del noreste de México. Báez et al. (2017), por su parte, no observaron diferencias significativas en la riqueza de especies en cuatro condiciones diferentes de bosque dentro de la Reserva de la Biosfera de Calakmul. Sin embargo, si observaron diferencias en la composición de especies, densidad promedio de individuos por condición y área basal. Ramírez et al. (2019) en contraste no observaron diferencias en la estructura, riqueza e incremento de volumen entre áreas bajo aprovechamiento y sin aprovechamiento en un bosque templado en Oaxaca, pero si observaron diferencias en diversidad (índice de Shannon-Wiener).

La estructura diamétrica poblacional permite evaluar los efectos del manejo forestal u otros disturbios adversos, estudiar la viabilidad de las poblaciones y provee información sobre los eventos de regeneración (Herrero et al., 2012, Palacios et al., 2016, Cordero et al., 2016). Adicionalmente, las categorías diamétricas delimitadas en una especie dada pueden ser correlacionadas con las clases de edad para el estudio de la dinámica poblacional a partir de herramientas como tablas de vida (Zhang et al., 2008, Zhang y Ru, 2010).

La dinámica de poblaciones es el estudio de las variaciones en el número de individuos experimentadas por las poblaciones a través del tiempo (Ramírez, 2005). La aplicación de tratamientos silvícolas para el aprovechamiento del arbolado modifica la dinámica de las poblaciones, desde la apertura del dosel hasta la regeneración de la nueva masa por el manejo selectivo de especies de interés (Crow et al., 2002; Gutiérrez, 2011; Hernández et al., 2018).

Las tablas de vida estáticas o verticales son una herramienta importante en el estudio de la dinámica de poblaciones; permiten documentar los cambios en los tamaños de clases, tasas de supervivencia, reproducción y mortalidad (Li, 2015; Zhao et al., 2017). Existen dos tipos generales de tablas de vida que son a) de cohorte, también llamadas dinámicas u horizontales y b) estáticas, también denominadas verticales. Las tablas de vida horizontales se basan en el seguimiento de una cohorte, desde el nacimiento de los individuos hasta la muerte del último de sus miembros mientras que las tablas de vida estáticas se basan en la estructura de las edades que tiene una población en un momento dado. De manera general las tablas de vida contienen: l_x =proporción de organismos que sobrevivieron para entrar en la clase x , con respecto al número inicial de organismos, D_x = representa el número de organismos muertos entre x y $x + 1$, d_x = proporción de organismos que murieron en el intervalo de x a $x + 1$, con respecto al número inicial de organismos, q_x =tasa de mortalidad, p_x = proporción de organismos que sobreviven con respecto al total que ingresó a la clase, m_x o b_x = fecundidad y e_x = esperanza de vida. A partir de estos valores se puede calcular la tasa reproductiva neta (R_0), tiempo generacional (G), tasa finita de crecimiento (λ) y tasa intrínseca de crecimiento (r) (Carabias et al., 2009).

Las poblaciones de *A. hidalgensis* se encuentran en áreas sujetas a manejo forestal bajo el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) con intervención por árboles padre, donde la especie de interés es del género *Pinus*. Esta condición pone en riesgo las poblaciones remanentes de *A. hidalgensis*. Aunado a esto las investigaciones que permitan comprender los efectos que el manejo forestal tiene sobre la estructura y dinámica poblacional de esta especie son escasas.

Estructura y diversidad genética en el género *Abies*

Una contribución del uso de marcadores moleculares es el entendimiento de la historia evolutiva, demográfica y ecológica de poblaciones de especies en riesgo. Permiten describir patrones genéticos a nivel de individuos y especies a partir de los cuales se pueden hacer inferencias sobre los procesos demográficos y evolutivos que han actuado sobre dichas especies a diferentes escalas temporales. Los marcadores moleculares son herramientas eficientes para la identificación de especies, asignación de individuos a poblaciones, identificación de árboles-poblaciones promisorios para aplicaciones prácticas en

conservación tales como delimitación de unidades de conservación, evaluación de riesgos y el diseño de estrategias de manejo (Godoy, 2009).

Las secuencias de nucleótidos de DNA mitocondrial (mtDNA) y de cloroplasto (cpDNA) han sido ampliamente usados en el análisis de las relaciones filogenéticas y en la construcción de la historia biogeográfica de *Abies* (Jaramillo et al., 2008; Xiang et al., 2009; Aguirre et al., 2012, Shao y Xiang, 2015). Jaramillo et al. (2008) observaron resultados contrastantes en un estudio con cuatro especies de abetos mexicanos; mientras que el mtDNA mostraba diferenciación genética alta no relacionada con la taxonomía propuesta, el cpDNA indicaba baja diferenciación relacionada con la taxonomía. Acorde con lo anterior, Shao y Xiang (2015), indican que las secuencias de cpDNA permiten identificar a *A. recurvata* y distinguir a *A. ernestii* y *A. ernestii* var. *salouenensis* como variedades de *A. chensiensis*. En cambio, los resultados con mtDNA se relacionan más con la distribución geográfica que con la clasificación taxonomía de las especies. Ante esta incertidumbre, para el género *Abies* se ha secuenciado el genoma completo del cloroplasto en *A. nephrolepis* (Yi et al., 2016), *A. religiosa* (Gernandt et al., 2018), *A. beshanzuensis* (Shao et al., 2018) y *A. alba* (Mosca et al., 2019).

La estructura y diversidad genética de *Abies hidalgensis* no has sido evaluada. Cruz et al. (2021) al estudiar las relaciones filogenéticas de las especies del género *Abies* que se distribuyen del suroeste de Estados Unidos de América hasta Guatemala, donde se incluye a *Abies hidalgensis*, observaron que esta especie se puede considerar distinta de *A. religiosa*, *A. hickelii* y *A. guatemalensis* (poblaciones del sur de México). La muestra empleada de *A. hidalgensis* se ubicó en una posición filogenética aislada, con parentesco reciente con *A. hickelii* y *A. guatemalensis*. Estos taxones a su vez fueron relacionados con una población ubicada en San Luis Potosí.

Restauración para la conservación de *Abies hidalgensis*

En México, los estudios de restauración de especies con poblaciones pequeñas o relictas son escasos en comparación con los realizados en otros países (Volis, 2016), y las acciones de restauración orientadas a la conservación de especies amenazadas se llevan a cabo principalmente en áreas naturales protegidas [ANP] (CONANP, 2019). Las estrategias de protección de la biodiversidad incluyen dos niveles de organización: especies y ecosistemas.

A nivel de especie SEMARNAT (2008) desarrolló el Proyecto de Conservación y Restauración de Especies Prioritarias (PREP) y el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER). La conservación de ecosistemas involucra la preservación de la integridad de estos y sus servicios ambientales, a través de la creación de Áreas Naturales Protegidas (ANP), sitios Ramsar, sitios marinos prioritarios, ordenamiento ecológico en zonas marinas y costeras, así como programas por servicios ambientales (SEMARNAT, 2008).

La conservación de especies consideradas raras o amenazadas depende en gran medida del manejo de los bosques o de áreas privadas externas al sistema de ANP (Heywood, 1999; Kanowski, 2001). El PROCER sigue siendo la herramienta principal de rescate o restauración en México. Sin embargo, tiene serias limitaciones debido a la carencia de información básica sobre características demográficas de las especies (Apfelbaum y Haney, 2010; Vargas, 2011). Esta información es esencial para delimitar amenazas, categorías de edad con potencial de uso, desafíos particulares a la reforestación y persistencia de plantas, entre otras.

En distintas regiones del planeta existen poblaciones relictas de especies de árboles, incluido el género *Abies*, en las que se han desarrollado planes de restauración con éxito (Volis, 2016). Un caso ilustrativo es el de *Abies nebrodensis*, endémica de las montañas de Sicilia, Italia; ante la amenaza de extinción del único relicto poblacional, Venturella (1997) propuso como plan de restauración la realización de investigaciones sin ecológicas y autoecológicas, producción de micorrizas, reproducción vegetativa y manejo forestal; en el que destacan la producción de plántulas, incremento de la población natural a través de plantaciones y expansión del uso de la especie como ornamental dentro de su área de distribución natural.

Otros ejemplos representativos de especies endémicas en peligro de extinción sobre las cuales se ha realizado una propuesta de manejo a nivel nacional, son *Picea chihuahuana*, *P. martinezii* y *P. mexicana*. La propuesta general, elaborada por Mendoza (2015), incluye el conocimiento de la diversidad y estructura genética de las poblaciones de estas tres especies de *Picea*. La conservación *in situ* comprende la protección, el incremento de la diversidad genética y la expansión de las poblaciones por medio de la plantación de individuos que provienen de otras localidades relacionadas, para alcanzar el tamaño mínimo de una

población genéticamente viable. La conservación *ex situ* involucra el establecimiento de poblaciones en sitios externos al intervalo de distribución natural de las especies. Por consiguiente, estudiar y entender la estructura (ecológica-genética) y la dinámica poblacional de manera precisa son requisitos indispensables para lograr una gestión adecuada, en términos de conservación y restauración (Urbieto, 2009; Volis, 2019).

Aspectos poblacionales para el manejo de *Abies*

Las especies de *Abies* no forman bancos de semillas duraderos; las semillas son dispersadas por el viento y rápidamente pierden viabilidad (Ávila-Bello et al., 2015; Daskalidou et al., 2018). El porcentaje de germinación es bajo, de 15% en *A. guatemalensis* (INAB, 2017), 26% en *A. pinsapo* (Arista et al., 1992) y de 13% a 49% en *A. religiosa* (Nieto et al., 2003; Ortiz et al., 2019). La regeneración natural de algunas especies de *Abies* puede observarse tanto en claros del dosel como en el sotobosque, siendo mayor la supervivencia en la primera condición y llegar a ser nula en la segunda (Arista, 1994; Scholl y Taylor, 2006; Ángeles y López, 2009; Lara et al., 2009). Las poblaciones de *A. hidalgensis*, a pesar del alto grado de deterioro presentan regeneración natural. Si bien la supervivencia no ha sido evaluada, se puede inferir que es baja debido al uso actual del suelo y a la alta densidad de especies herbáceas bajo dosel. En Agua Blanca de Iturbide el uso actual del suelo en las poblaciones de *A. hidalgensis* es forestal, lo cual detiene el diseño de estrategias de rescate para esta especie; sin embargo, el aprovechamiento está regulado bajo la NOM 152 SEMARNAT (2006), la cual estipula la designación de áreas de conservación. Un punto crucial en el diseño de estrategias de restauración es la participación ciudadana; si se imponen cambios drásticos en el uso de suelo, podría ocurrir la negación del apoyo ciudadano. Por lo tanto, el estudio sobre las condiciones actuales de las poblaciones *A. hidalgensis* y el tipo de uso de suelo son relevantes para elaborar estrategias de conservación para la especie.

Literatura citada

- Aguirre-Planter, E., Jaramillo-Correa, J.P., Gómez-Acevedo, S., Khasa, D.P., Bousquet, J., Eguiarte, L.E. (2012). Phylogeny, diversification rates and species boundaries of Mesoamerican firs (*Abies*, Pinaceae) in a genus-wide context. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 62(1): 263-274. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2011.09.021>
- Ángeles-Cervantes, E., López-Mata, L. (2009). Supervivencia de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* bajo diferentes condiciones postincendio. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 84: 25-33. <https://doi.org/10.17129/botsoci.2289>
- Apfelbaum, I.S., Haney, A. (2010). *Restoring ecological health to your land*. Washington DC. Island Press.
- Arista, M. (1994). Supervivencia de las plántulas de *Abies pinsapo* Boiss. en su habitat natural. *Anales Del Jardín Botánico de Madrid*, 51(2): 193-198.
- Arista, M., Talavera, S., Herrera, J. (1992). Viabilidad y germinación de las semillas de *Abies pinsapo* Boiss. *Acta Botánica Malacitana*, 17: 223-228.
- Ávila, B.C.H. (2000). *Ecología poblacional de Abies hickelii en el Pico de Orizaba, Veracruz* (Informe final SNIBCONABIO proyecto No. L172). Colegio de Postgraduados México, D. F.
- Ávila-Bello, C.H., López-Mata, L., Mandujano, M.C. (2015) Dinámica poblacional de *Abies hickelii* (Flous et Gausson) en el Pico de Orizaba, Veracruz, México. En *Ecología, biotecnología y conservación del género Abies en México*. En Pineda-López, M. del R., Sánchez-Velásquez, L.R., Noa-Carrazana, J.C. (eds). Académica Española, pp. 21-39.
- Báez, V.A.M., Esparza, O.L., Martínez, R.E., Ochoa, G.S., Ramírez, M.N., González, V.N.A. (2017). Efecto del manejo sobre la diversidad de árboles en vegetación secundaria en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 65(1): 41-53. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i1.20806>
- Benavides, M.H.M., Gazca, G.M.O., López L.S.F, Camacho, M.F., Fernández, G.D.Y., de la Garza, L.M.P., Nepamuceno, M.F. (2011). Variabilidad en el crecimiento de plántulas de ocho procedencias de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schlecht. et Cham., en condiciones de vivero. *Madera y Bosques*, 17(3): 83-102. <https://doi.org/10.21829/myb.2011.1731144>
- Buendía, R.E., Alanís, R.E., Aguirre, C.O.A., Treviño, G.E.J., Flores, A.E., Carrillo, A.F. (2018). Efecto de la exclusión de un área natural protegida en la composición y estructura arbórea. *Revista Mexica de Ciencias Agrícolas*, 9(5): 981-992. <https://doi.org/10.29312/remexca.v9i5.1506>

- Carabias, J., Meave, J.A., Valverde, T., Cano-Santana, Z. (2009). *Ecología y medio ambiente en el siglo XXI*. Pearson Educación, México.
- Castaños, M.L.J., Castro, Z.S. (2014). *Manejo forestal, Reserva forestal multifuncional “El Manantial” S.C.: Conceptos, conductas y acciones*. CONAFOR y PNUD. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/49/6273Caso%20de%20Exitos%20EI%20Manantial.pdf>
- CITES, Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (2010). <https://cites.org/esp/app/appendices.php>
- CONAFOR, Comisión Nacional Forestal, (2017). Manual para la elaboración de programas de manejo forestal maderable en clima templado frío. México. [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/314226/Manual para la Elaboracion de PMFPM.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/314226/Manual_para_la_Elaboracion_de_PMFPM.pdf)
- CONANP, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, (2019). Programa para la protección y restauración de ecosistemas y especies en riesgo (PROREST) 2019. <https://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/programa-para-la-proteccion-y-restauracion-de-ecosistemas-y-especies-en-riesgo-prorest-2019>
- Cordero, I., Jiménez, M.D., Delgado, J.A., Villegas, L., Balaguer, R. (2016). Spatial and demographic structure of tara stands (*Caesalpinia spinosa*) in Peru: Influence of present and past forest management. *Forest Ecology and Management*, 377: 71-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.034>
- Crow, R.T., Bruckley, S.D., Nauertz, A.E., Zasada, C.J. (2002). Effects of management on the composition and structure of northern hardwood forests in upper Michigan. *Forest Science*, 48(1): 129-145.
- Cruz, N.J., Villarruel, A.A., Gernandt, S.D., Fonseca, R.M., Aguirre, P.E., Eguiarte, E.L., Jaramillo, C.J.P. (2021). Non-adaptive evolutionary processes governed the diversification of a temperate conifer lineage after its migration into the tropics. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 160: 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2021.107125>
- Cuevas, G.R., Cisneros, L.E.A., Jardel, P.E.J., Sánchez, R.E.V., Guzmán, H.L., Núñez, L.N.M., Rodríguez, G.C. (2011). Análisis estructural y de diversidad en los bosques de *Abies* de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4): 1219-1233. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.741>
- Daskalakou, N.E., Koutsovoulou, K., Mavroeidi, L., Tsiamitas, C., Kafali, E., Radaïou, P.E., et al. 2018 Interannual variability of germination and cone/seed morphometric characteristics in the endemic Grecian fir (*Abies cephalonica*) over an 8-year-long study. *Seed Science Research*, 28(1): 24-33. <https://doi.org/10.1017/S0960258517000290>

- Debreczy, Z., Rácz, I. (1995). New species and varieties of conifers from Mexico. *Phytologia*, 78(4): 217-243.
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Muller, J., Rotzer, T., Pretzsch, H. (2017). Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research*, 136: 739-766. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1056-1>
- Eguiarte, L.E., Furnier, G.R. (1997). *Niveles y patrones de variación genética del género Abies en México*, (Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. B138). Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. México, D.F.
- Endara, A.A.R., Herrera, T.F. (2016). Deterioro y conservación de los bosques del Nevado de Toluca y el rol de los actores locales. *CIENCIA ergo-sum*, 23(3): 247-254.
- Farjon, A. (2017). *A Handbook of the World's Conifers*. Leiden, Boston. Brill Academic Publishers, Liden-Boston.
- García, C.I.X., Almeida, L.L., Ávila, A.V. (2016). Estimación del almacenamiento de carbono y la percepción social de los servicios ecosistémicos que brinda el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca presa Guadalupe, Estado de México. *Teoría y Praxis*, 19: 65-93. <https://doi.org/10.22403/UQROOMX/TYP19/04>
- Gazol, A., Camarero, J.J., Gutiérrez, E., Popa, I., Andreu, H.L. Renzo, M., Nola, P., Ribas, M., Sangüesa, B., Urbinati, C., Carrer, M. (2015). Distinct effects of climate warming on populations of silver fir (*Abies alba*) across Europe. *Journal of Biogeography*, 42(6): 1150-1162. <https://doi.org/10.1111/jbi.12512>
- Gernandt, D.S., Reséndiz, A.C., Terrazas, T., Aguirre, D.X., Willyard, A. (2018). Incorporating fossils into the Pinaceae tree of life. *American Journal of Botany*, 105(8): 1329-1344. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1139>
- Godoy, J.A. (2009). La genética, los marcadores moleculares y la conservación de especies. *Ecosistemas*, 18(1), 23-33.
- Gutiérrez, E., Trejo, I. (2014). Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1): 179-188. <https://doi.org/10.7550/rmb.37737>
- Gutiérrez, G.G., Pérez, S.D.R., Dirzo, R. (2011). Differential diameter-size effects of forest management on tree species richness and community structure: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 20: 1571-1585. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0046-8>
- Heredia, B.R.L., Arzate, F.A.M., Gutiérrez, G.G., Santillán, B.J.G., Cibrián, T.D., Endara, A.A.R. (2014). Genes de defensa en *Abies religiosa*. *Botanical Sciences*, 92(4): 623-628.

- Hernández, M.A. (1985). Distribución y utilidad de los *Abies* en México. *Investigaciones Geográficas*, 15: 75-118.
- Hernández, S.J., Aguirre, C.O.A., Alanís, R.E., Jiménez, P.J., Treviño, G.E.J., González, T.M.A., Luján, A.C., Olivas, G.J.M., Domínguez, P.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): 1-11. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.08.052>
- Hernández, S.J., Aguirre, C.O.A., Alanís, R.E., Jiménez, P.J., Treviño, G.E.J., González, T.M.A., Luján, A.C., Olivas, G.J.M., Domínguez, P.L.A. (2018). Dinámica del crecimiento de un bosque templado bajo manejo en el noreste de México. *Madera y Bosques*, 24(2): e2421767. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421767>
- Herrero, J.C., Sist, P., Casado, M. (2012). Population structure of two low-density neotropical tree species under different management systems. *Forest Ecology and Management*, 280: 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.006>
- Heywood, V.H. (1999). 'Is the conservation of vegetation fragments and their biodiversity worth the effort?'. In *Ecosystem management: questions for science and society*. Maltby, E., Holdgate, M., Acreman M., Weir, A.G. (eds). Royal Holloway University of London, pp. 65-76.
- INAB, Instituto Nacional de Bosques, (2017). *Pinabete (Abies guatemalensis Rehder)*, (Informe final). Paquete Tecnológico Forestal. Guatemala.
- Jaramillo-Correa, J.P., Aguirre-Planter, E., Khasa, P.D., Eguiarte, L.E., Piñero, D., Furnier, G.R., Bousquet, J. (2008). Ancestry and divergence of subtropical montane forest isolates: molecular biogeography of genus *Abies* (Pinaceae) in southern Mexico and Guatemala. *Molecular Ecology*, 17: 2476-2490. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03762.x>
- Kanowski, P. (2001). *In situ* forest conservation: A broader vision for the 21st Century'. In *In situ and ex situ conservation of commercial tropical trees*. Thielges, B.A., Sastrapradja, S.D., Rimbawanto, A. (eds). International Tropical Timber Organization, pp. 11-36.
- Lara-González, R., Sánchez-Velásquez, L.R., Corral-Aguirre, J. (2009). Regeneration of *Abies religiosa* in canopy gaps versus understory, Cofre de Perote Natinal Park, México. *Agrociencia*, 43: 739-747.
- LGDFS, Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable 23/2003, (2003). *Diario Oficial de la Federación*. http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3264/1/ley_general_de_desarrollo_forestal_sustentable.pdf

- Li, W., Zhang, G.F. (2015). Population structure and spatial pattern of the endemic and endangered subtropical tree *Parrotia subaequalis* (Hamamelidaceae). *Flora*, 212: 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2015.02.002>
- Liu, T.S. (1971). *A monograph of the genus Abies*. Department of Forestry, College of Agriculture, National Taiwan University, Taipei.
- Martínez, M. (1963). *Las pináceas mexicanas*. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- 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. <https://doi.org/10.17129/botsci.508>
- Mendoza-Maya, E., Espino-Espino, J., Quiñones-Pérez, C.Z., Flores-López, C., Wehenkel, C., Vargas-Hernández, J.J., Sáenz-Romero, C. (2015). Propuesta de conservación de tres especies mexicanas de *Picea* en peligro de extinción. *Revista Fitotecnica Mexicana*, 38(3): 235-247. <https://doi.org/10.35196/rfm.2015.3.235>
- Monárrez, G.J.C., Pérez, V.G., López, G.C., Márquez, L.M.A., González, E.M.S. (2018). Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y Bosques*, 24(2): e2421569. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421569>
- Mosca, E., Cruz, F., Gómez-Garrido, J., Bianco, L., Rellstab, C., Brodbeck, S., Csilléry, K., Fady, B., Fladung, M., Fussi, B., Gömöry, D., González, M.S.C., Grivet, D., Gut, M., Hansen, O.K., Heer, K., Kaya, Z., Krutovsky, K.V., Kersten, B., ... Neale, D.B. (2019). A reference genome sequence for the European Silver Fir (*Abies alba* Mill.): A community-generated genomic resource. *G3: Genes, Genomes, Genetics*, 9(7): 2039-2049. <https://doi.org/10.1534/g3.119.400083>
- Nieto, P.P.C., Musálem, M.Á., Ortega, A.J. (2003). Estudio de algunas características de conos y semillas de *Abies religiosa* (HBK) Schl. et Cham. *Agrociencia*, 37 (5): 521-531.
- Noss, F.R. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 (4): 355-364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Ortiz-Bibian, M.A., Castellanos-Acuña, D., Gómez-Romero, M., Lindig-Cisneros, R., Silva-Farías, M.Á., Sáenz-Romero, C. (2019). Variación entre poblaciones de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham a lo largo de un gradiente altitudinal. I. Capacidad germinativa de la semilla. *Revista Fitotecnica Mexicana*, 42(3): 301-308. <https://doi.org/10.35196/rfm.2019.3.301-308>.

- Palacios, W.O., Castillo, C.G., Vázquez, T.S.M. (2016). Análisis de la estructura poblacional como indicador rápido del estado de conservación de especies arbóreas amenazadas. El caso de *Resinanthus aromaticus* en el centro de Veracruz, México. *Botanical Sciences*, 94 (2): 241-252. <https://doi.org/10.17129/botsoci.271>
- Pérez, R.F., Vargas, L.B., Aguirre, C.O.A., Corral, R.J.J., Rojo, A.A. (2013). Proceso analítico, jerárquico para seleccionar métodos de manejo forestal en Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4 (15): 55-72.
- Ramírez, G.A. (2005). *Ecología aplicada: Diseño y análisis estadístico*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Ramírez, S.R., Ángeles, P.G., Hernández, de la R.P., Centina, A.V.M., Plascencia, E.O., Clark, T.R. (2019). Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 25(3): e2531818. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531818>
- Razo, Z.R., Gordillo, M.A.J., Rodríguez, L.R., Maycotte, M.C.C., Acevedo, S.A.O. (2013). Escenarios de carbono para el bosque de oyamel del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 9 (1): 17-21.
- Requena, L.G.N., Ochoa, S.P.E., Morales, P.J.F., Garza, T.H.A., Zamora, T.C. González, R.C.E., Guerra, P.A., Manzano, B.J.I., Treviño, C.J. (2020). Distribución y condiciones ecogeográficas del bosque relicto de *Abies* en zonas montañosas de Tamaulipas. *Polibotánica*, 49:50-73. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.49.4>
- Rosales, I.E. (2018). Caracterización ecológica, anatómica y morfológica de *Abies hidalgensis* Debreczy, Rácz & Guízar. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Rushforth, K.D. (1987). *Conifers*. New York and Christopher Helm, London.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Saavedra-Romero, L.L., Alvarado-Rosales, D., Vargas-Hernández, J., 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*, 37(1): 57-64.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.004>
- Scholl A.E., Taylor A.H. (2006). Regeneration patterns in old growth red fir-western white pine forests in a northern Sierra Nevada, Lake Tahoe, USA. *Forest Ecology and Management*, 235:143-154. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.006>

- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, (2006). NOM-152-SEMARNAT-2006, Que establece los lineamientos, criterios y especificaciones de los contenidos de los programas de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables en bosques, selvas y vegetación de zonas áridas. Diario Oficial de la Federación, México.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, (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. Diario Oficial de la Federación, 2da Sección, 30 de diciembre de 2010.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, (2020). Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2017, México. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/542586/2017.pdf>
- SEMARNAT, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, (2008). *Informe de la situación del medio ambiente en México*. Url: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf
- Shao, Y.Z., Hu, J.T., Fan, P.Z., Liu, Y.Y., Wang, Y.H. (2018). The complete chloroplast genome sequence of *Abies beshanzuensis*, a highly endangered fir species from south China. *Mitochondrial DNA Part B*, 3(2): 921-922. <https://doi.org/10.1080/23802359.2018.1502638>
- Shao, Y.Z., Xiang, Q.P. (2015). Species delimitation and phylogeography of the *Abies chensiensis* complex inferred from morphological and molecular data. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 177(2): 175-188. <https://doi.org/10.1111/boj.12235>
- Urbieto, I.R. (2009). Estructura, dinámica y regeneración de los bosques mixtos de alcornoque (*Quercus suber* L.) y quejigo moruno (*Q. canariensis* Willd.) del sur de la Península Ibérica: Una aproximación multiescala. *Ecosistemas*, 18(2): 116-121.
- Vargas, O. (2011). Restauración ecológica: Biodiversidad y Conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2): 221-246.
- Venturella, G., Mazzola, P., Raimondo, F.M. (1997). Strategies for the conservation and restoration of the relict population of *Abies nebrodensis* (Lojac.) Mattei. *Boccone*, 7: 417-425.
- Vidal, O., López-García, J., Rendón-Salinas, E. (2013). Trends in deforestation and forest degradation after a decade of monitoring in the monarch butterfly Biosphere Reserve in Mexico. *Conservación Biológica*, 28(1): 177-186. <https://doi.org/10.1111/cobi.12138>

- Volis, S. (2016). Conservation meets restoration—rescuing threatened plant species by restoring their environments and restoring environments using threatened plant species. *ISR Journal of Plant Science*, 63(4): 262-275. <https://doi.org/10.1080/07929978.2016.1255021>
- Volis, S. (2019). Conservation-oriented restoration—a two for one method to restore both threatened species and their habitats. *Plant Diversity*, 41(2): 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2019.01.002>
- Xiang, Q.P., Xiang, Q.Y., Guo, Y.Y., Zhang, X.C., (2009). Phylogeny of *Abies* (Pinaceae) inferred from nrITS sequence data. *Taxon*, 58: 141-152. <https://doi.org/10.1002/tax.581015>
- Yi, D.K., Choi, K., Joo, M., Yang, J.C., Mustafina, F.U., Han, J.S., Lee Y.M. (2016). The complete chloroplast genome sequence of *Abies nephrolepis* (Pinaceae: Abietoideae). *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 9(2): 245-249. <http://dx.doi.org/10.1016/j.japb.2016.03.014>
- Zhang, J-T., Ru, W. (2010). Population characteristics of endangered species *Taxus chinensis* var. *mairii* and its conservation strategy in Shanxi. *Population Ecology*, 52: 407-416. <https://doi.org/10.17129/botsci.2178>
- Zhang, Q., Peng, L., Yunchun, Z., Fusun, S., Shaoliang, Y., Ning, W. (2008). Ecological characteristics of *Abies georgei* population at timberline on the north-facing slope of Baima Snow Mountain, Southwest China. *Acta Ecologica Sinica*, 28(1): 129-135. [https://doi.org/10.1016/S1872-2032\(08\)60022-0](https://doi.org/10.1016/S1872-2032(08)60022-0)
- Zhao, B., Guo, D., Shao, H., Bai, Z. (2017). Investigating the population structure and spatial pattern of restored forests in an opencast coal mine, China. *Environmental Earth Sciences*, 76(20): 679. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7020-z>

CAPÍTULO I



CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA Y GENÉTICA DE LAS POBLACIONES DE *ABIES* EN HIDALGO, MÉXICO: IMPORTANCIA DE LA IDENTIDAD TAXONÓMICA PARA EL APROVECHAMIENTO FORESTAL

MORPHOLOGICAL AND GENETICAL CHARACTERIZATION OF *ABIES*' POPULATIONS IN HIDALGO, MÉXICO: IMPORTANCE OF THE TAXONOMICAL IDENTITY TO THE HARVESTING

¹ELENA ROSALES-ISLAS¹, ¹DANIEL BARRERA-TELLO², ¹ARTURO SÁNCHEZ-GONZÁLEZ²,
¹DULCE MARÍA GALVÁN-HERNÁNDEZ³, ¹SERGIO HERNÁNDEZ-LEÓN⁴, ¹PABLO OCTAVIO-AGUILAR^{1*}

¹Laboratorio de Genética, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México.

²Laboratorio de Ecología de Poblaciones, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México.

³Laboratorio de Micología, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México.

⁴Laboratorio de Botánica Forestal, Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Tulancingo de Bravo, Hidalgo, México.

*Autor de correspondencia: pablo_aguilar900@uaeh.edu.mx

Resumen

Antecedentes: *Abies hidalgensis* es una especie endémica del estado de Hidalgo, México, adscrita en la Lista Roja de la IUCN en la categoría VuD2, que se ha confundido con *A. guatemalensis* en algunas poblaciones donde hay extracción de madera en rollo reportada como *A. religiosa*, lo que genera duda sobre las o la especie que se distribuyen y aprovechan en el estado de Hidalgo.

Preguntas y / o Hipótesis: ¿Qué especie o especies del género *Abies* se distribuyen y aprovechan en Hidalgo, México?, ¿Cuál es la distribución geográfica de *A. hidalgensis*?

Especies de estudio: *Abies hidalgensis*, *A. religiosa*.

Sitio y años de estudio: Municipios de Acaxochitlán, Acozulco, Agua Blanca de Iturbide, Epazoyucan, Mineral del Monte, Pachuca, Singuilucan, Tenango de Doria, Tepeapulco y Zimapán, en el estado de Hidalgo. Años 2015 a 2017.

Métodos: Se analizaron 18 caracteres morfológicos mediante análisis de funciones discriminantes. Se estimó la diferenciación genética a partir del análisis de tres microsatélites nucleares desarrollados para *A. guatemalensis*.

Resultados: *Abies hidalgensis* se distribuye al sureste y *Abies religiosa* en la zona centro-sur de Hidalgo. Los caracteres morfológicos distintivos son: canales resiníferos, forma del ápice, y caracteres morfológicos asociados a los conos ovulados y las semillas. Los estudios genéticos indican que *Abies* sp. muestra mayor divergencia y diversidad genética con respecto a *A. hidalgensis* y *A. religiosa*. El coeficiente de endogamia es mayor en *A. religiosa*.

Conclusiones: En el estado Hidalgo se distribuyen dos especies del género *Abies*.

Palabras clave: *Abies hidalgensis*, morfometría, distribución, análisis de funciones discriminantes, microsatélites.

Abstract

Background: *Abies hidalgensis* is an endemic species from Hidalgo state, Mexico, listed on the IUCN Red List in the VuD2 category. It has been confused with *A. guatemalensis* in some population where there is roundwood extraction reported as *A. religiosa*, which generates confusion on the taxonomic identity of species distributed and being harvested in Hidalgo.

Questions and / or Hypotheses: What species or species of the *Abies* genus are distributed and harvested in Hidalgo, Mexico? What is the geographic distribution of *A. hidalgensis*?

Studied species: *Abies hidalgensis*, *A. religiosa*.

Study sites and dates: Municipalities of Acaxochitlán, Acozulco, Agua Blanca de Iturbide, Epazoyucan, Mineral del Monte, Pachuca, Singuilucan, Tenango de Doria, Tepeapulco and Zimapán, in Hidalgo state. Years 2015 to 2017.

Methods: Eighteen morphological characters were analyzed by discriminant function analysis. Genetic differentiation was estimated from the analysis of three microsatellites developed for *A. guatemalensis*.

Results: *Abies hidalgensis* is distributed to the southeast and *A. religiosa* is in the central-southern zone of Hidalgo. The distinctive morphological characters are: resin ducts, shape of the apex and morphological characters associated with the ovulate cones and seeds. Genetic studies showed that *Abies* sp. have greater divergence and genetic diversity with respect to *A. hidalgensis* and *A. religiosa*. The inbreeding coefficient is higher in *A. religiosa*.

Conclusions: Two species of the *Abies* genus are distributed in the state of Hidalgo, Mexico.

Key words: *Abies hidalgensis*, morphometry, distribution, discriminant function analysis, microsatellites.

Este artículo se encuentra bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution License CCBY-NC (4.0) internacional.

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>



El género *Abies* (abetos), así como la mayoría de las coníferas, tienen una morfología muy variada que responde a factores como altitud, precipitación, disponibilidad de nutrientes, entre otros (Hultine & Marshall 2000, Ostonen *et al.* 2007). Esto crea discrepancias sobre la identidad taxonómica de algunas especies descritas a lo largo de la Franja Volcánica Transmexicana y en la zona sur, justo en los límites entre México y Guatemala. Al respecto Liu (1971), Eguiarte & Furnier (1997), así como Scaltsoyiannes *et al.* (1999) sugieren que tal confusión taxonómica está relacionada con la hibridación frecuente entre estas especies, lo que ocasiona la interposición en la variación de algunos atributos de importancia taxonómica (Jaramillo-Correa *et al.* 2008, Semerikova *et al.* 2011). Además, los bosques de *Abies* tiene una distribución extremadamente dispersa pero localizada regionalmente, por lo que se pueden observar algunas poblaciones restringidas a un cerro, cañada o ladera (Rzedowski 2006). En conjunto la fragmentación, la hibridación y la distancia geográfica entre poblaciones pueden modificar las diferencias fenotípicas y con ello ampliar las confusiones taxonómicas (Strandby *et al.* 2009).

No obstante, las características morfológicas siguen siendo la manera usual de delimitar a las especies de abetos (Fernández & Nepamuceno 1989, Strandby *et al.* 2009, Vázquez-García *et al.* 2014, Papageorgiou *et al.* 2015, Jasińska *et al.* 2017). Muchos autores han descrito especies de coníferas con base en características morfológicas como los caracteres sexuales, ya que limitan el intercambio de gametos, o atributos específicos de las hojas como los canales resiníferos (Martínez 1963, Debreczy & Rác 1995, Miller *et al.* 2014, Sekiewicz *et al.* 2016, Orlova *et al.* 2020). Adicionalmente, los análisis moleculares constituyen herramientas eficientes que esclarecen dudas taxonómicas generadas por la morfología, establecen relaciones genéticas y ayudan en la identificación de especies (Aguirre-Planter *et al.* 2000, Shao & Xiang 2015, Xiang *et al.* 2009, 2018).

El género *Abies* representa el segundo grupo más diverso dentro de la familia Pinaceae con aproximadamente 47 especies (Martínez 1948, Liu 1971, Farjon 2017). En México se han reportado entre ocho y 10 especies del género (Farjon & Rushforth 1989, Gernandt & Pérez-de la Rosa 2014, Farjon 2017). Los estudios genéticos basados en isoenzimas y marcadores de cloroplasto muestran baja diferenciación entre especies relacionada principalmente con distribuciones discontinuas, restringidas y fragmentadas a lo largo de gradientes montañosos (Parker *et al.* 1981, Eguiarte & Furnier 1997, Aguirre-Planter *et al.* 2000, Jaramillo-Correa *et al.* 2008, Strandby *et al.* 2009). Por lo que Cruz-Nicolás *et al.* (2021) proponen una menor cantidad de grupos (de siete a nueve) con base en el análisis filogenético de 45 individuos de nueve especies de *Abies* Mesoamericanos, concluyendo que la diversificación y endemismos en el género se deben a procesos alopatricos no adaptativos.

Una de las implicaciones de las dificultades taxonómicas basadas en caracteres morfológicos y la difícil delimitación de linajes específicos se presenta en la regulación de su extracción forestal. En un escenario favorable, estas especies se enlistarán bajo alguna categoría de amenaza, ya sea por lo restringido de su distribución o por asociaciones con otras especies de importancia para la conservación. Por ejemplo, *Abies religiosa* (Kunth) Schldl. & Cham., se considera la única especie cuyos bosques albergan a la mariposa monarca (*Danaus plexippus* L.) durante su estancia en México (Sáenz-Romero *et al.* 2012). Además, prácticamente todas las especies de abetos mexicanos se encuentran amenazadas por el cambio climático debido a su origen neártico, y al parecer pocas especies se encuentran distribuidas en áreas naturales protegidas (Martínez-Méndez *et al.* 2016).

Al centro del país, existen localidades con identidades taxonómicas dudosas agrupadas bajo el nombre genérico de “Oyamel”, lo que facilita su extracción. Al existir problemas para identificar especies en estas zonas con alta demanda maderera, la posibilidad de extraer a una especie en peligro es alta. En el estado de Hidalgo, se cuentan con registros de presencia de tres especies de *Abies*: *A. hidalgensis* Debreczy, Rác & Guízar, *A. guatemalensis* Rehder y *A. religiosa* (Hernández 1985, Debreczy & Rác 1995).

Abies hidalgensis, es una especie listada bajo la categoría de Vulnerable D2 en la lista roja de especies amenazadas (www.iucnredlist.org). Sin embargo, no existe información sobre su distribución geográfica ni cuáles son las amenazas a sus poblaciones, aun no se han definido sus características dasométricas (altura y diámetro), e incluso algunos de sus caracteres taxonómicos fueron evaluados en material vegetal inmaduro (conos ovulados jóvenes). Farjon (2017) se refiere a *A. hidalgensis* como una variedad de *Abies hickelii* Flous & Gausson; debido al número de canales resiníferos en sus hojas, altamente inusual en el género (4 a 7 en *A. hidalgensis* y 8 a 12 en *A. hickelii*), además ambas

especies difieren en longitud e inserción de las brácteas de sus conos ovulados y en la longitud de las hojas. Tanto *A. guatemalensis* como *A. hidalgensis* se han reportado en las poblaciones de Tenango de Doria, y Agua Blanca de Iturbide, pero sin precisar las coordenadas geográficas (Hernández 1985, Debreczy & Rácz 1995). Debreczy & Rácz (1995) indican que *A. guatemalensis* y *A. hidalgensis* difieren en la densidad de hojas, siendo dos veces mayor en *A. guatemalensis* en una rama de sombra de igual longitud, así como en su ángulo de inserción, el número de canales resiníferos de sus hojas, dos en *A. guatemalensis* y de 5-7 en *A. hidalgensis*, el color de los conos ovulados, azul pruinoso en *A. guatemalensis* y verde pruinoso en *A. hidalgensis*, la forma de las escamas, ciatiformes en *A. guatemalensis* y flabeladas en *A. hidalgensis*, entre otros caracteres. Aguirre-Planter *et al.* (2000) evaluaron un ejemplar identificado como *A. guatemalensis* de Agua Blanca de Iturbide, Hidalgo, con marcadores de isoenzimas, pero no se agrupó con poblaciones del resto de la distribución de la especie, en tanto Cruz-Nicolás *et al.* (2021) estudiaron una muestra del mismo municipio mediante genotipado por secuenciación, pero identificada como *A. hidalgensis*, la cual tampoco se agrupó con las otras especies.

La distribución de *A. religiosa* es más amplia y mejor conocida en el estado de Hidalgo (Razo *et al.* 2013, Pérez-Miranda *et al.* 2017). Este taxón se diferencia de *A. guatemalensis* y *A. hidalgensis* en el número de canales resiníferos, la forma del ápice de la hoja, el largo de la bráctea y en la longitud de las hojas (Figura 1) (Farjon 2017)

El Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI 2017), reporta la extracción de 250 m³ y 191 m³ respectivamente, de madera en rollo de *A. religiosa* en Agua Blanca de Iturbide, Hidalgo. Sin embargo, esta especie no ha sido reportada en ese municipio lo que sugiere que el aprovechamiento mencionado corresponde a *A. hidalgensis* o *A. guatemalensis*.

Es necesario contar con herramientas eficaces para delimitar especies con mayor precisión, tal como los análisis multivariados ya que consideran la similitud relativa de cada caso utilizando varios atributos morfológicos con diferente naturaleza, algunos con mayor importancia evolutiva que otros. Además, es posible asignar individuos a un grupo concreto, en este caso especies de abetos. También es factible establecer una medida de divergencia relativa entre taxones, usando unidades de distancia que no se deforman por algoritmos ni son influenciadas por criterios establecidos *a priori*. Mejor aún, al contar con información morfológica y genética analizadas bajo los mismos principios de independencia, permiten corroborar la identidad taxonómica de las especies. Finalmente, este tipo de análisis proporcionan información esencial sobre los caracteres más confiables, tanto morfológicos como genéticos, que se deben considerar en un trabajo de sistemática (Cesaroni & Allegrucii 1991). Por todo lo anterior, los objetivos de este trabajo son a) determinar el grado de diferenciación de los *Abies* distribuidos en la región de estudio, considerando una aproximación morfométrica multivariada y un análisis genético y b) proponer una distribución geográfica de las poblaciones de *A. hidalgensis* con base en la prospección realizada.

Materiales y Métodos

Colecta de material biológico. Las poblaciones de *A. hidalgensis* y *A. guatemalensis* para el estado de Hidalgo, México fueron identificadas a través de los registros del Herbario Nacional de México (MEXU), Herbario CHAP y consultando datos en la página de GBIF (2018). Los registros encontrados, tanto en el sureste (Agua Blanca de Iturbide y Tenango de Doria) como en el noreste (Zimapán), han sido identificados como *A. hidalgensis* y como *A. guatemalensis*. Sin embargo, se le asignó la identidad de *A. hidalgensis* a las poblaciones de Agua Blanca de Iturbide y Tenango de Doria dada su proximidad geográfica con la descripción del holotipo. Las poblaciones registradas eran escasas, por lo que se realizó una prospección de campo para ubicar material suficiente, lo que requirió dos años de muestreos (2015 al 2017), dado lo aislado y depauperado de las poblaciones. Es de resaltar que en todas las localidades se identificó extracción forestal, lo que pone de manifiesto la preponderancia de este trabajo. Se resguardaron muestras de herbario tanto en MEXU como en el herbario del Centro de Investigaciones Biológicas de la UAEH, identificadas como *A. hidalgensis*.

Para realizar el estudio genético se consideraron las poblaciones de *A. hidalgensis* ubicadas en San Cornelio y Las Águilas, ambas en Agua Blanca de Iturbide y en el estudio morfológico se incluyó a las poblaciones de Tenango de

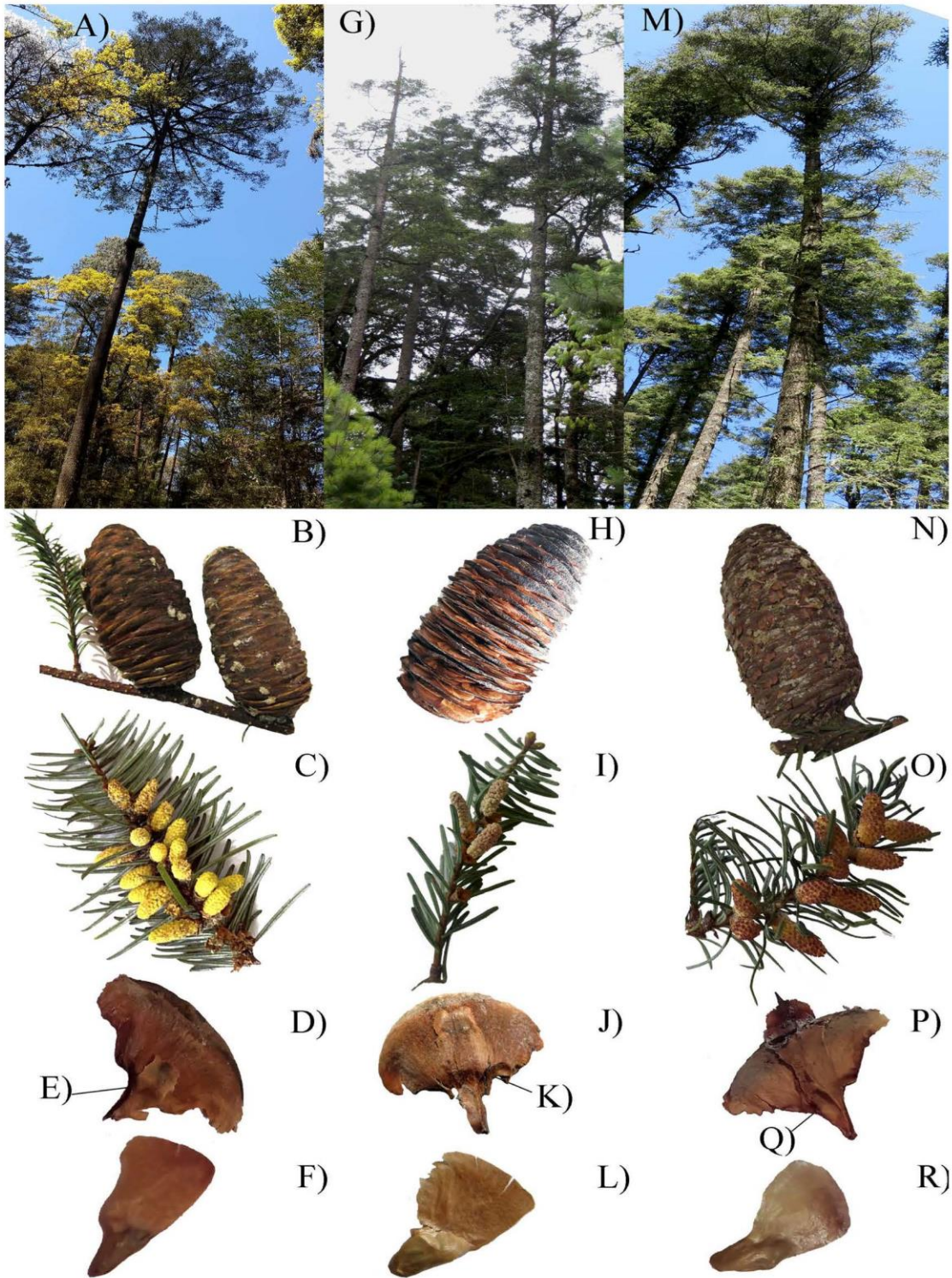


Figura 1. *Abies hidalgensis*: A) vista general, B) cono ovulado, C) cono polínico, D) escama, E) bráctea, F) semilla. *Abies* sp: G) vista general, H) cono ovulado, I) cono polínico, J) escama, K) bráctea, L) semilla. *A. religiosa*: M) vista general, N) cono ovulado, O) cono polínico, P) escama, Q) bráctea, R) semilla.

Doria y Acaxochitlán. Para *A. religiosa* se consideraron las poblaciones de El Cerezo, Pachuca de Soto, El Xihuingo, Tepeapulco, Pueblo Nuevo y Mineral del Monte para el estudio genético y las poblaciones de Acoculco, Epazoyucan y Singuilucan para el estudio morfológico. Finalmente, debido a que la población de La Encarnación, Zimapán se encuentra aislada, no hay registros sobre más poblaciones del género en sitios cercanos y ya que previamente se identificó inciertamente como *A. guatemalensis* o *A. hidalgensis*, está se consideró como *Abies* sp. (Tabla 1).

Análisis morfológico. Se colectaron ramas estériles de la parte interna del tercio superior de las copas, asegurándose que fuera material de sombra para evitar incluir factores como insolación y orientación. Se tomaron aleatoriamente 30 hojas de dos años en la parte media de las ramas colectadas (Strandby *et al.* 2009, Xu *et al.* 2014, Jasińska *et al.* 2017). Además, se colectaron 30 conos ovulados de la sección superior de la copa por individuo. Las mediciones del largo y ancho del cono se realizaron con un Vernier marca Mitotuyo con precisión de centésimas de milímetro.

Se evaluaron 18 caracteres morfológicos (30 muestras por individuo), 15 cuantitativos y tres predictores categóricos (Tabla 2) (Martínez 1963, Fernández & Nepamuceno 1989, Strandby *et al.* 2009). Con excepción de las medidas sobre las estructuras reproductivas, los atributos foliares se midieron sobre fotografías tomadas con cámara de 10 megapíxeles con el software ImageJ Launcher v. 1.4.2.67 (Kurt *et al.* 2016, Rasband 2018). Se realizó un Análisis de Funciones Discriminantes Generalizado (AFDG) considerando a las especies como grupo de asignación. Para ello se utilizó el programa STATISTICA v. 10 (www.statsoft.com), previa comprobación de la multinormalidad (prueba de Mardia) y la independencia de las matrices de covarianza (prueba de Bartlett) (Gómez-Gómez *et al.* 2003). Las variables Fa y Fb, no se incluyeron en el AFD ya que no aportan variación al modelo debido a su naturaleza categórica.

Los conos polínicos se evaluaron por separado debido a que se tenía una menor cantidad de muestras (un individuo por población) y menor cantidad de atributos a evaluar, pero su variación es importante para la identificación de grupos. Para ello se realizó una comparación de Kruskal-Wallis con una prueba posterior post-hoc de comparaciones múltiples de Dunnett. Además, se ajustó al valor de significancia *P* aplicando una corrección de Bonferroni para correlaciones múltiples que consiste en dividir el valor de alfa original (0.05) entre el número de correlaciones realizadas, con el software Past v. 4.5 (Hammer *et al.* 2021). Los caracteres analizados fueron largo (Lcp) y ancho (Acp) del cono polínico.

Tabla 1. Individuos muestreados por especie y población en Hidalgo, México. m snm: metros sobre el nivel del mar; Ng: tamaño de muestra para la evaluación genética, Nf: tamaño de muestra para la evaluación morfológica.

| Especie | Localidad | Latitud (UTM) | Longitud (UTM) | m snm | Ng | Nf |
|--------------------------|--|---------------|----------------|-----------------|----|-----|
| <i>Abies hidalgensis</i> | Agua Blanca de Iturbide | 568144 | 2251648 | 2,311 | 60 | 180 |
| | Zacacuautla, Acaxochitlán | 581170 | 2237122 | 2,180 | | 90 |
| | La Cruz de Tenango y Linda Vista, Tenango de Doria | 575346 | 2244301 | 2,318 | | 30 |
| <i>Abies</i> sp. | La Encarnación, Zimapán | 477944 | 2307949 | 2,420 | 20 | 30 |
| <i>A. religiosa</i> | Pueblo Nuevo, Mineral del Monte | 527719 | 2230777 | 2,806- 2,885 | 60 | |
| | El Cerezo, Pachuca de Soto | 527721 | 2229763 | | | |
| | El Xihuingo, Tepeapulco | 515281 | 2192823 | | | |
| | Acoculco, Cuauhtepic de Hinojosa | 580672 | 2205845 | 2,806 | | 90 |
| | Xolostitla, Epazoyucan | 539303 | 2224384 | 2,885 | | 90 |
| | Tecomulco, Singuilucan | 562926 | 2209250 | 2,880 | | 90 |

Tabla 2. Características morfológicas consideradas en el Análisis de Funciones Discriminantes Generalizado para contrastar a las especies de *Abies* en Hidalgo, México.

| Tipo de Muestra | Característica | Clave |
|-----------------|--|-------|
| Hoja | Largo | Lh |
| | Ancho | Ah |
| | *Forma del ápice | Fa |
| | emarginado (1), obtuso (2), agudo (3) | |
| | *Orientación | Oh |
| | dísticas (1), subdísticas (2), arreglo espiral (3) | |
| | Estomas abaxiales | Ea |
| | Número de canales resiníferos | Cr |
| | | |
| Cono ovulado | Largo | Lc |
| | Ancho | Ac |
| | Largo de la escama | Le |
| | Ancho de la escama | Ae |
| | Largo de la bráctea | Lb |
| | Relación largo de la bráctea/ largo de la escama | Rbe |
| | *Forma de la bráctea | Fb |
| | Exerta (1), incluida (2) | |
| Semillas | Largo | Ls |
| | Largo del ala | La |
| | Relación largo de la semilla/ largo del ala | Rsa |
| Cono polínico | Largo | Lcp |
| | Ancho | Acp |

*Predictores categóricos. Se omiten características propuestas por Debreczy & Rácz como el color de los conos ovulados y la forma del ápice de las brácteas, debido a que no se contaban con muestras representativas de *A. guatemalensis* como contraste.

Análisis genético. La extracción del material genético se realizó con base en adecuaciones del método propuesto por Doyle & Doyle (1987). Se maceraron 2 g de tejido vegetal con nitrógeno líquido hasta obtener un polvo fino y se agregó 1 ml de buffer de extracción (Tris-HCl 100 mM pH 8, NaCl 1.4 M, EDTA 20 mM, CTAB 2 % y 1 µl de 2-β-mercaptoetanol) para seguir macerando. La mezcla fue centrifugada a 8,000 rpm × 8 min, el precipitado fue obtenido y lavado hasta en tres ocasiones con el buffer de extracción para posteriormente ser incubado a 37 °C × 1 h con 10 µl de RNAsa (1 mg/ml). A continuación, se agregó 10 µl de proteinasa K (10 mg/ml) e incubó nuevamente a 60 °C durante 1 h. Posteriormente se agregó 600 µl de fenol: cloroformo: alcohol isoamílico (25:24:1) y 250 µl de NaCl al 2 %, las muestras se agitaron a 300 rpm por una hora y posteriormente se centrifugaron a 10,000 rpm × 10 min. El sobrenadante se recuperó y precipitó con 2/3 partes del volumen final (300-500 µl) de isopropanol frío dejando reposar de 12-24 h a - 20 °C. Finalmente, el tubo se centrifugó a 12,000 rpm × 10 min, se eliminó el sobrenadante, se agregó 1 ml de etanol absoluto frío a la pastilla que se centrifugó a 14,000 rpm durante 10 min. Se retiró el etanol a la pastilla y se dejó secar para ser resuspendida en 50 µl de agua destilada estéril. El material genético se cuantificó por espectrofotometría en un nanoespectrofotómetro marca MAPADA.

Para la amplificación se utilizaron tres marcadores microsátélites nucleares desarrollados para *A. guatemalensis* por Rasmussen (2008) (Tabla 3). Los cebadores se emplearon a una concentración de 5 µM. La mezcla de reacción para la PCR por individuo analizado fue: 2 µl de DNA genómico (> 50 ng/µl), 1.6 µl de MgCl₂ (25 mM), 0.7 µl de

oligonucleótido anterior, 0.7 µl del posterior (5 µM), 0.3 µl de dNTP's (10 mM), 2.4 µl de amortiguador (5x), 0.5 µl de dH₂O y 0.3 µl (1U) de TaqDNA polimerasa Promega® para un total de 8 µl por tubo de reacción. Se realizó la técnica de PCR en un termociclador punto final Arktik de Thermo Scientific. El programa PCR se conformó de un paso de desnaturalización inicial de 9 minutos a 94 °C; ciclado en tres pasos repetido 30 veces que consiste en desnaturalización a 94 °C por 55 s, alineación 50 s a 57 °C (primer Ab07), 50 s a 59 °C (primer Ab 08), 50 s a 58 °C (primer Ab 12) y alineación a 72 °C por 55 s y por último la extensión final a 72 °C por 7 min. Los productos de PCR se visualizaron en geles de acrilamida al 15 %, corridos a 90 V por 90 min y teñidos con bromuro de etidio a una concentración de 10 mg/ml.

Tabla 3. Marcadores moleculares usados para el análisis de las especies de *Abies* en Hidalgo, México. Pb: pares de bases, Ta °C: temperatura de alineamiento.

| Locus | Primer Forward 5'- 3' | Primer reverse 3' - 5' | Pb | T _a °C |
|-------|-----------------------|-------------------------|---------|-------------------|
| Ab07 | ACTGGCATTGTGTCGCAATC | CCTCGGAGGACAAGATTTGC | 219-257 | 57 °C |
| Ab08 | ATCGAGAGGCCAGGTAGAC | GACATAGCTGATAGTGACGCAAC | 128-161 | 58 °C |
| Ab12 | AGTTGTGTAAGCCCGTGTAG | CCCTTTGTTGATAGAGGGAAAC | 223-244 | 60 °C |

La cantidad de alelos fue depurada por probabilidad Poisson, considerando la eliminación de los alelos nulos al presentar frecuencias menores de 5 %, lo que permitió eliminar errores de genotipado, incluyendo alelos no amplificados, esto se realizó con el programa Micro-Checker v. 2.2.3 (Oosterhout *et al.* 2004). Con los datos obtenidos y utilizando el programa GenAlEx v. 6.5 (Peakall & Smouse 2005), se calcularon las frecuencias génicas, para determinar el promedio de muestras amplificadas por locus/localidad (N), el promedio de alelos por locus y por localidad (A), el número efectivo de alelos por locus y por localidad ($N_e = \frac{1}{\sum p_i^2}$), donde las p_i son las frecuencias alélicas, el índice informativo de Shannon para cada iniciador ($I = -1 \cdot \sum(p_i \cdot \ln(p_i))$), la heterocigosis observada y esperada (H_o y H_e respectivamente) y el índice de fijación ($F = 1 - \frac{H_o}{H_e}$), que es cero si hay proporciones de Hardy-Weinberg. De igual manera, se calculó el porcentaje de autofertilización considerando la fórmula ($s = \frac{2(H_e - H_o)}{2H_e - H_o}$), dado que la especie es monoica, ambas propuestas fueron tomadas de Hedrick (2005).

La estructura genética se evaluó con los estadísticos *F* de Wright (1951) (FIT, FIS, FST), para determinar la distribución de la variabilidad genética dentro del individuo, entre individuos dentro de las localidades y entre localidades analizadas, para lo que se empleó el mismo software. Se determinó el número de migrantes por generación (Nm) de forma pareada. Se realizó un Análisis de Varianza Molecular (AMOVA), asumiendo un modelo de alelos infinitos con 999 permutaciones. Para brindar un análisis sobre la distribución de la variación genética al interior de las poblaciones, se realizó un análisis de asignación bayesiana con el programa STRUCTURE v. 2.3.4 (Pritchard *et al.* 2000) a 50,000 iteraciones, con 50,000 repeticiones Markovianas, asumiendo un modelo "Admixture" considerando las frecuencias alélicas correlacionadas para una estimación de grupos desde K = 2 a K = 6 (número de localidades analizadas), considerando un valor de asignación Alpha global dado el modelo dependiente de asignación. El proceso fue repetido 10 veces para el cálculo del intervalo de confianza. El número de grupos genéticos se determinó con el modelo de ΔK de Evanno *et al.* (2005). El gráfico se realizó mediante la plataforma STRUCTURE SELECTOR (Li & Liu 2018).

Se realizó un Análisis de Funciones Discriminantes de Componentes Principales (AFDCP), considerando cada loci como una variable mediante el software STATISTICA v. 10 (www.statsoft.com). Este método descompone los datos genéticos en componentes principales como un modo de re-escalamiento métrico de las frecuencias y usa estos valores como entrada para un análisis de funciones discriminantes que permite el contraste entre grupos, en este caso especies. Lo que minimiza la variación al interior y maximiza el agrupamiento de forma que las distancias obtenidas son independientes del equilibrio de H-W, del efecto de la selección natural o del ligamiento (Jombart *et al.* 2010).

Así mismo, para determinar si existen cuellos de botella, se consideró una aproximación no paramétrica con respecto al exceso o deficiencia de individuos heterocigos en las poblaciones. El procedimiento asume que cada loci es dependiente, sin recambio, limitados y con la misma identidad entre las poblaciones y que los alelos se reparten aleatoriamente entre localidades en una distribución Poisson (modelo de mutación paso a paso o Stepwise Mutation Model -SMM), si existen diferencias con lo esperado, entonces se asume la deficiencia o exceso de heterocigos, este análisis se realizó mediante el programa Bottleneck v. 1.2.02 (Cornuet & Luikart 1996).

Mapa de distribución geográfica de Abies hidalgensis. Una vez finalizados los análisis morfológicos y genéticos, se realizó un mapa de la distribución geográfica de *A. hidalgensis*, considerando las poblaciones identificadas en estos análisis, así como información sobre ejemplares aislados localizados por prospección en campo.

Resultados

Análisis morfológico. Las especies *A. hidalgensis* y *Abies* sp. de la población de Zimapán difieren significativamente de *A. religiosa* de acuerdo con el AFDG ($F_{(12, 585)} = 362.851, P < 0.0019$; distancia de Mahalanobis 82.39 y 45.26, respectivamente). La variación total del modelo se explica por dos factores, el primero (98.34 % de la varianza explicada) está relacionado principalmente con el ancho de la escama (Ae), relación largo de la bráctea/largo de la escama (Rbe) y largo de la bráctea (Lb), todos atributos del cono ovulado. El segundo factor (1.656 % de la varianza explicada) se relaciona principalmente con largo de la escama (Le), relación largo de la semilla/largo del ala (Rsa) y largo del ala (La; [Tabla 4](#)).

Tabla 4. Coeficientes canónicos estandarizados para cada función obtenida por el AFDG de las especies de *Abies* en Hidalgo, México; a partir de los datos morfológicos.

| Efecto | Factor 1 | Factor 2 |
|--|-----------------|--------------|
| Largo de la hoja | -0.064 | 0.422 |
| Ancho de la hoja | -0.12 | 0.206 |
| Largo del cono | 0.04 | -0.128 |
| Ancho del cono | 0.223 | -0.112 |
| Largo de la escama | 0.007 | -1.479* |
| Ancho de la escama | -0.654* | 0.519 |
| Relación largo de la bráctea/ largo de la escama | 0.611* | -0.670 |
| Largo de la bráctea | 0.630* | 1.15 |
| Relación largo de la semilla/ largo del ala | 0.245 | 1.520* |
| Largo de la semilla | 0.215 | 1.009 |
| Largo del ala | -0.295 | -1.36* |
| Estomas abaxiales | -0.205 | -0.037 |
| Número de canales resiníferos | -0.276 | -0.0478 |
| Orientación de las hojas | 0.262 | -0.295 |
| Eigenvalue | 19.737 | 0.332 |
| Varianza acumulada | 98.344 % | 100 % |

* Las tres correlaciones significativas $P < 0.05$, más importantes.

El modelo es capaz de asignar correctamente los casos para *A. hidalgensis* (98 %) y *A. religiosa* (99.63 %), aunque con pobre discriminación para los individuos de *Abies* sp. (69.55 %) (Figura 2). Con estos resultados se pueden identificar los atributos con mayor discriminación entre especies, asociados principalmente con el cono ovulado (Tabla 5). *Abies* sp. y *Abies hidalgensis* tienen ápice de la hoja emarginado, en tanto que *A. religiosa* tiene ápice obtuso. Contrariamente, el número de canales resiníferos es un carácter diagnóstico, en el AFDG no resulta importante para discriminar puesto que tanto *A. religiosa* y *Abies* sp. comparten dos canales como estado de carácter, lo que reduce el porcentaje de asignación y aproxima morfológicamente ambas especies.

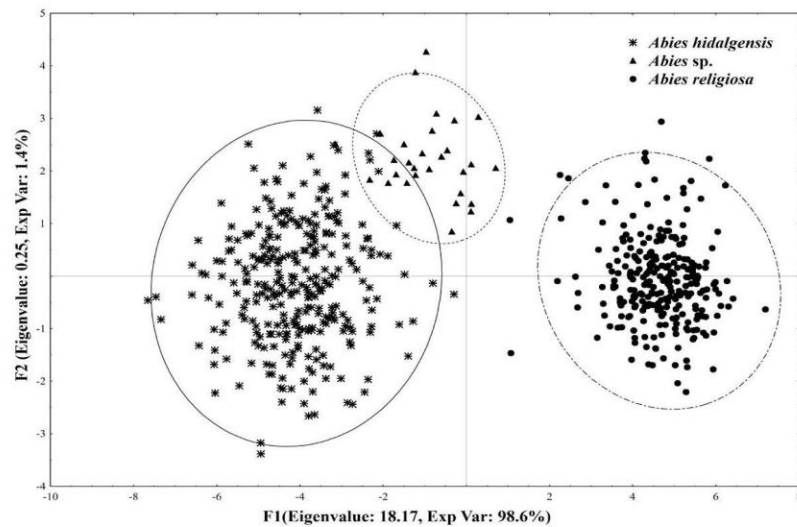


Figura 2. Ordenamiento por Análisis de Funciones Discriminantes para los caracteres morfológicos de los abetos de Hidalgo, México.

Tabla 5. Descriptores morfológicos de *Abies hidalgensis*, *Abies* sp. y *A. religiosa*.

| Especie | <i>Abies hidalgensis</i> | <i>Abies</i> sp. | <i>A. religiosa</i> |
|--|--------------------------|------------------|---------------------|
| Largo de la hoja | 2.68±0.55 | 2.19±0.27 | 2.24±0.32 |
| Ancho de la hoja | 0.18±0.0007 | 0.18±0.0003 | 0.16±0.003 |
| Estomas abaxiales | 20.54±7.15 | 17.90±3.95 | 15.54±7.16 |
| Largo del cono | 8.27±1.95 | 8.00±1.11 | 10.44±1.77 |
| Ancho del cono | 3.67±0.12 | 3.64±0.29 | 4.65±0.27 |
| Largo de la escama | 2.37±0.06 | 2.15±0.06 | 2.22±0.13 |
| Ancho de la escama | 3.09±0.15 | 3.04±0.23 | 2.70±0.20 |
| Largo de la bráctea | 1.48±0.06 | 1.83±0.06 | 2.56±0.14 |
| Relación largo de la bráctea /largo de la escama | 0.62±0.01 | 0.85±0.002 | 1.16±0.01 |
| Largo de la semilla | 1.00±0.02 | 0.88±0.02 | 1.09±0.06 |
| Largo del ala | 1.09±0.02 | 1.09±0.02 | 1.11±0.04 |
| Relación largo de la semilla/largo del ala | 1.10±0.03 | 1.26±0.04 | 1.05±0.05 |

Modificado de Rosales (2018).

El ajuste del modelo AFDG al área bajo la curva (AUC) muestra que los atributos continuos evaluados, con excepción del largo del ala en las semillas, tienen una distribución gamma (AUC: 0.87, $P = 0.42$). La relación largo de la bráctea/largo de la escama (mayor en *A. religiosa*), así como la relación largo de la semilla/largo del ala (mayor en *Abies* sp.) tienen correlaciones no lineales significativas ($r = 0.097 \pm 0.024$, $P > 0.059$).

Finalmente, en cuanto a los caracteres del cono polínico, el análisis de Kruskal-Wallis mostró que los conos de *A. religiosa* (Lcp 19.15 ± 3.50 , Acp 7.11 ± 0.63 mm) son más grandes que los de *A. hidalgensis* (Lcp 16.49 ± 4.22 , Acp 5.98 ± 0.9 mm) y *Abies* sp. (Lcp 15.22 ± 2.68 , Acp 5.13 ± 0.4 mm) ($\chi^2 = 53.26$ y 13.7 respectivamente, en ambos casos $P < 0.001$), aunque con base en el valor de significancia de la prueba post-hoc, estas últimas dos especies no muestran diferencias significativas. Por lo tanto, en los análisis morfométricos *A. hidalgensis* no se separa de la población de Zimapán.

Análisis genético. Los marcadores no muestran alelos nulos y todos resultaron polimórficos (100 %) con un total de 31 alelos. Para facilitar la comparación y evitar sesgo por el tamaño de muestra, las poblaciones fueron agrupadas por especie, donde la más diversa fue *Abies* sp. ya que tiene mayor heterocigosis esperada y menor coeficiente de endogamia. *Abies hidalgensis* tiene indicadores de diversidad genética similares (Tabla 6). Esto corresponde con los valores de autofertilización (S) obtenidos, pues de igual manera esta especie mostró los valores más bajos.

En cuanto a los niveles de diferenciación, la matriz pareada muestra que *A. religiosa* tiene una mayor distancia genética con respecto a las otras dos especies (Tabla 7). De acuerdo con el AMOVA, la mayor divergencia se encuentra entre loci al interior de los individuos, seguida de la diferencia entre individuos ($F_{st} = 0.139$, $F_{is} = 0.302$, $F_{it} = 0.399$; en todos los casos $P = 0.001$). La menor divergencia entre poblaciones se relaciona directamente con la similitud entre *A. hidalgensis* y *Abies* sp.

Tabla 6. Descriptores genéticos de las especies de *Abies* analizadas en Hidalgo, México.

| Especie | N | %P | Na | Ne | I | Ho | He | F | S% |
|--------------------------|----|-----|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------|
| <i>Abies hidalgensis</i> | 60 | 100 | 8.1 ± 0.61 | 3.83 ± 0.95 | 1.45 ± 0.27 | 0.59 ± 0.14 | 0.70 ± 0.08 | 0.17 ± 0.11 | 27.16 |
| <i>Abies</i> sp. | 20 | 100 | 9 ± 0.57 | 5.37 ± 1.48 | 1.8 ± 0.18 | 0.68 ± 0.16 | 0.78 ± 0.04 | 0.15 ± 0.15 | 8.93 |
| <i>A. religiosa</i> | 60 | 100 | 8.6 ± 0.66 | 2.95 ± 0.64 | 1.43 ± 0.16 | 0.3 ± 0.048 | 0.63 ± 0.07 | 0.52 ± 0.03 | 68.75 |

N: número de individuos analizados, Na= Alelos por locus, Ne= Número efectivo de alelos por locus, I= Índice informativo de Shannon, Ho= Heterocigosis observada, He= Heterocigosis esperada, F= Índice de fijación S = porcentaje de autofertilización.

Tabla 7. Comparación pareada entre especies de *Abies* en Hidalgo, México. Sobre la diagonal: distancias de Nei; bajo la diagonal: número de migrantes por generación (Nm).

| | <i>Abies hidalgensis</i> | <i>Abies</i> sp. | <i>A. religiosa</i> |
|--------------------------|--------------------------|------------------|---------------------|
| <i>Abies hidalgensis</i> | 0 | 0.4 | 0.486 |
| <i>Abies</i> sp. | 1.953 | 0 | 0.611 |
| <i>A. religiosa</i> | 1.755 | 1.374 | 0 |

Sin embargo, en el análisis de asignación, se identificaron tres grupos genéticos (Delta K = 3), repartidos de forma similar al interior de las especies, aunque es notorio que *A. religiosa* comparte variación con *Abies* sp. Resalta también que la distribución de grupos para *A. hidalgensis* es diferente en este análisis, con predominancia del grupo tres, así como *Abies* sp. tiene predominancia del grupo uno y *A. religiosa* del grupo dos (Figura 3).

El AFDCP mostró diferencias significativas entre las especies evaluadas ($F_{(6-132)} = 18.99 \pm 7.065$, $P < 0.001$; distancia de Mahalanobis “*A. hidalgensis*-*A. religiosa* = 23.44”, “*A. hidalgensis* – *Abies* sp. = 22.68”, “*A. religiosa* – *Abies* sp. = 10.84”). La variación total del modelo se explica por dos factores, el primero (74.78 % de la varianza explicada) y el segundo (25.22 %) (Tabla 8). El modelo es capaz de asignar correctamente los casos para *A. hidalgensis* (70 %), *A. religiosa* (70 %), *Abies* sp. (90%), este último con mayor similitud con *A. religiosa* (Figura 4).

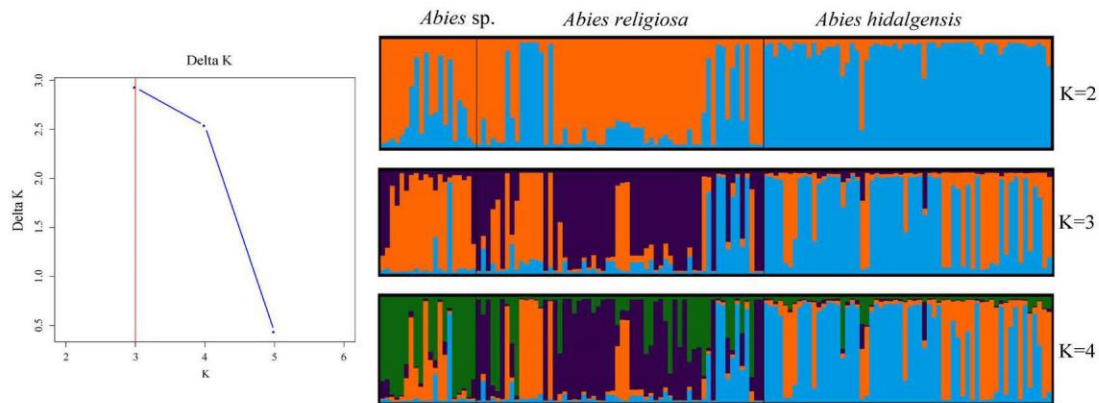


Figura 3. Análisis de asignación bayesiana obtenida por el programa STRUCTURE HARVESTER.

Tabla 8. Coeficientes canónicos estandarizados para cada función obtenida por el AFDCP de las especies de *Abies* en Hidalgo, México, a partir de los datos genéticos.

| Efecto | Factor 1 | Factor 2 |
|---------------------------|----------|----------|
| C1 | 0.779 | -0.564 |
| C2 | 0.841 | 0.431 |
| C3 | 0.341 | -0.535 |
| C4 | -0.493 | -0.542 |
| C5 | -0.107 | -0.088 |
| C6 | 0.010 | 0.214 |
| Eigenvalue | 1.335 | 0.450 |
| Varianza acumulada | 74.8% | 100 % |

El análisis de cuellos de botella muestra que solamente *A. religiosa* ha sufrido una disminución significativa en su tamaño poblacional. El modelo de mutación SMM indica que los tres loci evaluados tienen diferencias significativas del equilibrio deriva-mutación para esta especie, lo que se asocia con cuellos de botella pasados (Tabla 9).

Mapa de distribución geográfica de Abies hidalgensis. *Abies hidalgensis* se distribuye en las zonas sureste del estado de Hidalgo, con poblaciones remanentes escasas y ejemplares aislados en el norte de Puebla, identificados por prospección que amplían el área de distribución de la especie (Figura 5).

Los abetos hidalguenses

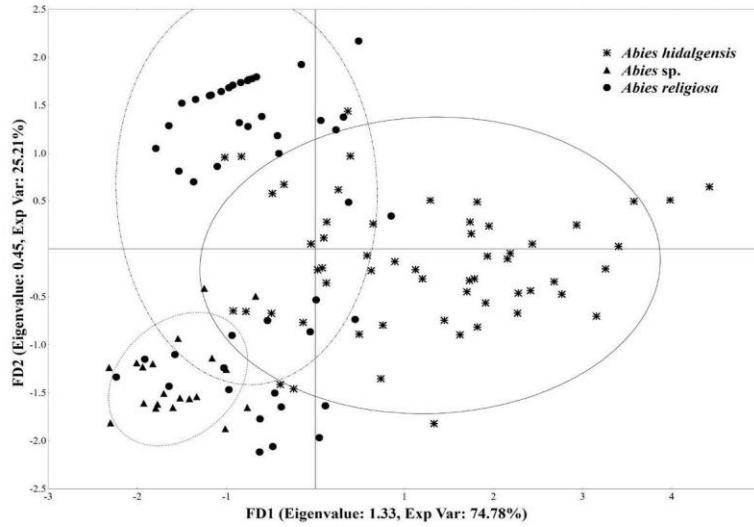


Figura 4. Ordenamiento por el Análisis de Funciones Discriminantes de Componentes Principales para los microsátelites de los abetos de Hidalgo México.

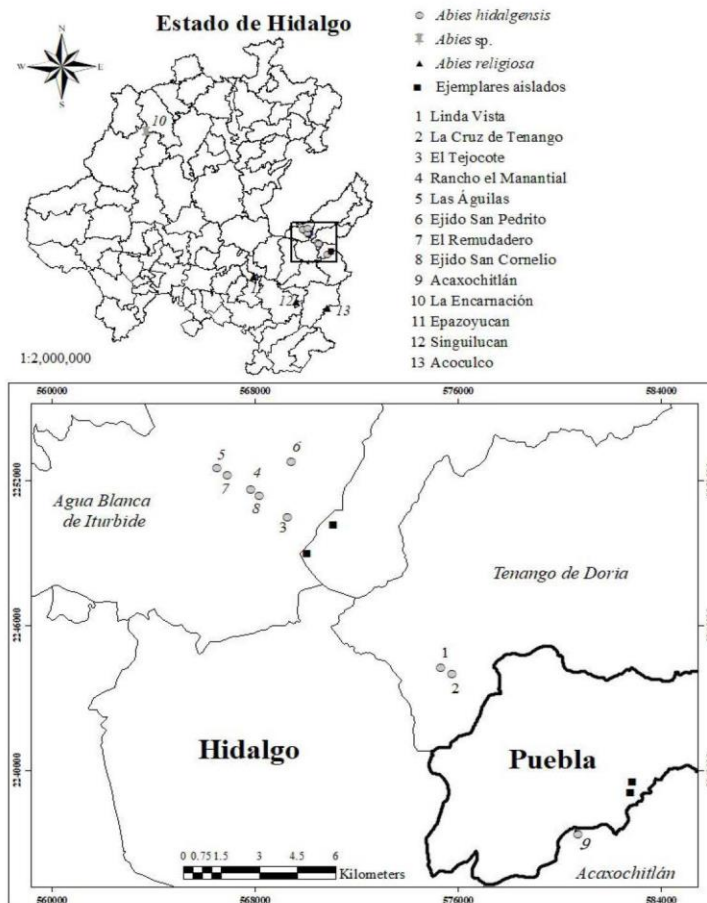


Figura 5. Poblaciones de abetos evaluados y distribución actual de *Abies hidalgensis* en Hidalgo, México.

Tabla 9. Análisis de cuellos de botella para las poblaciones de *Abies* en Hidalgo, México. Se muestran los valores de probabilidad para las pruebas de Wilcoxon.

| Población | Modelo Deriva-Mutación | P Prueba Wilcoxon | | |
|--------------------------|------------------------|-------------------|---------------|----------|
| | | P SMM | Deficiencia H | Exceso H |
| <i>Abies hidalgensis</i> | 0.368 | 0.125 | 0.937 | 0.25 |
| <i>Abies</i> sp. | 0.064 | 0.188 | 0.87 | 0.375 |
| <i>A. religiosa</i> | > 0.0001 | > 0.05 | 1 | 0.125 |

Discusión

Nuestros resultados muestran que existen dos especies de *Abies* en el estado de Hidalgo, localizadas geográficamente en las proximidades de la Faja Volcánica Transmexicana. *A. religiosa* tiene conos polínicos de mayor tamaño y brácteas de los conos ovulados más largas. Genéticamente, esta especie se puede ubicar en el centro del estado de Hidalgo, con algunas poblaciones en áreas naturales protegidas de las cuales se tienen registros de extracción, lo que ha generado cuellos de botella que afecta a todos los loci evaluados, asociado con el volumen de manera extraído anualmente (INEGI 2017). Por el contrario, lo que se había considerado como dos especies distintas en los municipios de Agua Blanca y Tenango de Doria (*A. guatemalensis* y *A. hidalgensis*), morfológicamente son similares y se concluye que todas las poblaciones de estos dos municipios y de Acaxochitlán corresponden a *A. hidalgensis*. Por otra parte, la población de La Encarnación (Zimapan) genéticamente es más similar a *A. religiosa*. De esta forma, lo que se había llamado *A. guatemalensis* en el centro de México, definitivamente no se trata de *A. guatemalensis*, sino de alguna otra variedad aún no definida, cercana morfológicamente a *A. hidalgensis* pero genéticamente a *A. religiosa*, aunque con algunos atributos morfológicos diagnósticos similares a *A. religiosa*, como el número de canales resiníferos.

En todos los casos, los rasgos diagnósticos para diferencias a estas especies en el centro de México están relacionados con las estructuras reproductivas. Sin embargo, la morfología del cono polínico ha sido poco utilizada en estudios taxonómicos (Martínez 1963, Vázquez-García *et al.* 2014, Farjon 2017). Dados los resultados obtenidos, se recomienda considerar dichas estructuras en futuras descripciones, tanto los conos ovulados como polínicos.

En cuanto a las semillas, la relación entre la longitud del ala y la longitud de la semilla ya han mostrado ser un carácter diagnóstico de utilidad (Strandby *et al.* 2009, Jasińska *et al.* 2017). Los resultados obtenidos apuntan a la importancia evolutiva de la dispersión para los abetos, ya que cualquier limitación del proceso incrementa la endogamia y puede condicionar la capacidad de colonización en una relación inversa con el peso, pero directa respecto a la longitud de las alas en las semillas (Cremer *et al.* 2012, Paluch & Marcin 2020). Nuestros resultados apuntan a que la mayor relación longitud del ala respecto a la semilla en *A. hidalgensis*, con relación a *A. religiosa*, podría incrementar su distancia de dispersión, por lo que tendría una menor endogamia, tal como se observa en los datos genéticos obtenidos, específicamente con el porcentaje de autofertilización estimado, casi tres veces mayor en *A. religiosa* respecto a *A. hidalgensis*. En abetos se ha documentado un efecto de nodricismo, normalmente sin competencia, inversamente relacionado con la distancia a las madres, efecto influenciado fuertemente por las condiciones ambientales (Houle 1995). La extracción en la zona central del estado de Hidalgo ha comprometido la supervivencia de semillas y la fecundidad por lo que se encuentra la menor diversidad en *A. religiosa*.

Cruz-Nicolás *et al.* (2021) identificaron que las poblaciones de *A. guatemalensis* de Chiapas y Guatemala conforman un clado bien definido y que la población identificada como esta especie localizada en San Luis Potosí, al norte de las poblaciones analizadas en nuestro trabajo, no se agrupa con estas, por lo que sugieren que se trata de una especie diferente no relacionada con *A. guatemalensis*, tal como nosotros sugerimos para la población de Zimapan.

Cruz-Nicolás *et al.* (2021) también analizaron una población de *A. hidalgensis* que es hermana del clado en el que se agrupa al resto de los taxa de la Faja Volcánica Transmexicana (incluyendo a *A. religiosa* de Colima, Hidalgo, Michoacán, Querétaro y Veracruz), y a su vez la población de San Luis Potosí mencionada es hermana del clado de *A. hidalgensis* + FVT. Los resultados de Cruz-Nicolás *et al.* (2021) sustentan que *A. guatemalensis* forma un clado bien definido con poblaciones de Guatemala y Chiapas y que esta especie no se distribuye en el centro de México. Esto nos lleva a pensar que la especie estudiada en nuestro trabajo no es una variedad de *A. hickelii* como se había teorizado, sino que la menor cantidad de canales resiníferos (4 a 7 en *A. hidalgensis* y 8 a 12 en *A. hickelii*) (Farjon 2017), es un carácter emergente que no se manifiesta en *A. flinckii*, *A. religiosa*, *A. jaliscana* ni en *A. guatemalensis* procedente de la distribución original en el sureste mexicano. Aunado al número de canales resiníferos, la longitud de las semillas y el tamaño de las brácteas se pueden emplear como caracteres diagnósticos en caso de dudas taxonómicas. Estas estructuras permiten la separación definitiva entre las dos especies en conflicto taxonómico, donde *A. hidalgensis* se ubica geográficamente bien delimitada entre los estados de Hidalgo y Puebla, aunque con individuos aislados al norte de esta última entidad. Tal observación delimita el grado de amenaza para la especie pues su distribución resulta menor a 10 km², lo que la coloca como En Peligro Crítico de acuerdo con el criterio B2 de la IUCN (www.iucnredlist.org).

Si bien, la profundidad y variación que muestran los microsátélites, no son propias para un estudio de sistemática, nos permiten afirmar que las especies analizadas no son iguales en cuanto a su variación poblacional, lo que cobra relevancia en el contexto de la conservación y manejo de los *Abies* del estado de Hidalgo. Particularmente al identificarse cuellos de botella en las poblaciones de *A. religiosa*. Si bien, el exceso de homocigosis observado podría resultar también por endogamia o selección natural; consideramos que la selección no es capaz de modificar las proporciones alélicas de todos los loci analizados, ya que esta fuerza evolutiva actúa sobre locus únicos vinculados con la expresión de un rasgo ventajoso y en principio los microsátélites son neutrales. En cuanto a la endogamia, esta fuerza evolutiva elimina a los heterocigosis sin modificar las frecuencias alélicas, situación que no se cumple en este modelo (Hedrick 2005). Al respecto Méndez-González *et al.* (2017) identificaron homocigosis asociable a selección disruptiva en poblaciones de *A. religiosa* en el Ajusco, pero usaron AFLPs como marcadores, cuya naturaleza incluye segmentos codificantes susceptibles de selección, obviamente esto también está relacionado con el mayor tamaño poblacional de *A. religiosa* que debería contrarrestar el efecto de los cuellos de botella identificados, por lo que se asume un efecto local, tanto de la endogamia como de la deriva.

En cuanto a las amenazas, se han mostrado diferentes situaciones de riesgo para los abetos mexicanos, incluyendo las actividades humanas relacionadas con la explotación maderera (Ramírez *et al.* 2003), el cambio climático (Sáenz-Romero *et al.* 2012), el cambio en el uso del suelo (Pineda-López *et al.* 2013) y los incendios forestales (Cerano-Paredes *et al.* 2021). En todos estos casos, las evaluaciones de riesgo se han centrado en *A. religiosa* dada su importancia económica y cobertura territorial, no obstante, bajo este nombre también se aprovechan poblaciones del resto de las especies de *Abies*, particularmente en la zona de estudio. La coexistencia geográficamente cercana entre *A. hidalgensis* y *A. religiosa*, su similitud morfológica para un ojo no entrenado y la necesidad económica de las comunidades, resulta en un riesgo mayor para la especie por lo que, cualquier actividad de extracción en la región, debe corroborar previamente la identidad taxonómica de la madera extraída. Desafortunadamente, la situación es crítica en el centro de Hidalgo, ya que las prospecciones realizadas en este trabajo permitieron identificar poblaciones de *A. hidalgensis* erradicadas a lo largo de tres años.

En conclusión, el aprovechamiento forestal en el estado de Hidalgo se ha realizado sobre las especies *A. hidalgensis* y *A. religiosa* bajo el nombre genérico de “Oyamel”, poniendo en un grave riesgo a la especie endémica en las poblaciones de La Encarnación, Tenango de Doria, Acaxochitlán y Agua Blanca de Iturbide. Además, en el estado solo encontramos a estas dos especies, por lo que los reportes de *A. guatemalensis* corresponden en realidad a *A. hidalgensis* al sureste de la distribución y a otra variedad aún no determinada en Zimapán. Finalmente, los estudios genéticos y morfológicos hacen posible identificar sin lugar a duda a las especies de abetos en Hidalgo, lo que es esencial para dirigir las acciones de conservación y manejo hacia especies con uso potencial, protegiendo a las poblaciones de especies endémicas y amenazadas ya mencionadas.

Agradecimiento

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por los apoyos CB-2016-284484. A los pobladores de las comunidades donde se realizó el estudio.

Literatura citada

- Aguirre-Planter E, Furnier GR, Eguiarte LE. 2000. Low levels of genetic variation within y high levels of genetic differentiation among populations of species of *Abies* from Southern Mexico y Guatemala. *American Journal of Botany* **87**: 362-371. DOI: <https://doi.org/10.2307/2656632>
- Cerano-Paredes J, Rodríguez-Trejo D, Iniguez JM, Cervantes-Martínez R, Villanueva-Díaz J, Franco-Ramos O. 2021. Fire history (1896-2013) in an *Abies religiosa* forest in the Sierra Norte of Puebla, Mexico. *Forest* **12**: 700. DOI: <https://doi.org/10.3390/f12060700>
- Cesaroni D, Allegrucci G. 1991. Multivariate analysis of multi-character individual profiles as a tool in systematics. *Bolletino Di Zoologia* **58**: 321-328. DOI: <https://doi.org/10.1080/11250009109355775>
- Cornuet JM, Luikart G. 1996. Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. *Genetics* **144**: 2001-2014. DOI: <https://doi.org/10.1093/genetics/144.4.2001>
- Cremer E, Ziegenhagen B, Schulerowitz K, Mengel C, Donges K, Bialozyt R, Hussendörfer E, Liepelt S. 2012. Local seed dispersal in European silver fir (*Abies alba* Mill.): lessons learned from a seed trap experiment. *Trees* **26**: 987-996. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0676-9>
- Cruz-Nicolás J, Villarruel-Arroyo A, Gernandt DS, Fonseca RM, Aguirre-Planter E, Eguiarte LE, Jaramillo-Correa JP. 2021. Non-adaptive evolutionary processes governed the diversification of a temperate conifer lineage after its migration into the tropics. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **160**: 107125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2021.107125>
- Debreczy Z, Rácz I. 1995. New species y varieties of conifers from México. *Phytologia* **78**: 217-243.
- Doyle JJ, Doyle JL. 1987. A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochemistry Bulletin* **19**: 11-15.
- Eguiarte LE, Furnier GR. 1997. Niveles y patrones de variación genética del género *Abies* en México. Informe final del proyecto B138. México: Biblioteca Virtual Universidad Nacional Autónoma de México. <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfB138.pdf> (accessed January 20, 2016).
- Evanno G, Regnaut S, Goudet J. 2005. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Molecular Ecology* **14**: 2611-2620. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02553.x>
- Farjon A. 2017. *A Handbook of the World's Conifers*. Leiden, Boston. Brill Academic Publishers, pp 55-1032. ISBN: 978 90 04 32449 7.
- Farjon A, Rhusforth KD. 1989. A classification of *Abies* Miller (Pinaceae). *Notes of Royal of the Botanical Garden Edimburg* **46**: 59-79. <https://archive.org/details/notes-from-royal-botanic-garden-edinburgh-46-001-059-079> (accessed September 05, 2016).
- Fernández MT, Nepamuceno MF. 1989. Variación genética en *Abies guatemalensis* Redher. *Revista Ciencia Forestal* **65**: 3-17.
- GBIF [Global Biodiversity Information Facility]. 2018. Gobierno de Dinamarca. <https://www.gbif.org/search?q=Abies%20hidalgensis> (accessed February 10, 2018).
- Gernandt DS, Pérez de la Rosa JA. 2014. Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **85**: 126-133. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.32195>
- Gómez-Gómez M, Danglot-Banck C, Vega-Franco L. 2003. Sinopsis de pruebas estadísticas no paramétricas. Cuando usarlas. *Revista Mexicana de Pediatría* **70**: 90-99.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2021. Past: Paleontological statistic software package for education and data analysis. *Paleontología Electronica* **4**: 9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (accessed, November 09, 2021).

- Hedrick P. 2005. *Genetics of populations*. Sudbury: Massachusetts, Jones, and Bartlett Publishers, pp. 250-254. ISBN: 0 7637 4772 6.
- Hernández MA. 1985. Distribución y utilidad de los *Abies* en México. *Investigaciones Geográficas* **15**: 75-118.
- Houle G. 1995. Seed dispersal and seedling recruitment: the missing link(s). *Écoscience* **2**(3): 238-244. DOI: <https://doi.org/10.1080/11956860.1995.11682289>
- Hultine KR, Marshall JD. 2000. Altitude trends in conifer leaf morphology and stable carbon isotope composition. *Oecologia* **123**: 32-40. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420050986>
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía] 2017. *Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2017*. http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2017/702825095093.pdf (accessed July 21, 2020).
- Jaramillo-Correa JP, Aguirre-Planter E, Khasa DP, Eguiarte LE, Piñero D, Furnier GR, Bousquet J. 2008. Ancestry and divergence of subtropical montane forest isolates: molecular biogeography of the genus *Abies* (Pinaceae) in southern México and Guatemala. *Molecular Ecology* **17**: 2476-2490. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03762.x>
- Jasińska A, Sękiewicz K, Ok T, Romo A, Boratyński A, Boratyńska K. 2017. Taxonomic position of *Abies equitrojani* on the basis of needle characters by comparison with different fir species. *Turkish Journal of Botany* **41**: 620-631. DOI: <https://doi.org/10.3906/bot-1612-1>
- Jombart T, Devillard S, Balloux F. 2010. Discriminant analysis of principal components: a new method for the analysis of genetically structured populations. *BMC genetics* **11**: 94. DOI: <https://doi.org/10.1186/1471-2156-11-94>
- Kurt Y, Frampton J, Isik F, Landgren C, Chastagner G. 2016 Variation in needle and cone characteristics and seed germination ability of *Abies bornmuelleriana* and *Abies equitrojani* populations from Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* **40**: 169-176. DOI: <https://doi.org/10.3906/tar-1502-101>
- Li Y, Liu J. 2018. Structure Selector: A web-based software to select and visualize the optimal number of clusters using multiple methods. *Molecular Ecology Resources* **18**: 176-177. DOI: <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12719>
- Liu TS. 1971. *A monograph of the genus Abies*. Taipei, Taiwan. Department of Forestry, College of Agriculture, National Taiwan University. p 608.
- Martínez M. 1948. Los Abies mexicanos. *Anales del Instituto de Biología de México serie Botánica* **19**:11-104.
- Martínez M. 1963. *Las pináceas mexicanas*. DF, México, Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, 410 p.
- Martínez-Méndez N, Aguirre-Planter E, Eguiarte LE, Jaramillo-Correa JP. 2016. Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences* **94**: 5-24. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.508>
- Méndez-González ID, Jardón-Barbolla L, Jaramillo-Correa JP. 2017. Differential landscape effects on the fine-scale genetic structure of populations of a montane conifer from central Mexico. *Tree Genetics & Genomes* **13**:1-14. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11295-017-1112-5>
- Miller DM, Miller IM, Jackson ST. 2014. Biogeography of Pleistocene conifer species from the Ziegler reservoir fossil site, Snowmass Village, Colorado. *Quaternary Research* **82**: 567-574. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.yqres.2014.06.003>
- Oosterhout CV, Hutchinson WF, Wills DPM, Shipley P. 2004. Micro-Checker: software for identifying and correct genotyping error in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes* **4**: 535-538. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2004.00684.x>
- Orlova L, Gussarova G, Glazkova E, Egorov A, Potokin A, Ivanov S. 2020. Systematics and distribution on spruce species in the North-West of Russia. *Dendrobiology* **84**: 12-29. DOI: <http://dx.doi.org/10.12657/denbio.084.002>
- Ostonen I, Puttsepp U, Biel C, Alberton O, Bakker MR, Lohmus K, Majdi H, Metcalfe D, Olsthoorn AFM, Pronk A, Vanguelova E, Weih M, Brunner I. 2007. Specific root length as an indicator of environmental change. *Plant Biosystems* **141**: 426-442. DOI: <http://doi.org/10.1080/11263500701626069>

- Paluch J, Marcin ZJP. 2020. Seed dispersal of anemochoric *Abies alba* Mill.: Lessons learned from seed tracking, seed trap experiments and genetic parentage assignment of seedlings. *Annals of Forest Research* **63**: 19-38. DOI: <https://doi.org/10.15287/afr.2019.1705>
- Papageorgiou AC, Kostoudi C, Sorotos I, Varsamis G, Korakis G, Drouzas AD. 2015. Diversity in needle morphology and genetic markers in a marginal *Abies cephalonica* (Pinaceae) population. *Annals of Forest Research* **58**: 217-234. DOI: <http://doi.org/10.15287/afr.2015.410>
- Parker WH, Maze J, Bradfield JE. 1981. Implications of morphological and anatomical variation in *Abies balsamea* y *A. lasiocarpa* (Pinaceae) from western Canada. *American Journal of Botany* **68**: 843-854. DOI: <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1981.tb12418.x>
- Peakall ROD, Smouse PE. 2005. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* **6**: 288-295. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01155.x>
- Pérez-Miranda R, Romero-Sánchez ME, González-Hernández A, Pérez-Sosa E, Flores-Ayala E. 2017. Distribución del *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. bajo escenarios de cambio climático en el Eje Neovolcánico, México. *Agroproductividad* **10**: 29-34.
- Pineda-López MR, Sánchez-Velásquez LR, Vázquez-Domínguez G, Rojo-Alboreca A. 2013. The effect of land use on carbon content in the aerial biomass of an *Abies religiosa* (Kunth Schltdl, et Cham.) forest in central Veracruz, Mexico. *Forest Systems* **22**: 82-93. DOI: <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2013221-02756>
- Pritchard JK, Stephens M, Donnelly P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* **155**: 945-959. DOI: <https://doi.org/10.1093/genetics/155.2.945>
- Ramírez M, Azárate JG, Luna L. 2003. Effects of human activities on monarch butterfly habitat in protected mountain forest, Mexico. *The Forestry Chronicle* **79**: 242-246. DOI: <https://doi.org/10.5558/tfc79242-2>
- Rasband W. 2018. ImageJ versión 1.51w. USA: National Institutes of Health <http://imagej.nih.gov/ij>
- Rasmussen KK, Andersen US, Frauenfelder N, Kollmann J. 2008. Microsatellite markers for the endangered fir *Abies guatemalensis* (Pinaceae). *Molecular Ecology Resources* **8**: 1307-1309. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2007.02072.x>
- Razo ZR, Gordillo MAJ, Rodríguez-Laguna R, Maycotte MCC, Acevedo SOA. 2013. Estimación de biomasa y carbono almacenado en árboles de oyamel afectados por el fuego en el Parque nacional “El Chico”, Hidalgo, México. *Madera y Bosques* **19**: 73-86.
- Rosales IE. 2018. Caracterización ecológica, anatómica y morfológica de *Abies hidalgensis* Debreczy, Rácz & Guízar. México, MSc. Thesis. *Universidad Autónoma de Chapingo*.
- Rzedowski J. 2006. *Vegetación de México*. DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. No. 432. 504 pp.
- Sáenz-Romero C, Rehfeldt GE, Duval P, Lindig-Cisneros RA. 2012. *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for monarch butterfly conservation in Mexico. *Forest Ecology and Management* **275**: 98-106. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.004>
- Scaltsoyiannes A, Tsaktsira M, Drouzas D. 1999 Allozyme differentiation in the Mediterranean firs (*Abies*, Pinaceae). A first comparative study with phylogenetic implications. *Plant Systematics y Evolution*, **216**: 289-307.
- Sekiewicz K, Boratynska K, Dagher-Kharrat MB, Ok T, Boratynski A. 2016. Taxonomic differentiation of *Cupressus sempervirens* and *C. atlantica* based on morphometric evidence. *Systematics and Biodiversity* **14**: 494-508. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/14772000.2016.1171260>
- Semerikova SA, Semerikov VL, Lascoux M. 2011. Post-glacial history and introgression in *Abies* (Pinaceae) species of the Russian Far East inferred from both nuclear and cytoplasmic markers. *Journal Biogeography* **38**: 326-340. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02394.x>
- Shao Y-Z, Xiang Q-P. 2015. Species delimitation and phylogeography of the *Abies chensiensis* complex inferred from morphological and molecular data. *Botanical Journal of the Linnean Society* **177**: 175-188. DOI: <https://doi.org/10.1111/boj.12235>
- Strandby U, Christensen KI, Sørensen M. 2009. A morphometric study of the *Abies religiosa-hickelii-guatemalen-*

- sis* complex (Pinaceae) in Guatemala and Mexico. *Plant Systematics y Evolution* **280**: 59-76. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00606-009-0164-x>
- Vázquez-García JA, Shalisko V, Cuevas-Guzmán R, Muñiz-Castro MA, Mantilla-Blandón MR. 2014. *Abies jaliscana* (Pinaceae): A new combination in section *Grandis* and a Key to the species of *Abies* in Western Mexico. *Phytotaxa* **183**: 27-36. DOI: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.183.1.3>
- Wright S. 1951. The Genetical Structure of Populations. *Annals Eugenetic* **15**: 323-354.
- Xiang QP, Weil R, Zhu Y, Harris AJ, Zhang XC. 2018. New infrageneric classification of *Abies* in light of molecular phylogeny and high diversity in western North America. *Journal of Systematics and Evolution* **56**: 562-572. DOI: <https://doi.org/10.1111/jse.12458>
- Xiang QP, Xiang QY, Guo YY, Zhang XC. 2009. Phylogeny of *Abies* (Pinaceae) inferred from nrITS sequence data. *Taxon* **58**: 141-152. DOI: <https://doi.org/10.1002/tax.581015>
- Xu P, Zhang X, Zhao C, Chen L, Gao X, Yao G, Deng J, Deng Y. 2014. Foliar responses of *Abies fargesii* Franch. to altitude in the Taibai Mountain, China. *Polish Journal of Ecology* **62**: 479-492. DOI: <http://dx.doi.org/10.3161/104.062.0309>

Editor de sección: Monserrat Vázquez Sánchez

Contribución por autor: ERI, trabajo de campo, análisis de datos, redacción, correcciones mayores; DBT, análisis genéticos, trabajo de campo; ASG, redacción, trabajo de campo, análisis de datos; DMGH, redacción, correcciones mayores; SHL, trabajo de campo, redacción; POA, análisis de datos, redacción, correcciones mayores.

CAPÍTULO II

Aceptado Journal of Forest Science, 29/03/2023

Czech Academy of Agricultural Sciences

Effect of forest management on the genetic diversity of *Abies hidalgensis*, a threatened species with restricted distribution

Rosales-Islas Elena^{1*}; Octavio-Aguilar Pablo¹

¹Laboratory of Genetics. Biological Research Center, Autonomous University of Hidalgo State. Pachuca-Tulancingo highway Km 4.5, Col. Carboneras, C.P. 42184. Mineral de la Reforma, Hidalgo, México.

PO-A: pablo_aguilar9900@uaeh.edu.mx

*Correspondence author ER-I: ro256941@uaeh.edu.mx

Abstract

Abies hidalgensis is an endemic species from the state of Hidalgo, Mexico, that has been registered only in nine fragmented relict populations that have a total of 1000 individuals among them. Intensive forest management takes place in five of the populations under specific programs focused on *Pinus* spp, but it is necessary to know the impact of these activities on the genetic diversity of the threatened species if restoration and conservation strategies are to be proposed. The aim of this work was to estimate the effect of forest management on the genetic structure of *A. hidalgensis* using seven nuclear molecular markers developed for *A. guatemalensis* (Ab07, Ab08, Ab09, Ab12, Ab15, Ab20, Ab23). The species was sampled growing under two different conditions; 1) areas under forest management, and 2) conserved areas. Two indexes of genetic diversity were evaluated, observed and expected heterozygosity. The genetic structure was determined by an analysis of molecular variance and a Bayesian assignment model. A bottleneck analysis was also carried out. The populations were found to have a common genetic base ($F_{ST}=0.056$, $Nm=43$), which suggests recent fragmentation of the distribution, increasing the bottleneck effect in managed areas ($Wp=0.007$ and 0.016). This explains the apparently high heterozygous level ($H_e=0.69$) and low inbreeding. Our results are important as they may be used to design strategies for the management and conservation of *A. hidalgensis*.

Keywords

Population genetics, forest management, genetic variation, threatened species, fir.

Introduction

Diversity and genetic structure are critical population attributes for the management and conservation of plant species classified under some level of risk due to their size, fragmentation, sensitivity, or restricted distribution (Gordon et al. 2012; Awad et al. 2014; Wu et al. 2015), because they fluctuate more quickly in response to spatial and temporal factors such as isolation, extent of original distribution, deforestation, fragmentation, intrinsic demographic factors of the species, and associations such as competition, pollination or predation, life forms, harvesting, stochastic natural events, or dispersal anthropogenic, among others (Hedrick 2005; Conord et al. 2012; Vranckx et al. 2012; Zhang et al. 2012; Wyatt et al. 2021).

In particular, the fragmentation associated with forest management for timber and non-timber purposes has controversial effects on plants, with an intensity that varies depending on silvicultural practices, stand structure, and species characteristics present in the community before and during extraction (Gautam et al. 2021). For example, pioneer species benefit from management because it increases their population size while they share a common genetic base (post-colonization expansion); whereas long-lived trees mostly suffer a reduction in fertility and consequently lose their genetic variability (Poelchau, Hamrick 2013). The negative effects for long-lived species may include reduction in the number of alleles and genotypes, loss of heterozygosity, and reduction of gene flow and effective population size (Lowe et al. 2015). Nevertheless, for some widely distributed species, there are no differences in genetic diversity between managed and unmanaged stands (Paffetti et al. 2012; Aravanopoulos 2018; Rungis et al. 2019).

However, relict species with restricted distribution, endemics, and species with low population sizes should not in principle be subjected to forest exploitation. Nevertheless, if their distribution coincides with other important timber species, they will be affected collaterally (Pérez-López et al. 2020). In addition, some species are illegally extracted because they are confused with others of greater distribution or removed due to a change in land use for grazing or clearing. For example, in *Araucaria angustifolia* a (Bert.) O. Kuntze an endangered Brazilian plant species, forest management reduces the number of alleles and therefore genetic diversity (Medri et al. 2003). Phuong et al. (2020) observed poor genetic

diversity ($h = 0.2223$) in *Pinus kwangtungensis* Chun ex Tsiang compared to other species of the same genus (*Pinus koraiensis* Sieb. et Zucc $H_e = 0.61$, Tong et al. 2020; *P. densiflora* Siebold & Zucc $H_e = 0.652$, Ahn et al. 2021) due to a reduction of population size and habitat fragmentation. Additionally, it has been documented that relict populations in fragmented landscapes show low genetic diversity and high differentiation due to spatial isolation and high levels of inbreeding (Young et al. 1996; Szczecińska et al. 2016; Li et al. 2018).

Abies hidalgensis Debreczy, Rácz, & Guízar (Debreczy, Rácz, 1995) is endemic to the state of Hidalgo, Mexico and its distribution is extremely limited. To date, nine relict populations with a total of fewer than 1000 individuals have been identified (Rosales-Islas et al. 2023). It is therefore on the Red List of threatened species in the Vu D2 category, but is not covered by Mexican legislation (SEMARNAT 2010).

Abies hidalgensis is distributed in the municipalities of Agua Blanca de Iturbide, Tenango de Doria, and Acaxochitlán, Hidalgo, in nine relict populations. Several of them have been subjected to forest extraction (Las Águilas, El Tejocote, Ejido San Pedrito, Los Manantiales, and Zacacuautila), either controlled through the Silvicultural Development Method (SDM) or uncontrolled through elimination directed at corpulent trees, with or without the permission of the owners. In most of the stands under forest management, the cover has been replaced with the genus *Pinus* due to its economic importance. In addition, livestock activities were detected in these areas.

Of the nine populations, only two conserve a partially original cover (Ejido San Cornelio and Ejido San Pedrito). In these, extraction activities are not evident, extraction of specimens of commercial size has not been reported, and there is scarce presence of stumps or evidence of extraction of trees, either of *A. hidalgensis* or the associated species. In these areas it is possible to observe different development strata, with high densities of individuals. Two other populations have disappeared because of changes in land use.

The extraction activities are an example of collateral damage, since the scarce knowledge of its morphology, distribution and, in general, about its taxonomic status has resulted in the extraction of specimens in areas under forest management. INEGI (2016, 2017) reports the extraction of 250 m³r and 191 m³r of *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. in the municipality of Agua Blanca, where this species is not distributed but *A. hidalgensis* is.

The genetic structure of this type of species is evaluated by means of molecular markers to enable the impact of forest management to be estimated at the genetic level and to identify promising tree populations for the delimitation of conservation units, risk assessment, and design of management strategies (González 2003; Godoy 2009).

The objective of this work was to evaluate the effect of logging on the genetic variation of *A. hidalgensis* using nuclear molecular markers that would enable identification of losses associated with the population reduction caused specifically by the documented logging, to inform a conservation approach.

Materials and methods

Study sites

The populations at Las Águilas and Ejido San Cornelio (managed and conserved, respectively) located at coordinates 20.369 N, -98.361 E and 20.361 N, -98.347 E were selected for the study (Figure 1). Forest extraction in Las Águilas is regulated by SDM, the individuals of *A. hidalgensis* are distributed in regeneration areas of *Pinus patula*. This population has about 30 specimens, in contrast the population of Ejido San Cornelio has about 396 individuals. Other populations were not considered for contrast since the number of individuals in the managed conditions was small (fewer than 10 adults), distributed in small areas and/or geographically close. In addition, the localities under management are changing and some have even disappeared, and the relict individuals are merely ornamental within stands dedicated to timber production. Therefore, free access to the trees is not possible, but requires agreements with the owners of the properties.

The populations are located in pine-oak forest and mountain cloud forest (INEGI 2018), between 2,100 and 2,320 meters above sea level. The region is characterized by a humid temperate climate C(m), with a maximum and minimum temperature of 21 and 6 °C respectively, precipitation of 1,200 to 1,500 mm per year with typical summer rains and 0 to 18% of the total annual precipitation in the winter (García 1973; INEGI 2008).

Field data recording

The group distribution of individuals makes it difficult to take samples with genetic independence, so we worked based on population conditions. However, it is common to

obtain samples of individuals 20 to 30 m apart in the population (Mosca et al. 2012; Stojnić et al. 2019). In the Ejido San Cornelio (conserved), sampled specimens were at least 30 m apart, while in the Las Águilas population (managed) the number of samples collected represents almost the total number of reproductive specimens in the population, so the distance between some individuals is less.

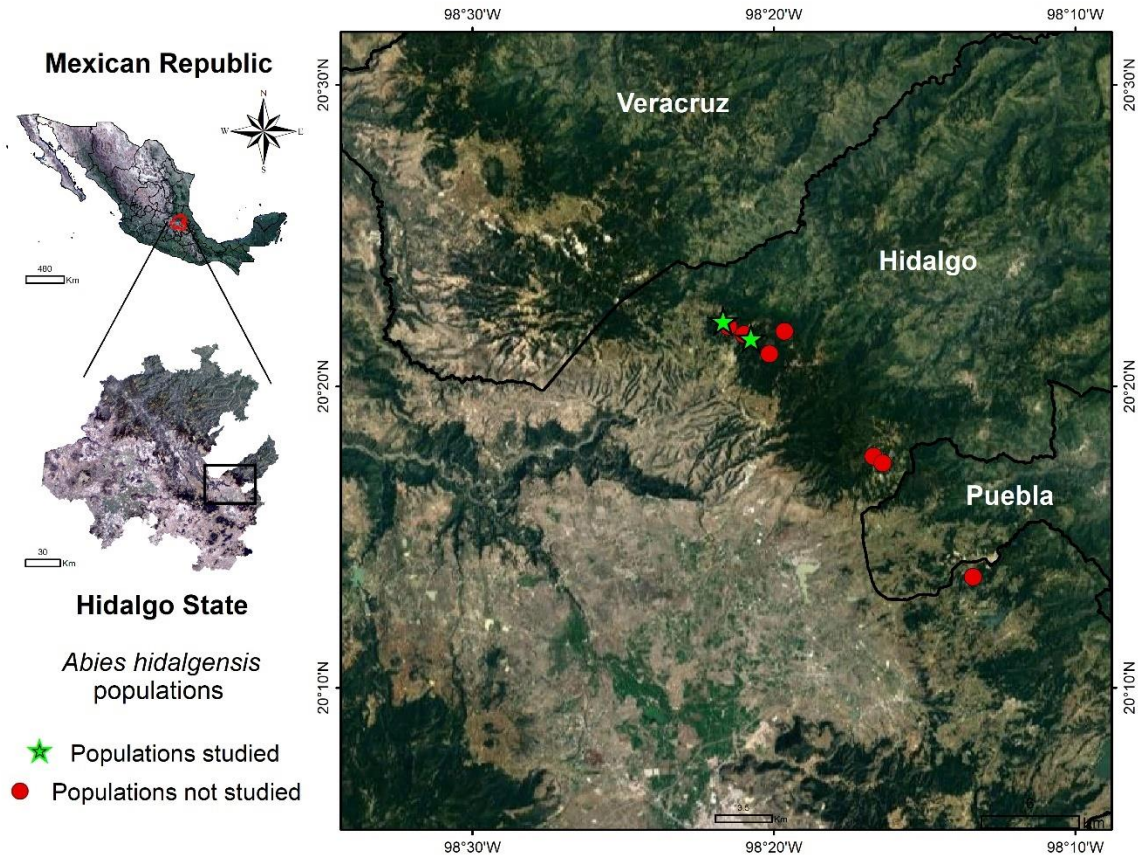


Figure 1. Studied populations of *Abies hidalgensis* in Hidalgo, Mexico.

Leaf samples from the middle to upper part of the crown of 30 reproductive specimens per condition were collected and placed in sealed bags with silica gel, labeled, and kept refrigerated at -20°C before extracting DNA (Awad et al. 2014).

Laboratory analysis

DNA was extracted from leaves following the CTAB method of Doyle and Doyle (1987). 2 g of plant tissue were macerated with liquid nitrogen until a fine powder was obtained and 1

ml of extraction buffer was added (CTAB-PVP 2% -Tris-HCl 100 mM pH 8, NaCl 1.4 M, EDTA 20 mM pH 8, and 1 μ l of 2- β -mercaptoethanol) to continue mashing. The mixture was centrifuged at 800 rpm \times 8 min. The precipitate was obtained and washed up to three times with the extraction buffer and then incubated at 37 $^{\circ}$ C \times 1 h with 10 μ l of RNase (1 mg ml⁻¹). Next, 10 μ l of proteinase K (10 mg ml⁻¹) was added and incubated again at 60 $^{\circ}$ C \times 1 h. Subsequently, 600 μ l of chloroform: isoamyl alcohol (25:24:1) and 250 μ l 2% NaCl were added, due to the high resin content (Sánchez-Coello et al. 2012), and shaken at 300 rpm for one hour at 25 $^{\circ}$ C. Finally, the mixture was centrifuged at 10,000 rpm \times 10 min, and the supernatant was recovered and precipitated with 2/3 parts of the final volume (300–500 μ l) of cold isopropanol, allowing it to settle for 12–24 h at –20 $^{\circ}$ C. After 12 h, it was centrifuged at 12,000 rpm \times 10 min, the supernatant was removed without losing the precipitated product, and 1 ml of cold absolute ethanol was added and centrifuged at 14,000 rpm for 10 min. Upon completion, the precipitated product was removed from ethanol and allowed to dry to be resuspended in 50 μ l of sterile distilled water or TE buffer (10mM Tris-HCl, 1mM EDTA Na₂). The genetic material was quantified by spectrophotometry in a MAPADA nano spectrophotometer.

Seven nuclear microsatellite markers developed for *A. guatemalensis* Rehder by Rasmussen (2008) were used (Table 1). The mix for a tested PCR reaction was 2 μ l genomic DNA (>50 ng μ l⁻¹), 1.6 μ l MgCl₂ (25 mM), 2.4 μ l buffer (5 \times), 0.5 μ l dH₂O, 0.7 μ l of forward and reverse primers (5 μ M), 0.3 μ l of dNTPs (10 mM) and 0.3 μ l (1U) of Promega® TaqDNA polymerase for a total of 8.5 μ l. The PCR technique was performed in a Thermo Scientific Artik endpoint thermal cycler.

The PCR program consisted of an initial denaturation step of 9 min at 94 $^{\circ}$ C; cycling in three steps repeated 30 times consisting of denaturation at 94 $^{\circ}$ C for 55 s, annealing for 50 s at 57 $^{\circ}$ C (primer Ab07 and Ab09), 50 s at 59 $^{\circ}$ C (primer Ab08 and Ab15), 50 s at 58 $^{\circ}$ C (primer Ab12 and Ab20), and 50 s at 61 $^{\circ}$ C (primer Ab23) and annealing at 72 $^{\circ}$ C for 55 s and the final extension at 72 $^{\circ}$ C for 7 min. PCR products were visualized on 15% acrylamide gels, run at 90 volts \times 90 min and stained with ethidium bromide (10 mg ml⁻¹) \times 10 min. The gels were visualized in a transilluminator and recorded photographically.

Table 1. Molecular markers used for analysis of the population structure of *Abies hidalgensis* in Hidalgo, Mexico.

| Locus | Forward primer 5' → 3' | Reverse primer 3' ← 5' | Size range | T _a °C |
|-------|-----------------------------|---------------------------|------------|-------------------|
| Ab07 | ACTGGCATTGTGTCGCATTC | CCTCGGAGGACAAGATTTGC | 219–257 | 57 |
| Ab08 | ATCGAGAGGCCAGGTAGAC | GACATAGCTGATAGTGACGCAAC | 128–161 | 59 |
| Ab09 | AGCTTATTTGCACGCTGAAG | TTTTCTTTATGAGAAACCAAGTTCC | 129–174 | 57 |
| Ab12 | AGGTTGTGTAAGCCCGTGTAG | CCCTTTGTTGATAGAGGGAAAC | 223–244 | 58 |
| Ab15 | AACTAACTCCTATGTGTCAAAATATCC | GCATGGAGGATAAGTAAAGATGG | 239–254 | 59 |
| Ab20 | GATCCAGGTTTAGCGTATCTGAG | CAATGAATCTCTGCAACTGACC | 134–169 | 58 |
| Ab23 | GGCATTATTTCCCACTTTTCC | TCAGATACATACTTGGGTTGGTG | 181–207 | 61 |

T_a °C: annealing temperature.

Data analysis

Genetic diversity

The alleles (bands) were determined with the GelAnalyzer V19.1 application. The number of alleles was filtered by Poisson probability; null alleles (frequency less than 5%) were ruled out, which made it possible to eliminate genotyping errors, including non-amplified alleles. Gene frequencies were calculated to determine the average number of amplified samples per locus/condition (N), the average number of alleles (A), the effective number of alleles ($N_e = \frac{1}{\sum p_i^2}$) by locus and by condition, where the p_i are the allele frequencies, the Shannon informative index for each primer ($I = -1 * \sum(p_i * \ln(p_i))$), the observed and expected heterozygosity (H_o and H_e respectively), and the fixation index ($f = \frac{H_e - H_o}{H_e}$), which is zero if there are Hardy-Weinberg proportions (Hedrick 2005). The GenAlEx package v. 6.5 (Peakall, Smouse, 2006) was used for this.

Genetic structure

The genetic structure was evaluated by Wright's (1951) F statistics (F_{IT} , F_{IS} , F_{ST}) within and between study conditions, to determine the distribution of genetic variability within the individual, among individuals in localities, and among localities analyzed. The number of migrants per generation (Nm) was also determined pairwise. A molecular analysis of variance (AMOVA) was performed, assuming an infinite allele model with 999 permutations. For these analyses, the GenAlEx v. 6.5 software (Peakall, Smouse 2006) was used. Additionally, to analyze the distribution of genetic variation within conditions, a Bayesian assignment analysis was carried out with the STRUCTURE 2.3.4 program (Pritchard et al. 2000). For each hypothetical genetic group ($K=2-5$), 50,000 iterations were performed, with 50,000 Markovian repetitions, assuming the "Admixture" model and including the correlated allele frequencies (Falush et al. 2003). The process was repeated 10 times to calculate the confidence interval. STRUCTURE SELECTOR was used to determine the number of genetic groups from the ΔK model (Evanno et al. 2005) and obtain the genetic structure graph (Li, Liu 2018).

Bottleneck

A bottleneck analysis was performed considering a stepwise mutation model (SMM) using the Bottleneck v. 1.2.02 program (Cornuet, Luikart 1996) with resampling of 1,000 steps to the recalculation of the heterozygosity. The mutation-drift equilibrium model assumes that the severe reduction in the effective size of a population is reflected in an expected deficiency or excess of the recalculated heterozygosity relative to the observed heterozygosity and whose intensity will depend on the time in which the reduction occurred and the resulted frequency of heterozygous individuals after the population reduction.

Results

Genetic diversity

The microsatellites used were polymorphic. A total of 35 alleles were detected, with a range of 2 to 10 alleles per locus in both study conditions, and with an average of 5 for the managed condition and 4.86 for the conserved condition. The number of alleles for the Ab07, Ab09, Ab12, Ab15, Ab20 and Ab23 loci were 10, 5, 4, 2, 4, 3 respectively for both study conditions.

The Ab08 locus presented seven alleles for the managed condition, one private allele, and six alleles for the conserved condition.

The frequency of some alleles for the Ab07, Ab08, Ab09, Ab20 and Ab23 loci showed differences between the study conditions (Supp 1). At these loci the most frequent alleles are different between conditions.

Table 2. Number of alleles and effective alleles, Shannon index, observed and expected heterozygosity and fixation index by locus.

| Study condition | Locus | N_a | N_e | I | H_o | H_e | f |
|--------------------------|--------------|-------|-------|-------|-------|----------|--------|
| Forest management | Ab07 | 10 | 7.595 | 2.139 | 0.933 | 0.868ns | -0.075 |
| | Ab08 | 7 | 5.732 | 1.838 | 0.567 | 0.826*** | 0.314 |
| | Ab09 | 5 | 3.734 | 1.456 | 0.433 | 0.732*** | 0.408 |
| | Ab12 | 4 | 2.456 | 1.013 | 0.600 | 0.593* | -0.012 |
| | Ab15 | 2 | 1.946 | 0.679 | 0.833 | 0.486*** | -0.714 |
| | Ab20 | 4 | 3.509 | 1.313 | 0.500 | 0.715* | 0.301 |
| | Ab23 | 3 | 1.972 | 0.742 | 0.400 | 0.493ns | 0.188 |
| Conserved | Ab07 | 10 | 7.229 | 2.098 | 0.800 | 0.862ns | 0.072 |
| | Ab08 | 6 | 5.187 | 1.706 | 0.433 | 0.807*** | 0.463 |
| | Ab09 | 5 | 3.854 | 1.461 | 0.433 | 0.741*** | 0.415 |
| | Ab12 | 4 | 3.789 | 1.358 | 0.967 | 0.736ns | -0.313 |
| | Ab15 | 2 | 1.897 | 0.666 | 0.633 | 0.473ns | -0.340 |
| | Ab20 | 4 | 3.742 | 1.352 | 0.333 | 0.733*** | 0.545 |
| | Ab23 | 3 | 2.605 | 1.012 | 0.667 | 0.616ns | -0.082 |

N_a number of alleles, N_e effective number of alleles, I Shannon index, H_o observed heterozygosity, H_e expected heterozygosity, f fixation index, significant difference between H_o and H_e (ns $P > 0.05$, * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$).

The number of effective alleles is generally low for the loci studied. In particular, the Ab12, Ab15, Ab23 loci present less than three effective alleles. Consistent with this, the Shannon index is low for the Ab15 locus in both conditions, while the Ab23 locus is low only for managed condition (Table 2).

The Ab07 and Ab23 loci for the managed condition are in Hardy-Weinberg (HW) equilibrium; in contrast the Ab08, Ab09 and Ab20 loci are heterozygous deficient, and Ab15 locus has an excess of heterozygotes. In the conserved condition, the Ab07, Ab12, Ab15, Ab23 loci are in HW equilibrium, while the Ab08, Ab09 and Ab20 locus shows a high excess of homozygotes (Table 2).

The fixation index f showed that the Ab08, Ab09 and Ab20 loci have greater inbreeding in both study conditions (Table 2).

The H_o mean for both conditions was significantly different from the H_e mean, so they are not under HW equilibrium. The f fixation index general showed that the species has little inbreeding. In particular, the conserved condition presented more inbreeding (Table 3).

Table 3. Shannon index, observed and expected heterozygosity, and fixation index by study condition and population mean.

| | I | H_o | H_e | f |
|--------------------------|-----------|-----------|------------|-----------|
| Forest management | 1.31±0.21 | 0.61±0.08 | 0.67±0.06* | 0.06±0.14 |
| Conserved | 1.38±0.17 | 0.61±0.09 | 0.71±0.05* | 0.11±0.14 |
| Mean | 1.35±0.13 | 0.61±0.05 | 0.69±0.04 | 0.08±0.10 |

I Shannon index, H_o observed heterozygosity, H_e expected heterozygosity, f fixation index, Significant differences of HW equilibrium (* $P < 0.05$).

Genetic structure

F_{ST} indicates small but significant genetic differentiation between study conditions ($p < 0.001$), while F_{IS} and F_{IT} indicate significantly different inbreeding between conditions (Table 4). In particular, the Ab08, Ab09 and Ab20 loci for the F_{IS} and F_{IT} statistics indicate an excess of homozygotes. The Ab15 locus indicates an excess of heterozygotes for both

statistics; however, it is not statistically different. The F_{ST} statistic for five of the seven loci evaluated indicates small but significant differentiation between the study conditions.

Table 4. F coefficients and number of migrants by locus and total population.

| Locus | F_{ST} | F_{IS} | F_{IT} | Nm |
|--------------|----------|----------|----------|-------------|
| Ab07 | 0.026** | 0.015 | 0.041 | 11.28 |
| Ab08 | 0.029** | 0.402*** | 0.419*** | 9.13 |
| Ab09 | 0.059** | 0.426*** | 0.459*** | 5.66 |
| Ab12 | 0.044* | -0.162 | -0.111 | 8.19 |
| Ab15 | -0.006 | -0.517 | -0.526 | 215.75 |
| Ab20 | -0.015 | 0.438*** | 0.430*** | 52.12 |
| Ab23 | 0.240*** | 0.055 | 0.282*** | 1.47 |
| Mean | 0.056*** | 0.135*** | 0.183*** | 43.37±29.44 |

F_{ST} differentiation coefficient, F_{IS} inbreeding coefficient, F_{IT} total inbreeding coefficient, Significance level (* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$).

The estimated number of migrants (Nm) per generation is 4.22 between condition, which indicates a high gene flow, but when we compare by locus, these values are diverse (Table 4). This high gene flow indicates a common origin; therefore, the differences observed are caused by the different management between the study conditions.

A low Nei's genetic distance (0.195) and high identity (0.823) were observed, which indicates that it is the same species.

The AMOVA results indicate that the genetic divergence between populations is 5.6% and among individuals 12.8%, while the divergence within individuals is 81.36% (Supp 2). The greater divergence observed within individuals is influenced by a private allele, the 146 allele (frequency = 0.2) for the Ab08 locus, in the management condition.

The number of genetic groups estimated from the Bayesian analysis in STRUCTURE is three ($K=3$) (Figure 2A). The managed condition shows a greater predominance of one genetic

group, while the rest seem to be more evenly distributed, although for the first specimens evaluated one of the last two genetic groups is predominant. In the conserved condition, there is apparently a greater predominance of two genetic groups that present less dominance compared to the managed condition (Figure 2B).

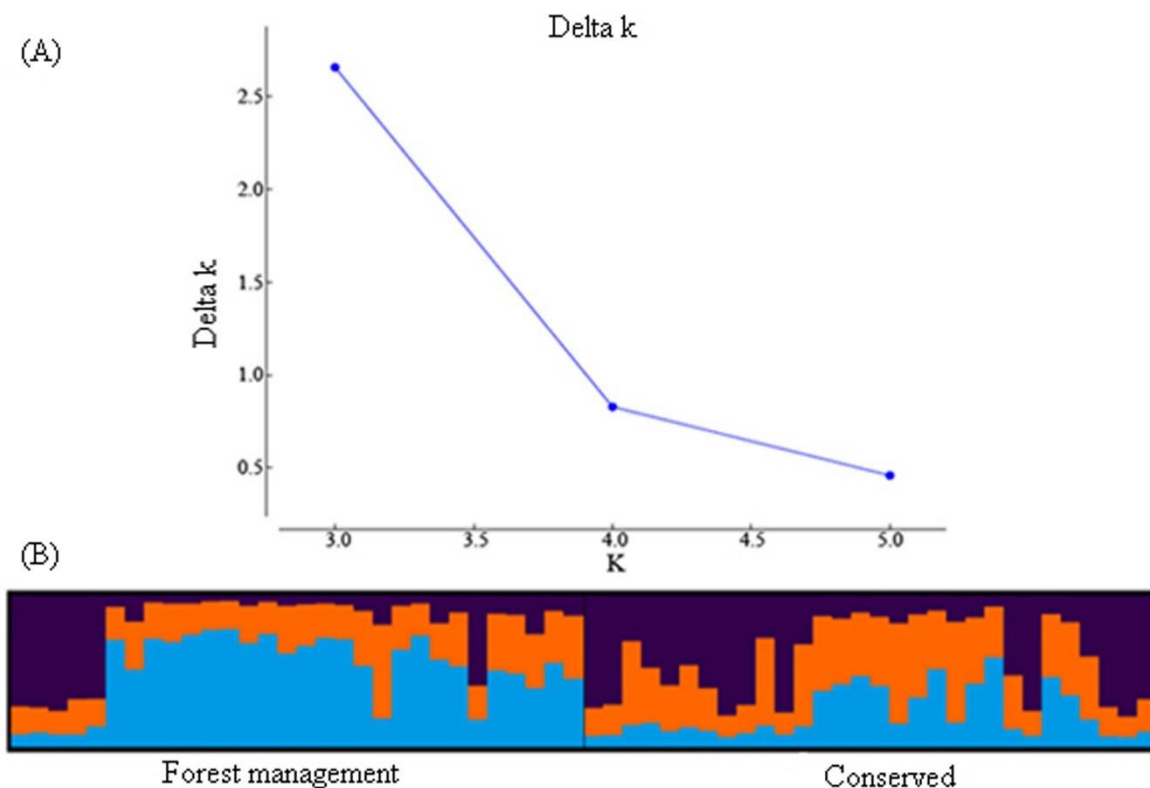


Figure 2. Results of STRUCTURE analysis using STRUCTURE SELECTOR. Each vertical bar represents the inferred ancestry in each genetic group.

Bottleneck

Six loci in the managed condition (Wilcoxon test $P = 0.007$) and all loci in the conserved condition have excess heterozygosity under the mutation-drift equilibrium model. These results indicate that both conditions show evidence of a recent genetic bottleneck, which is stronger in the conserved conditions.

Discussion

Both conditions are in disequilibrium and maintain apparently high connectivity, high levels of heterozygosity (slightly higher in the conserved condition), and greater genetic

homogeneity among individuals under management conditions. This is because forest management activities are aggressive and are fragmenting the landscape, so genetic connectivity is a reflection of the past; a relatively recent history of extraction has eradicated all the individuals in some areas and the few isolated trees are related adults grouped within a radius of less than 30 m. Similarly, low genetic diversity has been observed for some relict species in fragmented landscapes, but unlike our results, they show high differentiation between populations due to spatial isolation and high levels of inbreeding (Young et al. 1996; Szczecińska et al. 2016; Li et al. 2018) which in these specific cases is due to the time elapsed since fragmentation, since a few generations (one to four) are enough for population genetic divergence to manifest (Lavigne et al. 2001).

However, this can take decades, in long-lived trees, as for the trees sampled in this work (Eguiarte et al. 2007; Wiberg et al. 2016). Thus, the loss of genetic diversity depends on the degree of fragmentation related to gene flow and dispersal mechanisms, the demographic structure and the time elapsed since the reduction in population size (Bialozyt et al. 2006; Aldrich et al. 1998).

However, even when heterozygosity is high for *A. hidalgensis*, Rasmussen et al. (2008) observed 114 alleles using the same microsatellites as in this study on *A. guatemalensis*, a related species (Cruz-Nicolás et al. 2021), but unlike this study, 18 populations were evaluated in a wide distribution range. In our work, such population representativeness is impossible due to the conservation conditions described. We only obtained between 4 and 5 effective alleles average depending on the condition, so there is a real loss of allelic diversity but an artificial, short-lived extreme increase in the heterozygosity, which is explained by recent bottlenecks, since allelic diversity is much more sensitive to genetic changes (Spencer et al. 2000).

High levels of genetic diversity have also been observed in other conifers with relict populations such as *Picea omorika* (Panč) Purk (Aleksić et al. 2009) and *Picea chihuahuana* Martinez (Jaramillo-Correa et al. 2006), and in other species of the genus *Abies* (Table 5). Therefore, the high levels of H_o and H_e are the product of frequent past events of mixing of genetically differentiated populations and the recent drastic population reduction (Luikart et

al. 1998) that decreases the number of alleles in a microsatellite concerning its allelic range (Garza, Williamson 2001), although such effects are temporary.

Table 5. Comparison of genetic diversity of *A. hidalgensis* with other species of the genus *Abies*.

| Species | Molecular marker | Mean N_e | Mean A_e | H_o/H_e | H_e | F_{ST} | F_{IS} | Reference |
|-----------------------------|------------------|------------|------------|-----------|-------|----------|----------|-------------------------------|
| <i>Abies guatemalensis</i> | SSR | 28.6 | - | 0.822 | 0.862 | 0.051 | 0.045 | Rasmussen et al., 2010. |
| | Isoenzyme | - | - | - | 0.069 | - | - | Aguirre-Planter et al. (2000) |
| <i>Abies religiosa</i> | Isoenzyme | - | - | - | 0.108 | - | - | |
| <i>Abies flinckii</i> | Isoenzyme | - | - | - | 0.113 | - | - | |
| <i>Abies hickelii</i> | Isoenzyme | - | - | - | 0.100 | - | - | |
| <i>Abies pinsapo</i> | nSSR | 2.825 | - | 0.528 | 0.596 | - | 0.120 | Cobo-Simón et al., 2020 |
| | ISSR | 1.058 | - | - | 0.035 | - | - | |
| <i>Abies ciclica</i> | SSR | - | 2.77 | 0.578 | 0.595 | - | 0.029 | Awad et al., 2014 |
| <i>Abies marocana</i> | SSR | - | 2.86 | 0.405 | 0.572 | - | - | |
| <i>Abies bornmuellerian</i> | SSR | - | 4.22 | 0.668 | 0.799 | - | - | |
| <i>Abies cephalonica</i> | SSR | - | 4.17 | 0.713 | 0.821 | - | - | |
| <i>Abies alba</i> | SSR | - | 3.93 | 0.663 | 0.808 | - | - | |
| <i>Abies ziyuanensis</i> | SSR | 3.6 | - | - | 0.437 | 0.250 | - | Tang et al., 2008 |

For example, in the particular case of *A. ziyuanensis*; another highly threatened fir species endemic to China, which like *A. hidalgensis* has low population numbers and declining population size mainly due to human activities, the species has a reduced total number of nuclear alleles (29) (Tang et al. 2008), similar to *A. hidalgensis* (35). The number of

polymorphic loci found in *A. ziyuanensis* was five; at three of the eight loci evaluated only one allele was identified. Despite being polymorphic in *A. hidalgensis*, the Ab15 locus, only had two alleles identified, so it is evident that the reduction in genetic diversity is related to the loss of alleles.

In *A. nebrodensis*, a highly threatened species with a single population, Vendramin et al. (1996), observed a higher H_o than H_e , and indicated that it could be due to selection in favor of heterozygotes. In contrast, in this study, four loci were observed with an excess of homozygotes, which, based on the population structure, could be due to the Wahlund effect, which homogenizes diversity within populations and ends up generating high inbreeding in later stages of succession (Litrice et al. 2005). All tested loci would be expected to exhibit the same trend in the balancing selection hypothesis, still both excess and deficiency can be observed in both conditions. Considering that selection is unlikely to act on more than one locus, the observed deviations are consistent with the drastic reduction in population size that occurs stochastically and randomly.

On the other hand, based on the f fixation index, *A. hidalgensis* shows little inbreeding. However, if the reduction in effective population size is recent and since only adult trees were assessed, it is unlikely to be observed. In this regard, Ledig et al. (2006), found significantly different levels in the inbreeding coefficient in *A. bracteata* D. Don ex Poiteau between samples of adult trees and seeds, so that in the next generations of *A. hidalgensis* more significant inbreeding could be expected, which would be a critical factor for the design of management and conservation strategies. Consequently, the level of inbreeding concerning Wright's F statistics is low (Wright 1951).

Implications for conservation

The patterns of genetic diversity detected in this study can be used in designing management and conservation strategies for *A. hidalgensis*. The total populations known up to now were not analyzed. However, two populations are evaluated where the most significant distance between specimens occurs and where one has a good degree of conservation.

Conserving alleles in the context of populations is a fundamental strategy because, as already mentioned, they are more susceptible to loss due to bottlenecks. Since they are unique, it is important to obtain representative seeds of all populations for breeding purposes, especially

of those specimens with the 146 allele. Given the climate fluctuations that imply new adverse scenarios, any allele is a potential benefit. Increase the population size with the greatest possible diversity is urgently necessary since its ability to adapt to changes depends on this (Gargiulo et al. 2019).

In the case of *A. hidalgensis*, conservation efforts should focus on preventing habitat loss due to human impacts and future climate change impacts, as well as assessing the feasibility of carrying out *ex situ* conservation of genetic resources or assisted migration given its limited ability to migrate. In addition, the seeds are difficult to obtain because they are found in isolated and tall individuals; the species does not form a seed bank and the seedlings infrequently emerge (Rosales-Islas per obs), and most of them die before reaching the juvenile stage. So, seeds and seedlings are a reservoir of genetic variability (Mosseler et al. 2003) where all recovery, propagation, and management efforts should be directed.

Conclusion

Abies hidalgensis has a high heterozygosity, but suffer a negative effect of the logging associated with a reduction of the population size and show a limited allelic richness distributed differently in response to forest management. However, their populations maintain a common genetic base that has not yet been differentiated because fragmentation and reduction in population size are very recent. We are observing a corpse that still does not know it is dead, since the total eradication of individuals in some areas generates a total loss of connectivity, which increases the level of threat to the species and accelerates its extinction rate; therefore, conservation actions are paramount.

References

- Ahn J.Y., Lee J.W., Hong K.N. (2021): Genetic Diversity and Structure of *Pinus densiflora* Siebold & Zucc. Populations in republic of Korea based on microsatellite markers. *Forests*, 12: 750.
- Aldrich P.R., Hamrick J.L., Chavarriaga P., Kochert G. (1998): Microsatellite analysis of demographic genetic structure in fragmented populations of the tropical tree *Symphonia globulifera*. *Molecular Ecology*, 7: 933–944.
- Aleksić J.M., Schueler S., Mengl M., Geburek T. (2009): EST-SSRS developed for other *Picea* species amplify in *Picea omorika* and reveal high genetic variation in two natural populations. *Belgian Journal of Botany*, 142: 89–95.
- Aravanopoulos F.A. (2008): Do silviculture and forest management affect the genetic diversity and structure of long-impacted forest tree populations?. *Forests*, 9:355.
- Awad L., Fady B., Khater C., Roig A., Cheddadi R. (2014): Genetic structure and diversity of the endangered fir tree of lebanon (*Abies cilicica* Carr.) Implications for conservation. *PLoS One*, 9: e90086.
- Bialozyt R., Ziegenhagen B., Petit R.J. (2006): Contrasting effects of long-distance seed dispersal on genetic diversity during range expansion. *Journal of Evolutionary Biology*, 19: 12–20.
- Conord C., Gurevitch J., Fady B. (2012): Large-scale longitudinal gradients of genetic diversity: a meta-analysis across six phyla in the Mediterranean basin. *Ecology and Evolution*, 2: 2600–2614.
- Cornuet J.M., Luikart G. (1996): Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. *Genetics*, 144: 2001–2014.
- Cruz-Nicolás J., Villarruel-Arroyo A., Gernandt D.S., Fonseca R.M., Aguirre-Planter E., Eguiarte L.E., Jaramillo-Correa J.P. (2021): Non-adaptive evolutionary processes governed the diversification of a temperate conifer lineage after its migration into the tropics. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 160: 107125.
- Debreczy Z., Rácz I. (1995): New species y varieties of conifers from México. *Phytologia*, 78: 217–243.
- Doyle J.J., Doyle J.L. (1987): A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochemical Bulletin*, 19: 11–15.

- Eguiarte L.E., Souza V., Aguirre X. (2007): *Ecología Molecular*. México D.F., Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Evanno G., Regnaut S., Goudet J. (2005): Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Molecular Ecology*, 14: 2611–2620.
- García E. (1973): *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones climáticas de la república mexicana)*. Segunda edición. México, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía: 246.
- Gargiulo R., Saubin M., Rizzuto G., West B., Fay M.F., Kallow S., Trivedi C. (2019): Genetic diversity in British populations of *Taxus baccata* L.: Is the seedbank collection representative of the genetic variation in the wild?. *Biological Conservation*, 233: 289–297.
- Garza J.C., Williamson E.G. (2001): Detection of reduction in population size using data from microsatellite loci. *Molecular Ecology*, 10: 305–318.
- Gautam S., Timilsina S., Shrestha M. (2021): The effects of forest management activities on genetic diversity of forest trees. *Indonesian Journal of Social and Environmental Issues*, 2: 110–118.
- Godoy J.A. (2009): La genética, los marcadores moleculares y la conservación de especies. *Ecosistemas*, 18: 23–33.
- González E.G. (2003): Microsatélites: sus aplicaciones en la conservación de la biodiversidad. *Graellsia*, 59: 377–388.
- Gordon S.P., Sloop C.M., Davis H.G., Cushman J.H. (2012). Population genetic diversity and structure of two rare vernal pool grasses in central California. *Conservation Genetics*, 13: 117–130.
- Hedrick P. (2005): *Genetics of Populations*. Sudbury: Massachusetts, Jones and Bartlett Publishers: 737.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2008): Conjunto de datos vectoriales, escala 1:1 000 000. Unidades climáticas. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/>

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2016): Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2016. Available at http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2017/702825095093.pdf
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017): Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2017. Available at https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2016/702825083748.pdf
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2018): Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VII. <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>
- Jaramillo-Correa J.P., Beaulieu J., Leding F.T., Bousquet J. (2006): Decoupled mitochondrial and chloroplast DNA population structure reveals Holocene collapse and population isolation in a threatened Mexican-endemic conifer. *Molecular Ecology*, 15: 2787–2800.
- Lavigne C., Reboud X., Lefranc M., Porcher E., Roux F., Olivieri I., Godelle B. (2001): Evolution of genetic diversity in metapopulations: *Arabidopsis thaliana* as an experimental model. *Genetics Selection Evolution*, 33: S399.
- Leding F.T., Hodgskiss P.D., Johnson D.R. (2006): Genetic diversity and seed production in Santa Lucia fir (*Abies bracteata*), a relict of the Miocene Broadleaved Evergreen Forest. *Conservation Genetics*, 7: 383–398.
- Li S., Gan X., Han H., Zhang X., Tian Z. (2018): Low within-population genetic diversity and high genetic differentiation among populations of the endangered plant *Tetracentron sinense* Oliver revealed by inter-simple sequence repeat analysis. *Annals of Forest Science*, 75:74.
- Litrico I., Ronfort J., Verlaque R., Thompson J.D. (2005): Spatial structure of genetic variation and primary succession in the pioneer tree species *Antirhea borbonica* on La Réunion. *Molecular Ecology*, 14: 1575–1584.
- Lowe A.J., Cavers S., Boshier D., Breed M.F., Hollingsworth P.M. (2015): The resilience of forest fragmentation genetics—no longer a paradox—we were just looking in the wrong place. *Heredity*, 115:97–99.

- Luikart G., Sherwin W.B., Steele B.M., Allendorf F.W. (1998): Usefulness of molecular markers for detecting population bottlenecks via monitoring genetic change. *Molecular Ecology*, 7: 963–974.
- Mosca E., Eckert A.J., Di Pierro E.A., Rocchini D., La Porta N., Belletti P., Neale D.B. (2012): The geographical and environmental determinants of genetic diversity for four alpine conifers of the European Alps. *Molecular Ecology*, 21: 5530–55045.
- Mosseler A., Major J.E., Rajora O.P. (2003): Old-growth red spruce forests as reservoirs of genetic diversity and reproductive fitness. *Theoretical and Applied Genetics*, 106: 931–937.
- Medri C., Ruas P.M., Higa A.R., Murakami M., Ruas C. de F. (2003): Effects of Forest Management on the Genetic Diversity in a Population of *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. *Silvae Genetica*, 52: 5–6.
- Paffetti D., Travaglini D., Buonamici A., Nocentini S., Giuseppe V.G., Giannini R., Vettori C. (2012): The influence of forest management on beech (*Fagus sylvatica* L.) stand structure and genetic diversity. *Forest Ecology and Management*, 284: 34–44.
- Peakall R.O.D., Smouse P.E. (2006): GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes*, 6: 288–295.
- Peñas J., Barrios S., Bobo-Pinilla J., Lorite J., Martínez-Ortega M.M. (2016): Designing conservation strategies to preserve the genetic diversity of *Astragalus edulis* Bunge, an endangered species from western Mediterranean region. *PeerJ*, 4: e1474.
- Pérez-López R.I., González-Espinosa M., Ramírez-Marcial N., Toledo-Aceves T. (2020): Efectos del “Método de Desarrollo Silvícola” sobre la diversidad arbórea en bosques húmedos de montaña del norte de Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91: e913326.
- Phuong T.M.T., Thi T.T.H.T., Quang T.H. (2020): Analysis of genetic diversity in Pa Co pine (*Pinus kwangtungensis* Chun ex Tsiang) using RAPD and ISSR markers. *Vietnam Journal of Science, Technology and Engineering*, 62: 62–68.
- Poelchau M.F., Hamrick J.L. (2013): Comparative phylogeography of three common Neotropical tree species. *Journal of biogeography*, 40:618–631.
- Pritchard J.K., Stephens M., Donnelly P. (2000): Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155: 945–959.

- Rasmussen K.K., Andersen U.S., Frauenfelder N., Kollmann J. (2008): Microsatellite markers for the endangered fir *Abies guatemalensis* (Pinaceae). *Molecular Ecology Resources*, 8: 1307–1309.
- Rasmussen K.K., Strandby U., Kollmann J. (2010): High genetic diversity within but limited differentiation among populations of the vulnerable guatemalan fir. *Journal of Tropical Forest Science*, 22: 247–259.
- Rosales-Islas E., Barrera-Tello D., Sánchez-González A., Galván-Hernández D.M., Hernández-León S., Octavio-Aguilar P. (2023): Morphological and genetical characterization of *Abies*' populations in Hidalgo, México: importance of the taxonomical identity to the harvesting. *Botanical Sciences*, 100: 417–434.
- Rungis D.E., Lībiete Z., Korica A., Katrevičs J., Jansons A., Veinberga I., Jansons J. (2019): Genetic diversity and differentiation of even-aged Norway spruce stands in Latvia. *Baltic Forestry*, 25:45–51.
- Sánchez-Coello N.G., Luna-Rodríguez M., Vázquez-Torres M., Sánchez-Velásquez L.R., Santana-Buzzy N., Octavio-Aguilar P., Iglesias-Andreu L.G. (2012): Optimización de un protocolo del aislamiento del ADN y de un sistema de amplificación ISSR-PCR para *Ceratozamia mexicana* Brongn. (Zamiaceae). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18: 123–133.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (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. México, Diario Oficial de la Federación. Available at: <https://www.gob.mx/profepa/documentos/norma-oficial-mexicana-nom-059-semarnat-2010>
- Spencer C.C., Neigel J.E., Leberg P.L. (2000): Experimental evaluation of the usefulness of microsatellite DNA for detecting demographic bottlenecks. *Molecular Ecology*, 9: 1517–1528.
- Stojnić S., Avramidou E.V., Fussi B., Westergren M., Orlović S., Matović B., Trudić B., Kraigher H., Aravanopoulos F.A., Konnert M. (2019): Assessment of genetic diversity and population genetic structure of norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) at its

- southern lineage in Europe. Implications for conservation of forest genetic resources. *Forests*, 10: 258.
- Szczecińska M., Sramko G., Wołosz K., Sawicki J. (2016): Genetic diversity and population structure of the rare and endangered plant species *Pulsatilla patens* (L.) Mill in east central Europe. *PLoS ONE*, 11: e0151730.
- Tang S., Dai W., Li M., Zhang Y., Geng Y., Wang L., Zhong Y. (2008): Genetic diversity of relictual and endangered plant *Abies ziyuanensis* (Pinaceae) revealed by AFLP and SSR markers. *Genetica*, 133: 21–30.
- Tong Y.W., Lewis B.J., Zhou W.M., Mao C.R., Wang Y., Zhou L., Yu D.P., Dai L.M., Qi L. (2020): Genetic diversity and population structure of natural *Pinus koraiensis* populations. *Forests*, 11: 39.
- Vendramin G.G., Michelozzi M., Lelli L., Tognetti R. (1996): Genetic variation in *Abies nebrodensis*: A case study for a highly endangered species. *Forest Genetics*, 2: 171–175.
- Vranckx G., Jacquemyn H., Muys B., Honnay O. (2012): Meta-analysis of susceptibility of woody plants to loss of genetic diversity through habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 26: 228–237.
- Wiberg R.A.W., Scobie A.R., A'hara S.W., Ennos R.A., Cottrell J.E. (2016): The genetic consequences of long term habitat fragmentation on a self-incompatible clonal plant, *Linnaea borealis* L. *Biological Conservation*, 201: 405–413.
- Wright S. (1951): The Genetical Structure of Populations. *Annals Eugenetic*, 15: 323–354.
- Wu F.Q., Shen S.K., Zhang X.J., Wang Y.H., Sun W.B. (2015): Genetic diversity and population structure of an extremely endangered species: The world's largest *Rhododendron*. *AoB PLANTS*, 7: plu082.
- Wyatt G.E., Hamrick J.L., Trapnell D.W. (2021): The role of anthropogenic dispersal in shaping the distribution and genetic composition of a widespread North American tree species. *Ecology and Evolution*, 11: 11515–11532.
- Young A., Boyle T., Brown T. (1996): The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Tree*, 11: 413–418.
- Zhang X., Shi M.M., Shen D.W., Chen X.Y. (2012). Habitat loss other than fragmentation per se decreased nuclear and chloroplast genetic diversity in a monoecious tree. *PLoS ONE*, 7: e39146.

Supplementary material

Supp 1. Alleles with higher frequency by locus and study condition.

| Locus | Allele/n | Forest | Conserved |
|--------------|-----------------|---------------|------------------|
| Ab07 | N | 30 | 30 |
| | 219 | 0.033 | 0.150 |
| | 223 | 0.033 | 0.150 |
| | 228 | 0.133 | 0.150 |
| | 233 | 0.100 | 0.217 |
| | 239 | 0.183 | 0.100 |
| | 240 | 0.083 | 0.067 |
| | 243 | 0.050 | 0.033 |
| | 245 | 0.150 | 0.017 |
| | 249 | 0.183 | 0.083 |
| | 257 | 0.050 | 0.033 |
| Ab08 | N | 30 | 30 |
| | 128 | 0.083 | 0.217 |
| | 133 | 0.083 | 0.233 |
| | 137 | 0.067 | 0.100 |
| | 140 | 0.150 | 0.150 |
| | 143 | 0.150 | 0.067 |
| | 146 | 0.200 | 0.000 |
| | 149 | 0.267 | 0.233 |
| Ab09 | N | 30 | 30 |
| | 129 | 0.083 | 0.283 |
| | 132 | 0.217 | 0.367 |
| | 138 | 0.133 | 0.083 |
| | 142 | 0.150 | 0.100 |
| | 148 | 0.417 | 0.167 |
| Ab12 | N | 30 | 30 |
| | 230 | 0.100 | 0.183 |
| | 233 | 0.017 | 0.200 |
| | 240 | 0.383 | 0.300 |
| | 244 | 0.500 | 0.317 |
| Ab15 | N | 30 | 30 |
| | 239 | 0.583 | 0.617 |
| | 245 | 0.417 | 0.383 |
| Ab20 | N | 30 | 30 |
| | 134 | 0.133 | 0.167 |
| | 136 | 0.333 | 0.350 |
| | 141 | 0.183 | 0.233 |
| | 144 | 0.350 | 0.250 |
| Ab23 | N | 30 | 30 |
| | 185 | 0.017 | 0.433 |
| | 187 | 0.383 | 0.417 |
| | 189 | 0.600 | 0.150 |

Supp 2. Analysis of molecular variance (AMOVA) of *Abies hidalgensis* from nuclear microsatellites.

| Source | Df | SS | MS | Estimated variance | Variation (%) | F statistics |
|---------------------|-----|-----|-------|--------------------|---------------|---------------------------|
| Between pops | 1 | 12 | 11.56 | 0.15 | 6% | F _{ST} =0.056*** |
| Among indiv | 58 | 162 | 2.80 | 0.33 | 13% | F _{IS} =0.135*** |
| Within | 60 | 128 | 2.13 | 2.13 | 82% | F _{IT} =0.183*** |
| Total | 119 | 302 | | 2.61 | 100% | |

F_{ST} differentiation coefficient, F_{IS} inbreeding coefficient, F_{IT} total inbreeding coefficient, Significance level (***) $p < 0.001$.

CAPÍTULO III

***Abies hidalgensis*: Effect of forest extraction on a threatened and microendemic species**

Elena Rosales-Islas^{1*}, Pablo Octavio-Aguilar¹

¹Laboratory of Genetics. Biological Research Center, Autonomous University of Hidalgo State. Pachuca-Tulancingo highway Km 4.5, Col. Carboneras, C.P. 42184. Mineral de la Reforma, Hidalgo, México.

*Correspondence author ER-I: ro256941@uaeh.edu.mx

PO-A: pablo_aguilar9900@uaeh.edu.mx

ORCID

Rosales-Islas, Elena (<https://orcid.org/0000-0002-9746-9627>)

Octavio Aguilar, Pablo, (<https://orcid.org/0000-0002-4636-9773>)

Abstract

Demography is a key area for obtaining information for monitoring and conserving threatened plants. *Abies hidalgensis* is a microendemic species of Hidalgo state, listed as threatened in the category VuD2 in the IUCN Red List but not mentioned in the Mexican regulation NOM-059-SEMARNAT due to low existing information. The aim of this research was to evaluate the effect of forest extraction on demographic aspects of *Abies hidalgensis*. Individuals over 1.5 m tall and with diameters at chest height over 2.5 cm were censused in nine populations with different management conditions. Seedlings were counted in 0.1 ha circles, and their age was registered. Taller individuals were grouped with a cluster analysis and contrasted between extraction treatments by a generalized discriminant function analysis. These groups were used to build static life tables showing fecundity by stage, and the individual numbers from each treatment and population were resampled with a Markovian 10,000-step bootstrap procedure to calculate a stochastic population growth rate. The seedling data was also contrasted by a generalized discriminant function analysis. An age estimation model was fitted to determine age based on diameters. Forest exploitation causes loss of the biggest trees, leading to a notable change of the population structure with an increase of seedlings, loss of fecundity, dominance of small plants, average age decrease, and a decrease in the stochastic population growth rate. However, even when the nine populations are growing, management activities generate a greater risk of mortality in the initial stages and loss of fertile adults.

Keywords

Endemic and threatened species, forest management, population structure and dynamics, *Abies hidalgensis*

Introduction

The use of natural resources and changes in land use to agricultural purposes modify the dynamics, structure, composition, and richness of forest ecosystems (Crow *et al.*, 2002; Dieler *et al.* 2017; Otavo and Echeverría, 2017). These anthropogenic processes have negative effects on the permanence and continuity of plant populations (Herrero-Jáuregui *et al.*, 2012; Cordero *et al.*, 2016), which have important impacts on endemic species that are under some category of risk.

Forest management activities promote the development of species of timber interest, and homogenize the diameter structure when certain silvicultural methods are used; for example, regeneration by seed-parents (Ramírez *et al.*, 2019) while reducing density or eliminating species of low commercial interest. This affects the composition, dominance, and species richness of forest ecosystems (Gutiérrez-Granados *et al.*, 2011; Báez *et al.*, 2017; Dieler *et al.*, 2017). In the special case of endemic or threatened species, in theory they should not be subject to forest exploitation (LGEEPA, 2022), so any impact on their populations is a collateral effect of management.

Cornus disciflora Moc. et Sessé ex DC. a species in the vulnerable category, is frequently absent in forests managed by the silvicultural development method since the establishment of only *Pinus* spp. is favored in these zones (Pérez-López *et al.*, 2020). The permanence of *Peltogyne mexicana* Martínez (Juárez *et al.*, 2017) is affected by anthropogenic activities not specifically aimed at its exploitation.

In this context, analyzing the structure and regeneration characteristics of threatened plant populations is essential for developing conservation strategies (Farahat, 2020; Li C *et al.*, 2020; Li W *et al.*, 2020). Additionally, population structure analyses enable inferences to be made about the current and future dynamics of long-lived organisms such as trees (Ren *et al.*, 2007; Shen *et al.*, 2016; Zhao *et al.*, 2017) and evaluation of the impact of anthropogenic activities on them (Cordero *et al.*, 2016; Galván-Hernández *et al.*, 2018). These analyses are based on the morphological variation that enables trees to be grouped by their diameter and height; the reproductive state of the individuals necessary to establish the life cycle or, if possible, the age; and spatial aggregation patterns of specimens by which the density of an area can be calculated and used to estimate the number of individuals in a population (Alessandrini *et al.*, 2011; Chhetri *et al.*, 2016; Podlaski *et al.*, 2019; Read *et al.*, 2021).

Life tables are an efficient tool for studying population dynamics; they provide information on probabilities of survival and mortality in a population by age or size class and enable the growth or decline of the population in the future to be predicted (Harcombe, 1987; Donovan and Welden, 2002). There are two common types of life tables; (1) cohort life tables, which evaluate the survival and mortality of individuals in a cohort from birth until the last member of the cohort dies, usually utilized for short-lived individuals; and (2) static life tables, which estimate the patterns of survival and mortality of a population in a specific and limited period of time. Both can be based on the age, size, or life stage of individuals in a population (Rabinovich, 1980; Gotelli, 2008; Carey and Roach, 2020). Static life tables are commonly used to study the dynamics of long-lived individuals since it is impractical to wait until all individuals die to assess a population (Hegazy *et al.*, 2008; Herrerías and Nieto de Pascual, 2020).

Abies hidalgensis Debreczy, Rácz, & Guízar is an endemic species of the state of Hidalgo, Mexico. The total number of reproductive specimens recorded is less than 1,000. The International Union for Conservation of Nature (IUCN) lists *Abies hidalgensis* as Vulnerable D2 (Farjon, 2013), but several traits required for a proper evaluation of risk are missing or do not exist. These characteristics place it as a plant species with extremely small populations (PSESP), which makes it sensitive to any threat or extreme disturbance (Ma *et al.*, 2013). The limited information available on the general state of its populations prevents its inclusion in Mexican laws (SEMARNAT, 2010) or proposing modifications to its status on the IUCN Red List of Threatened Species.

Currently, 50% of the known populations of *A. hidalgensis* are under silvicultural management. With the generic name of “oyamel,” they are grouped together with *A. religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham., with permits for their extraction under the mistaken identity of the latter species (Rosales-Islas *et al.*, in press). The effect that these activities have on its population structure, its genetic diversity and its persistence in the short, medium, and long term is unknown. Another aspect to consider when analyzing the effect of extraction on *A. hidalgensis* is the reproductive component. In general, species of the genus *Abies* do not form long-lasting seed banks, since their seeds quickly lose viability (Ávila-Bello *et al.*, 2015; Daskalidou *et al.*, 2018; Hernández-Ramírez *et al.*, 2022) and the germination percentage among species ranges from 13 to 91% (Nieto *et al.*, 2003; Zulueta-Rodríguez *et al.*, 2015;

Daskalakou *et al.*, 2018; Ortiz-Bibian *et al.*, 2019; Bravo-Navas and Sánchez-Romero, 2022). Specifically, information on regeneration of *A. hidalgensis* in the field and/or germination under nursery conditions is unknown. If, in addition, the area under management promotes the establishment of other species by systematically eliminating *Abies*, then it would be expected that the populations would be even more threatened than has been estimated.

Given the above, the goals of this study were: (1) to evaluate the effect of forest management on the population structure of *A. hidalgensis*, through a morphological analysis; (2) to analyze the population dynamics of the species through static life tables; and (3) to evaluate natural regeneration in the field to help understand the current and future status of the populations of the species.

Material and Methods

Study area

Nine populations of *A. hidalgensis* in the eastern part of the state of Hidalgo, Mexico were analyzed (Figure 1). These populations are located in the municipalities of Agua Blanca de Iturbide (20.357 N, 98.344 E), Tenango de Doria (20.294 N, 98.278 E) and Acaxochitlán (20.229 N, 98.222 E) between 2100 and 2320 m a.s.l. The region is characterized by a humid temperate climate C(m), with a maximum and minimum temperature of 21 and 6 °C respectively, annual rainfall of 1,200 to 1,500 mm with rains typically in the summer and 0 to 18% of the annual total rainfall in the winter (INEGI, 2008). The populations grow in luvisol (LV) soils with a high content of active clays, consolidated by wind, alluvial and colluvial deposits, common in cold temperate and warm humid climates, as well as in coniferous and deciduous forests (INEGI, 2007; SEMARNAT, 2013). The study populations are distributed in mountain cloud forest and pine-oak forest (INEGI, 2018).

In order to contrast the effect of different forest management plans on the population structure of *A. hidalgensis*, the study populations were each assigned to one of two groups based on management condition:

Group I: five areas with forest extraction (Las Águilas, El Tejocote, Ejido San Pedrito, Los Manantiales, and Zacacuautla). Forest management is conducted by the silvicultural development method with regeneration by the seed-tree and clearcutting methods. The stands

are in a development period with ages of 5 to 20 years and heights of 5 to 18 m. Intermediate and complementary silvicultural treatments such as removal cutting, pruning, thinning (from two to three) and removal of herbaceous and shrubs were implemented in the populations. The permanence of *A. hidalgensis* in most of the stands under forest management was not promoted, because of substitution of the cover with the genus *Pinus*, due to its economic importance. Specifically, in Zacacuautla, total eradication of individuals of commercial dimensions was conducted, affecting specimens with a smaller diameter and height. This action was carried out without the consent of the owner (illegal extraction). In addition, activities focused on regeneration of devastated forest masses are scarce and livestock activity was detected in these areas.

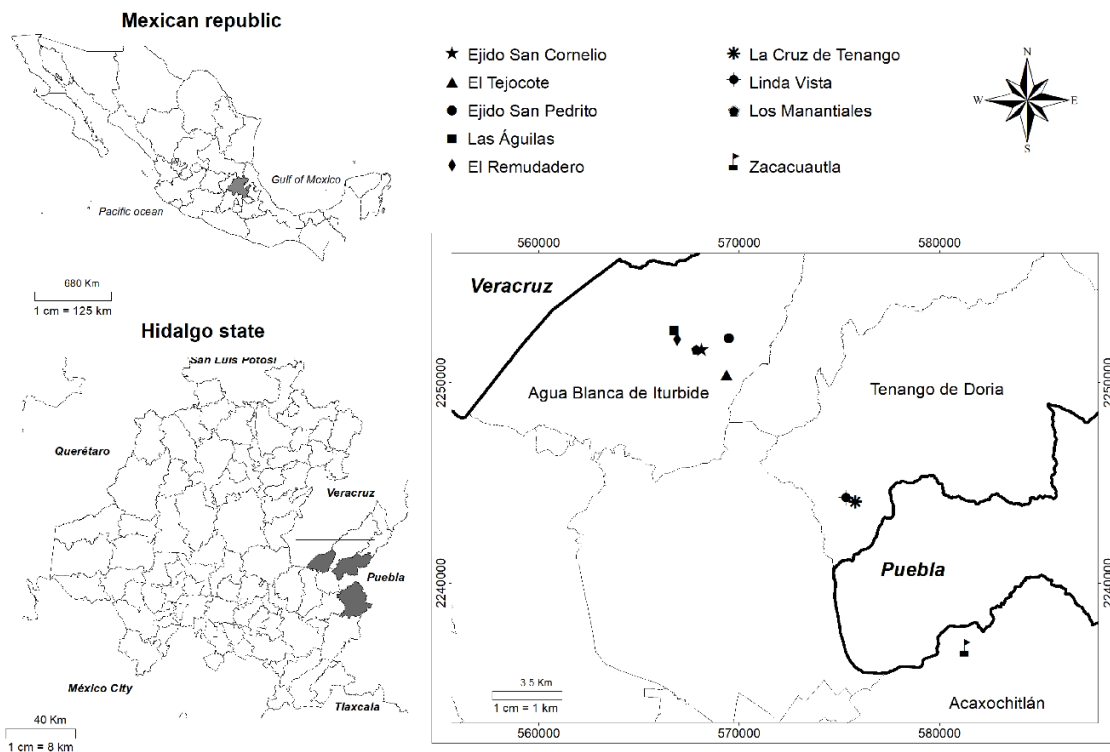


Figure 1. Study populations of *Abies hidalgensis*.

Group II: two conserved areas (Ejido San Cornelio and Ejido San Pedrito). These are sites where extraction activities are not evident; extraction of specimens with commercial size is scarce; presence of stumps or evidence of tree extraction was scarce to none, neither *A. hidalgensis* nor other associated species. In these areas it is possible to observe different

development strata with high densities of individuals. In contrast to group I, whose total coverage area is less than 10 hectares; the Ejido San Pedrito by itself covers more than 50 hectares, facilitating the contrast between conditions, since it has otherwise comparable areas in both conditions.

Field data recording

The diameter and height of all trees located were measured. Diameter was measured at a height of 1.30 m (Jackson 5-m diameter tape) and height was measured using a Haga Germany gun. In individuals less than 8 m tall, diameter was measured at the base of the trunk with a Mitutoyo vernier caliper with a precision of hundredths of cm. In addition, adult specimens (diameter and height greater than 40 cm and 35 m, respectively, according to the categorization shown below) with phytosanitary issues due to fungus were counted in each population, in order to record potential future losses, since they are reproductive specimens.

Seedling survival was evaluated independently; this category was made up of specimens with height and diameter less than 1.50 m and 2.5 cm, respectively. For this, four 0.1 ha areas per site were sampled, although in two of the five group 1 populations (Los Manantiales and Zacacuautla) there are no individuals of this category. The sampling area was greater than the proposal of (Ángeles-Cervantes and López-Mata, 2009), given the scarcity of seedlings. The sampling sites were determined in March 2021 and were evaluated in August and December of the same year and March 2022. Additionally, the ages of the seedlings in the field was calculated based on the number of whorls formed (one per year) (Aunós and Blanco, 2006; Pineda-López *et al.*, 2012); these data were used to correct the age estimation model.

To estimate the fertility rate, the number of female cones was counted and recorded in 2020 and 2021 in at least two reproductive specimens per population from each diameter category and study condition, in order to reduce the bias that occurs due to annual variation in the production of female cones in the genus *Abies* (Ávila-Bello *et al.*, 2015; López-Mata, 2015). The cones were counted with the help of 10 × 50x binoculars and a manual counter. The specimens evaluated had a distinguishable crown and good visibility. The restricted number of individuals studied is due to the height (specimens from 35 to 55 m) and the poor visibility of the crowns in conserved areas. In the field, the number of bracts was counted in a sample of sixty female cones per population. The genus *Abies* consistently presents two

seeds per bract (López-Mata, 2015), so the number of seeds was estimated by multiplying the number of bracts by two.

Data analysis

The population structure was determined by a cluster analysis on the original database without transformation, using Euclidean distances and Ward's agglomerative method. The groups were determined by the amalgamation diagram, created using Statistica v. 10 (StatSoft, 2011; Galván-Hernández *et al.*, 2018). The population structure of the two study conditions were compared using a chi-square test.

The morphological variation (height and diameter of specimens greater than 1.3 m and 2.5 cm, respectively) for the two study conditions was compared by generalized discriminant function analysis (DGFA) after data standardization, to determine whether there are significant differences between conditions, using the Statistica v10 program (StatSoft, 2011; Galván-Hernández *et al.*, 2018).

The effect of forest extraction on seedlings was compared by a prior DGFA data standardization. Survival of specimens by study condition was analyzed qualitatively due to the small number of specimens sampled and the low survival rate.

The known age of the individuals was estimated for the seedlings based on the whorl count. Using this information, a linear regression between diameter and age was carried out. For individuals between 5 and 60 years old, age was estimated based on the epidometric analysis for *A. religiosa* under similar conditions (Hernández-Álvarez *et al.*, 2021). For individuals older than one hundred years, data observed in the field for extracted adults were used, counting growth rings of the abandoned stumps. The remaining intervals were obtained by extrapolation in order to determine the generation rate (G) in years.

Static life tables were created for each condition using the categories delimited from the cluster analysis (Zaghloul *et al.*, 2008; Farahat, 2020). The categories estimated were: age class or category (x), number or living individuals (n_x), proportion of individuals from the original cohort that survive to age x ($l_x = n_x/n_0$), proportion of individuals that die between age x and $x+1$ ($d_x = l_x - l_{x+1}$), number of dead organisms between x and $x+1$ ($D_x = n_x - n_{x+1}$), probability of death between age x and $x+1$ ($q_x = D_x/n_x$), proportion of organisms of age x that survive to age $x+1$ given that they have survived to age x ($p_x = l_{x+1}/l_x$), mean

survival probability between age x and $x+1$ ($L_x=(l_x+l_{x+1})/2$), accumulation of life probabilities ($T_x = \sum_{x=n}^k L_x$), life expectancy at age x ($e_x = T_x/L_x$), and fertility rate (m_x or b_x) (Rabinovich, 1980; Carabias *et al.*, 2009; Carey and Roach, 2020). The net reproductive rate ($R_0 = \sum_{x=0}^k l_x b_x$), generation time ($G = \sum_{x=n}^k l_x b_x x / \sum_{x=0}^k l_x b_x$), intrinsic rate of increase ($r = \ln(R_0) / G$) with Euler correction, finite rate of growth (λ) and proportion of organisms in each age category once the population has stabilized ($C_x = e^{-rx} l_x / \sum_{x=0}^k e^{-rx} l_x$) were calculated (Donovan and Welden, 2002; Gotelli, 2008).

The fertility rate (m_x) was calculated as the product of the average number of female cones of the individuals registered in each morphological category \times the average number of seeds per cone \times the total number of reproductive individuals in each morphological category (López-Mata, 2015).

To estimate the number of individuals (n_x) in the seedling category, the number of specimens counted in each sampling site was extrapolated to the total area per population and grouped for each study condition, which was estimated with the help of Google Earth Pro software.

The survival curve was calculated from the life expectancy (e_x) for the y-axis and age category for the x-axis, and the mortality curve was calculated with the mortality rate (q_x) on the y-axis and age category on the x-axis (Zhang *et al.*, 2008).

Additionally, a demographic stochasticity analysis was carried out to determine population stability by study condition. The values of n_x and m_x of each population that make up the different study conditions were used to generate a resampling with bootstrap substitution at 10,000 steps, and with these results the average, minimum, and maximum values of R_0 , G , r and λ were recalculated.

Results

From the grouping analysis, seven morphological categories were defined (Figure 2). The populations of *A. hidalgensis* in conserved condition are made up of 86.69% seedlings, 3.81% juveniles, and 9.5% adult specimens. In contrast, in areas with extraction the proportions are 35.45%, 29.63% and 34.92%, respectively. The frequency by category is different between conditions ($\chi^2 = 259.14$; $p = 5.34 \text{ E-}57$), with a significantly higher number of seedlings and

adults of stages 2, 3, 4 and 5 in the conserved conditions compared to the areas with extraction (Table 1).

The DGFA showed that there are significant differences in tree structure between conditions ($F_{(2, 919)} = 69.90$, $p < 0.001$). The differences are explained by height (canonical coefficients height = 1.86, diameter = -1.08, eigenvalue = 0.15, explained variance 100%). The mean height and diameter observed in conserved areas are 55 m and 100 cm, respectively, while in areas with extraction they are 60 m and 162 cm.

Table 1. Demographic structure of *Abies hidalgensis* populations. Contrast between conserved and extracted condition.

| Group | Height (m) ± SD | Diameter (cm) ± SD | N | Conserved | Extraction | Age |
|--------------------|--------------------|-----------------------|------|-----------|------------|----------------|
| Seedlings | <1.5 | <2.5 | 3238 | 2984 | 255 | < 5 |
| Juveniles 1 | 3.43 ± 1.42 | 5.65 ± 3.79 | 124 | 21 | 103 | 7.41 ± 2.46 |
| Juveniles 2 | 9.03 ± 2.6 | 7.34 ± 2.3 | 220 | 110 | 110 | 11.69 ± 0.99 |
| Adults 1 | 14.44 ± 4.54 | 19.02 ± 4.73 | 106 | 20 | 86 | 26.67 ± 4.39 |
| Adults 2 | 27.67 ± 5.41 | 33.07 ± 5.97 | 75 | 43 | 32 | 50.82 ± 5.7 |
| Adults 3 | 36.01 ± 4.26 | 48.97 ± 5.27 | 181 | 128 | 53 | 66.52 ± 2.5 |
| Adults 4 | 41.41 ± 5.29 | 66.08 ± 6.14 | 180 | 118 | 62 | 76.13 ± 1.98 |
| Adults 5 | 45.91 ± 5.8 | 101.9 ± 19 | 36 | 18 | 18 | 122.25 ± 20.35 |

N: number of individuals per category.

The DGFA for natural regeneration showed significant differences between the conditions ($F_{(3,183)} = 18.01$, $p < 0.001$), explained by the height of the seedlings (canonical coefficients: height=2.09, diameter=-1.40, age=-0.42, eigenvalue 0.188, explained variance 100%). The total number of seedlings evaluated in the circumferences was 147 for conserved areas and forty for extraction areas, of which 56.46% and 70%, respectively, were specimens 0.2 years old and 5 cm in height; that is, specimens that have recently emerged. 43.54% of seedlings in conserved areas were individuals with an average height of 36.89 ± 28.86 cm, diameter 4.7 ± 4.8 mm and age 4.5 ± 1.8 years. In areas with extraction, 30% of specimens

had an average height of 8.9 ± 3.76 cm, a diameter of 6.13 ± 3.47 cm, and an age of 5.36 ± 1 year.

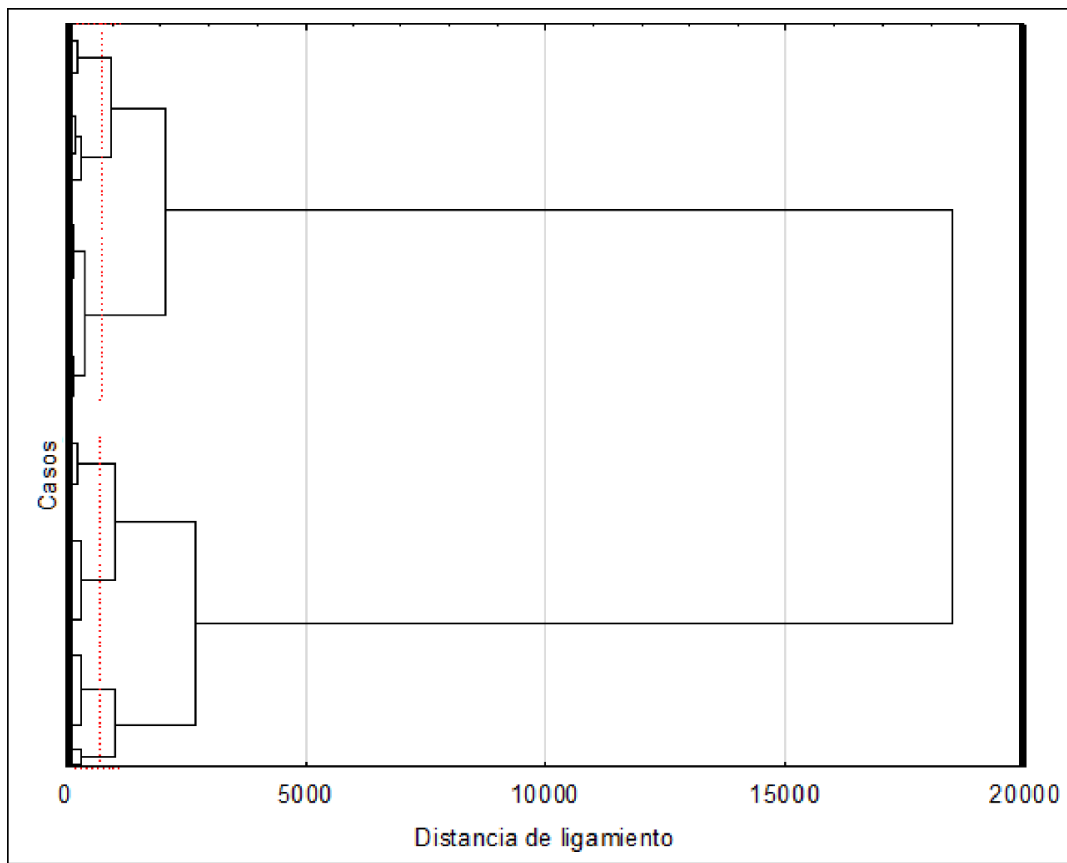


Figure 2. Dendrogram of the cluster analysis based on Ward's agglomerative method and Euclidean distances for the classification of *A. hidalgensis* individuals, based on diameter and height.

The survival percentages five months after the sampling sites were determined (August to December 2021) were 67.34% and 62.79% for conserved and extracted areas, respectively. As of March 2022, survival was 51.70% for conserved areas and 45% for areas with extraction.

Additionally, fifty-six sick adult specimens in conserved areas with a diameter of 40 cm and a height greater than 35 m were recorded. The degree of involvement of infection ranged from a few centimeters to more than 1.5 m from the base of the trunk due to a fungal infection that would require specific identification.

Four age estimation models were generated to estimate the average age in each morphological category (Table 2). The age of the longest-lived specimens of *A. hidalgensis* is estimated at 143 years (Table 1).

Table 2. Age estimation models ($bx \pm a$) of *A. hidalgensis*.

| Age (years) | Diameter (m) | Value a | Value b | Application |
|-------------|-------------------|--------------|------------|--------------|
| 0 a 5 | < 0.01228 | a = - 0.8046 | b = 1279.5 | Direct |
| 5 a 60 | from 0.2 to 0.42 | a = - 5.7083 | b = 157.24 | more 5 years |
| 60 a 100 | from 0.42 to 0.75 | a = + 43.5 | b = 50 | Direct |
| > 100 | >0.75 | a = - 118.89 | b = 260.53 | more 5 years |

The life tables indicate that 70.38% of seedlings in the conserved condition die before transitioning to the juvenile category; in contrast, in areas with extraction only 40.42% of individuals are lost in this transition.

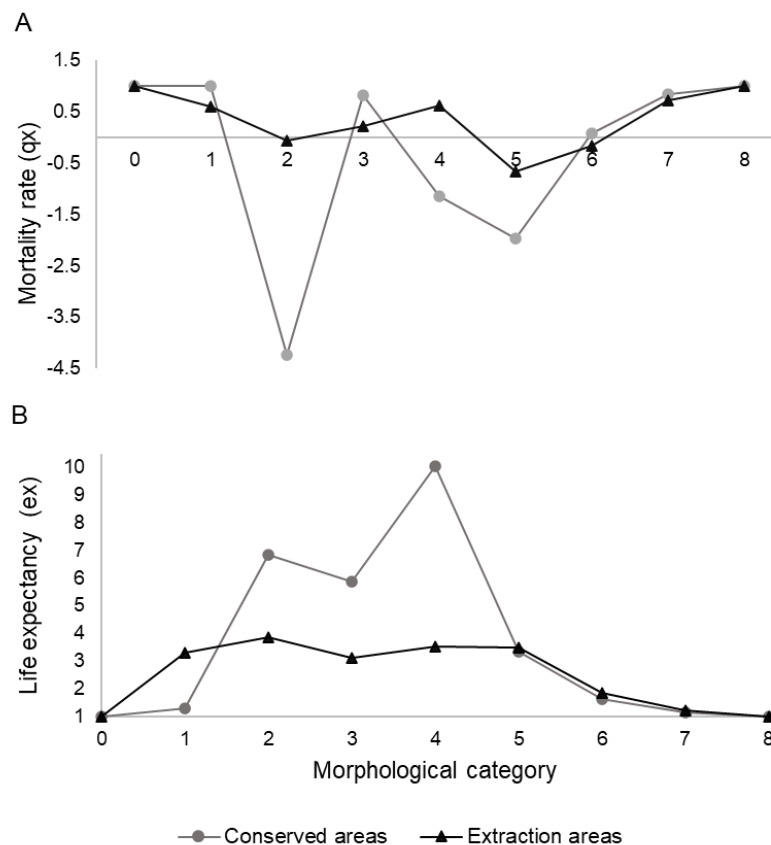


Figure 3. Mortality curves (qx) and life expectancy (ex) for *Abies hidalgensis* populations under conserved and extracted conditions.

Table 3. Static life table of *Abies hidalgensis* populations. Contrast between conditions.

| Conserved areas | | | | | | | | | | |
|------------------|----------|---------|----------|----------|-------------|--------|----------|----------|----------|--------|
| MC | nx | mx | Dx | lx | dx | qx | px | Lx | Tx | ex |
| S | 18993669 | 0 | 18990686 | 1 | 0.999843 | 1.000 | 0.000 | 0.500079 | 0.500181 | 1 |
| P | 2984 | 0 | 2963 | 0.00016 | 0.000156 | 0.993 | 0.007 | 7.91E-05 | 0.000103 | 1.298 |
| J1 | 21 | 0 | -89 | 1.11E-06 | -4.69E-06 | -4.238 | 5.238 | 3.45E-06 | 2.36E-05 | 6.832 |
| J2 | 110 | 0 | 90 | 5.79E-06 | 4.74E-06 | 0.818 | 0.182 | 3.42E-06 | 2.01E-05 | 5.877 |
| A1 | 20 | 975319 | -23 | 1.05E-06 | -1.21E-06 | -1.15 | 2.15 | 1.66E-06 | 1.67E-05 | 10.063 |
| A2 | 43 | 2247046 | -85 | 2.26E-06 | -4.48E-06 | -1.977 | 2.977 | 4.50E-06 | 1.50E-05 | 3.339 |
| A3 | 128 | 7386827 | 10 | 6.74E-06 | 5.26E-07 | 0.078 | 0.922 | 6.48E-06 | 1.05E-05 | 1.626 |
| A4 | 118 | 6942758 | 100 | 6.21E-06 | 5.26E-06 | 0.847 | 0.153 | 3.58E-06 | 4.05E-06 | 1.132 |
| A5 | 18 | 1441720 | 18 | 9.48E-07 | 9.48E-07 | 1 | 0 | 4.74E-07 | 4.74E-07 | 1 |
| Extraction areas | | | | | | | | | | |
| MC | nx | mx | Dx | lx | dx | qx | px | Lx | Tx | ex |
| S | 14014309 | 0 | 14014054 | 1 | 0.999981819 | 1 | 1.82E-05 | 0.50001 | 0.50005 | 1 |
| P | 255 | 0 | 152 | 1.82E-05 | 1.08E-05 | 0.596 | 0.404 | 1.28E-05 | 4.22E-05 | 3.306 |
| J1 | 103 | 0 | -7 | 7.35E-06 | -4.99E-07 | -0.068 | 1.068 | 7.60E-06 | 2.94E-05 | 3.873 |
| J2 | 110 | 0 | 24 | 7.85E-06 | 1.71E-06 | 0.218 | 0.782 | 6.99E-06 | 2.18E-05 | 3.122 |
| A1 | 86 | 4193871 | 54 | 6.14E-06 | 3.85E-06 | 0.628 | 0.372 | 4.21E-06 | 1.48E-05 | 3.525 |
| A2 | 32 | 1672220 | -21 | 2.28E-06 | -1.50E-06 | -0.656 | 1.656 | 3.03E-06 | 1.06E-05 | 3.506 |
| A3 | 53 | 3058608 | -9 | 3.78E-06 | -6.42E-07 | -0.170 | 1.170 | 4.10E-06 | 7.60E-06 | 1.852 |
| A4 | 62 | 3647890 | 44 | 4.42E-06 | 3.14E-06 | 0.710 | 0.290 | 2.85E-06 | 3.50E-06 | 1.225 |
| A5 | 18 | 1441720 | 18 | 1.28E-06 | 1.28E-06 | 1 | 0 | 6.42E-07 | 6.42E-07 | 1 |

MC: morphological category, seed (S), seedlings (P), juveniles 1 (J1), juveniles 2 (J2), adults 1 (A1), adults 2 (A2), adults 3 (A3), adults 4 (A4), adults 5 (A5)

Under conserved conditions, the life tables (Table 3) showed that juvenile 1, adult 1 and adult 2 categories have negative mortality rates, which is equivalent to rapid development, stasis, or high loss of individuals in previous categories (Figure 3A). The net reproductive rate (R_0) is 100.39 average individuals per reproductive adult. The generation time (G) is 6.38 stages (105.06 ± 1.98 years) from seed to the first reproductive event. However, life expectancy does not exceed the age of the juvenile category 1 ($e_x = 1.0002$ categories, Figure 3B), given the high mortality in the seedling-to-juvenile transition ($d_x = -4.69 \times E-6$), although once the juvenile category 1 is reached, life expectancy increases up to the adult category 1 ($e_x = 6.52$

± 2.77 categories). Population growth rates indicate that they are growing ($r = 0.721$; $\lambda = 2.05$).

Within the populations under extraction, the juvenile 1 and adult 2 and 3 categories have negative mortality rates, similar to the conserved populations (Figure 3A). The net reproductive rate (R_0) is 59.11, which is equivalent to a lower number of seeds per reproductive individual. The generation time (G) is 5.40 stages (91.73 ± 2.5 years). Life expectancy is high from the seedling category to adult 1 ($e_x = 3.79 \pm 0.69$ categories). In this condition, population growth rates are also positive ($r = 0.755$; $\lambda = 2.12$).

The proportion of individuals observed in each age category does not differ with the proportion of expected organisms (C_x) once the population has stabilized under the Euler model, so conditions are considered stable in structure. The values of R_0 , G , r , and λ , considering stochastic events, show two contrasting scenarios (Table 4). In both conditions a favorable average growth can be expected. However, the minimum values observed in conserved areas show scenarios with limited growth, while in areas with extraction populations may decline.

Table 4. Values of R_0 , G , r , and λ with the effect of demographic stochasticity.

| Conserved areas | | | |
|-------------------------|-------------------|--------|-------|
| | Average \pm SD | Max | Min |
| R_0 | 47.09 \pm 32.79 | 132.76 | 1.25 |
| G | 6.43 \pm 0.38 | 7.35 | 5.21 |
| r | 0.54 \pm 0.16 | 0.77 | 0.03 |
| λ | 1.75 \pm 0.27 | 2.15 | 1.03 |
| Extraction areas | | | |
| | Average \pm SD | Max | Min |
| R_0 | 9 \pm 13.47 | 156.52 | 0.01 |
| G | 5.50 \pm 0.89 | 7.95 | 4 |
| r | 0.28 \pm 0.25 | 1.14 | -1.09 |
| λ | 1.36 \pm 0.35 | 3.12 | 0.34 |

Discussion

Logging of *Abies hidalgensis* generates substantial changes in the demographic structure of the populations, with heterogeneous magnitudes depending on the intensity of extraction. These changes are observed in the loss of individuals with larger diameters and with it the loss of fecundity, which decreases the number of seedlings and juveniles, although it ensures the transition in juvenile stages. This effect is explained by actions aimed at eliminating competition between individuals.

The silvicultural development method used in this area is an intensive forest management system based on the permanence of focal seed-trees until natural regeneration is established, and clearcutting (SARH, 1984; SEMARNAT, 2006). During the silvicultural treatments, the shrub and tree cover of the stands is eliminated and development of the genus *Pinus* is mainly encouraged, although it is possible to observe some isolated adults and juveniles of *A. hidalgensis*. This is not consistent with the silvicultural methods, but they have been conserved due to their scenic beauty and the controversy over their taxonomic status (Rosales-Islas et al., in press). These *A. hidalgensis* individuals are restricted to areas with difficult access, stand boundaries, fire breaks, buffer zones for water runoff and to a lesser extent inside the stands when they do not affect establishment of the pines. However, INEGI (2016, 2017) reports the extraction of 250 m³r in 2016 and 191 m³r in 2017 of *A. religiosa* for the municipality of Agua Blanca, yet this species is not distributed in this area (Rosales-Islas et al., in press). The above confirms that logging has been conducted on *A. hidalgensis*, contrary to what its status allows and that its permanence in stands under forest management is uncertain since it depends on its scenic beauty associated with the largest dimension both in diameter and in height.

The removal of most of the adults has changed the structure of the populations, decreasing fecundity, but favoring survival of the young by eliminating competition by cutting; with an unexpected population precocity due to the decrease in generation time, although in a stochastic and heterogeneous manner that depends on the intensity of felling and thinning. The genus *Abies* has shade-tolerant and intolerant species (Kunstler et al., 2010; Álvarez-Moctezuma et al., 2012), which has been documented by regeneration both in forest clearings and in the understory (Ángeles-Cervantes and López-Mata, 2009; Pineda-López et al., 2012; Guzmán-Aguilar et al., 2020). The greatest natural regeneration of *A. religiosa*

occurs in clearings (Lara-González *et al.*, 2009), which corresponds with our data, since the highest germination rate is observed in areas with extraction, where the canopy is open. In both study conditions, the highest percentage of seedlings registered corresponds to recently emerged individuals, identified by their cotyledon leaves still being present.

However, eradication of the species is also taking place in various areas due to the inclusion of properties for forest management or illegal logging. Therefore, the effect of forest management for the municipality of Agua Blanca has resulted in the elimination or only partial permanence of *A. hidalgensis* populations. Thus its use is not feasible, even more so when it is due to taxonomic confusion. In comparison, *A. religiosa* has extensive populations along the Mexican Neovolcanic Axis, though with a reduction of approximately 22.9% due to environmental deterioration and fragmentation (Montoya *et al.*, 2020). Our censuses determined that there are fewer than 1000 individuals of *A. hidalgensis* in the entire known distribution, placing it in the category of species with extremely small populations (PSESP) (Ma *et al.*, 2013), so it is necessary to incorporate adaptations to the policies of protection and implementation of conservation plans aimed at preservation of early stages of the life cycle. Creation of a list of Mexican species that share these characteristics is suggested in order to generate joint actions and prioritize support programs for the management of natural resources, as China currently does (Yang *et al.*, 2020).

The population structure estimated by the static life table does not differ by condition with respect to the estimated counts for a plant with a type III survival curve (inverted j) (Deevey, 1947). However, based on the regeneration data, it is estimated that the conserved areas have higher survival and density of seedlings, but in areas with extraction, germination is much higher. The number of specimens older than one year is higher in conserved areas, although it is evident that they are subject to high competition for light, nutrients, and space, due to the closed canopy and the high densities of shrub species. Their heights are higher but their diameters are smaller compared to individuals in areas with extraction. Survival of the seedlings in areas with extraction is lower due to forest use activities such as the elimination of herbaceous and shrubby plants and pruning, which impairs regeneration of *A. hidalgensis* by crushing seedlings, causing their deaths. Monitoring of areas of natural regeneration shows that fewer than 50% of seedlings in both conditions survive and regeneration is restricted to the vicinity of reproductive trees where conditions are suitable for germination.

Furthermore, few individuals reach seven years, which reaffirms the susceptibility of the initial stages for this species. Comparable results were observed for *Abies georgei* var. *smithii* (Ren *et al.*, 2007), whose high mortality is due to limited access to resources and solar radiation due to the effects of a closed canopy and high competition with herbaceous and shrubby species. Given these results, it is necessary to implement and evaluate management strategies that enable the germination and survival of seedlings in conserved areas to be improved, such as the selection method employing different felling intensities.

Estimates of the number of individuals in the seedling category for the genus *Abies* are mixed. In *A. religiosa* 993 to 4430 individuals ha^{-1} were estimated (Lara-González *et al.*, 2009), while for *A. guatemalensis* Rehder 320 specimens ha^{-1} were counted (Kollmann *et al.*, 2008). We estimate 41 seedlings ha^{-1} in the conserved area and 13 ha^{-1} for areas with extraction, well below the rest of the species, although in previous years 200 specimens ha^{-1} were estimated in areas with forest management. The observed reduction is due to the fact that during the evaluation year, the herbaceous and shrubby layer was eliminated and pruning was carried out in these stands.

The negative mortality rates registered for *A. hidalgensis* are useful for making inferences about the dynamics of the populations (Li and Zhang, 2015), related to the prevalence of juveniles when thinning is conducted, which translates to stasis in categories of juveniles and older, while competition in conserved areas does not allow adequate growth, which generates stasis in younger categories. This can also be noted when evaluating the generation time (G), which is lower in the conditions with extraction. This can be observed in preserved specimens that proliferated once the tree layer was removed. However, the number of seeds is lower in this condition because the number of reproductive specimens is drastically reduced. Based on the above, it can be concluded that the opening of clearings is beneficial for the development of *A. hidalgensis*; therefore, from this inference, management and conservation strategies for the species can be designed.

In previous studies with static life tables for the genus, the seed category is not considered since fir trees do not form seed banks, and the viability of their seeds is limited to the year of production; therefore, it is considered an unstable category (Zhang *et al.*, 2008; Ángeles-Cervantes and López-Mata, 2009). Our data show that despite the contribution of seeds to population size, their contribution to lambda is insignificant, so the seed category

can be considered a stage susceptible to management focused on increasing germination, conservation to maintain viability, and its use in orchard crops for reforestation. In contrast, the data show that the transition from seedlings to juvenile determines the persistence of the populations. Once this point is reached, competition for light, nutrients and space become environmental constraints that stop growth, generating population stasis. The term stasis refers to a slowdown in growth and an increase in the density of individuals in a category (Octavio-Aguilar *et al.* 2008), which modifies the pyramidal structure of a hypothetical population. These categories are the most important ones for maintenance of populations.

Previous data allow us to affirm that the stochastic resampling model for demographic attributes more accurately represents the current outlook for the species. For example, the population located in Acaxochitlán, where there is extraction, has lost 22% of its trees since 2018 (personal obs.). The specimens lost in this population were 62% of the total number of reproductive individuals; the residual individuals are juveniles 1 and present physical damage. The total number of trees that still survive in this population have a high probability of death due to the illegal activities that take place in the area. In addition, in the populations that are distributed in the municipality of Agua Blanca, 12% of the total reproductive specimens are diseased from a fungus (the pathogen is not yet identified), which is almost 50% more than the number observed in 2018 (personal obs.). Due to the increase in the number of infected specimens, the high mortality due to competition in seedlings and juveniles, and illegal extraction of reproductive adults, it is necessary to implement clearing cuts, propagation for reforestation, management of the herbaceous and shrubby stratum, and selection cuts on the tree stratum that will increase the germination and survival of seedlings in conserved areas. Forest management will be an effective tool for forest restoration (Bannister *et al.*, 2016) as long as it is properly monitored and oriented towards seeds, seedlings and juveniles.

Conclusions

The sparsity of knowledge about the taxonomic identity of *Abies hidalgensis* has caused the loss of numerous specimens due to anthropogenic activities typical of the distribution area of the species. Poorly planned forest management has led to the total loss of specimens in various areas within the distribution zone. The number of reproductive specimens in areas under forest management is low, in contrast to conserved areas, where the number of

reproductive specimens is high. The percentage of germination with respect to estimated seed, production in both study conditions is minimal. Germination within managed areas is high while it is low in conserved areas, but survival presents the inverse pattern. Negative values on the mortality curve in categories after seedlings may represent stasis and rapid development. In the case of *A. hidalgensis*, the negative value in the mortality curves can be attributed to loss of specimens due to the adverse effect of forest management in areas with extraction and to high competition in previous categories in conserved areas. In both study conditions, the value of the intrinsic growth rate indicates that the populations are growing; however, the activities in the distribution area of the species put it at considerable risk due to adverse random events. It is advisable to monitor the populations in order to identify the rate at which specimens are lost.

Funding

The authors did not receive support from any organization for the submitted work.

Reference list

- Alessandrini, A., Biondi, F., Di Filippo, A., Ziaco, E. and Piovesan, G. 2011 Tree size distribution at increasing spatial scales converges to the rotated sigmoid curve in two old-growth beech stands of the Italian Apennines. *For. Ecol. Manag.* **262**, 1950–1962. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.025>
- Álvarez-Moctezuma, J.G., Ortiz-Reyes, A.D., Sahagún-Castellanos, J. and Peña-Lomelí, A. 2012 Perfiles de RAPD asociados con la resistencia a la intensidad luminosa alta en brinzales. *Rev. Mex. Cienc. Forestales* **3**, 71–86
- Ángeles-Cervantes, E. and López-Mata, L. 2009 Supervivencia de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* bajo diferentes condiciones postincendio. *Bol. Soc. Bot. México* **84**, 25–33.
- Aunós, A. and Blanco, R. 2006 Caracterización de rodales irregulares de *Abies alba* Mill. capitalizados en existencias del Valle de Arán (Pirineos, España) y de las cortas de entresaca practicadas. *Investig. Agraria. Sist. Recur. For* **15**, 96–106.
- Ávila-Bello, C.H., López-Mata, L., Mandujano, M.C. 2015 Dinámica poblacional de *Abies hickelii* (Flous et Gausson) en el Pico de Orizaba, Veracruz, México. En *Ecología, biotecnología y conservación del género Abies en México*. En M. del R. Pineda-López, L.R. Sánchez-Velásquez and J.C. Noa-Carrazana (eds). Académica Española, pp. 21–39.
- Báez, V.A.M., Esparza, O.L., Martínez, R.E., Ochoa, G.S., Ramírez, M.N. and González, V.N.A. 2017 Efecto del manejo sobre la diversidad de árboles en vegetación secundaria en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México. *Rev. Biol. Trop.* **65**, 41–53.
- Bannister, R.J., Donoso, J.P. and Mujica, R. 2016 La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. *Bosque* **37**, 229–235. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000200001>
- Bravo-Navas, M.V. and Sánchez-Romero, C. 2022 Germination behavior and early seedling growth in *Abies pinsapo* Boiss. Seeds. *Plants* **11**, 2715. <https://doi.org/10.3390/plants11202715>
- Carabias, J., Meave, J.A., Valverde, T. and Canón-Santana, Z. 2009 *Ecología y medio ambiente en el siglo XXI*. Pearson Educación, 264pp.

- Carey, J.R. and Roach, D. Life Tables. In *Biodemography: An introduction to concepts and methods*. J.R. Carey, D. Roach and J.W. Vaupel (eds). Princeton University Press, pp. 26–58.
- Chhetri, P.K., Bista, R. and Cairns, D.M. 2016 Population structure and dynamics of *Abies spectabilis* at treeline ecotone of Barun Valley, Makalu Barun National Park, Nepal. *Acta Ecol. Sin.* **36**, 269–274. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2016.05.003>
- Cordero, I., Jiménez, M.D., Delgado, J.A., Villegas, L. and Balaguer, L. 2016 Spatial and demographic structure of tara stands (*Caesalpinia spinosa*) in Peru: Influence of present and past forest management. *For. Ecol. and Manag.* **377**, 71–82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.034>
- Crow, R.T., Bruckley, S.D., Nauertz, A.E. and Zasada, C.J. 2002 Effects of management on the composition and structure of northern hardwood forests in upper Michigan. *For. Sci.* **48**, 129–145.
- Daskalidou, N.E., Koutsovoulou, K., Mavroei, L., Tsiamitas, C., Kafali, E., Radaïou, P.E., et al. 2018 Interannual variability of germination and cone/seed morphometric characteristics in the endemic Grecian fir (*Abies cephalonica*) over an 8-year-long study. *Seed. Sci. Res.* **28**, 24–33. <https://doi.org/10.1017/S0960258517000290>
- Deevey ES. Jr (1947) Life tables for natural populations of animals. *Q. Rev. Biol.* **22**, 283–314.
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rotzer, T. and Pretzsch, H. 2017 Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *Eur. J. For. Res.* **136**, 739–766. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1056-1>
- Donovan, T.M. and Welden, C. 2002 *Spreadsheet exercises in conservation biological and landscape ecology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland.
- Farahat, E.A. 2020 Age structure and static life tables of the endangered *Juniperus phoenicea* L. in North Sinai Mountains, Egypt: implication for conservation. *J. Mt. Sci.* **17**, 2170–2178. <https://doi.org/10.1007/s11629-020-6123-2>
- Galván-Hernández, D.M., Macedo-Villarreal, M.A., Núñez de Cáceres-González, F.F., Sánchez-González, A. and Octavio-Aguilar, P. 2018 Morphological variation of

- Cedrela odorata* (Meliaceae): contrast between natural and managed populations. *Acta Bot. Mex.* **125**, 157-171. <https://doi.org/10.21829/abm125.2018.1330>
- García, E. 2004 *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. 5th edn. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía. 91pp.
- Gotelli, N.J. 2008 *A primer of ecology*. 4th edn. Sinauer Associates, Inc. 283pp.
- Gutiérrez-Granados, G., Pérez-Salicrup, D.R. and Dirzo, R. 2011 Differential diameter-size effects of forest management on tree species richness and community structure: implications for conservation. *Biodivers. Conserv.* **20**, 1571–1585. <http://doi.org/10.1007/s10531-011-0046-8>
- Guzmán-Aguilar, G., Carbajal-Navarro, A., Sáenz-Romero, C., Herrerías-Diego, Y., López-Toledo, L. and Blanco-García, A. 2020 Passive restoration practices at the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico. *Front. Ecol. Evol.* **8**, 115. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00115>
- Harcombe, P.A. 1987 Tree Life Tables. *BioScience.* **37**, 557–568. <https://doi.org/10.2307/1310666>
- Hegazy, A.K., Hammouda, O., Lovett-Doust, J. and Gomaa, N.H. 2008 Population dynamics of *Moringa peregrina* along altitudinal gradient in the northwestern sector of the Red Sea. *J. Arid. Environ.* **72**, 1537–1551. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.03.001>
- Hernández-Álvarez, A.G., Reyes-Ortiz, J.L., Villanueva-Díaz, J. and Sánchez-González, A. 2021. Variación en la estructura del bosque de *Abies religiosa* (Pinaceae), en diferentes condiciones de manejo y disturbio. *Acta Bot. Mex.* **128**, e1752. <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1752>
- Hernández-Ramírez, V., López-Mata, L., Cruz-Rodríguez, J.A. and Luna, C.M. 2022 Nicho de regeneración de *Abies religiosa* (Kunth) Schlttdl. & Cham. en el Monte Tláloc, Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, México. *Bot. Sci.* **100**, 331–344 <https://doi.org/10.17129/botsci.2912>
- Herrerías, M.L.G. and Nieto de Pascual, P.M.C. del C. 2020 Características estructurales y demográficas de *Juniperus deppeana* Steud. en dos localidades del estado de Tlaxcala. *Rev. Mex. Cienc. Forestales.* **11**, 124–151. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.618>

- Herrero-Jáuregui, C., Sist, P. and Casado, M.A. 2012 Population structure of two low-density neotropical tree species under different management systems. *For. Ecol. Manag.* **280**, 31–39 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.006>
- INEGI. 2007 Conjunto de datos vectoriales edafológico, escala 1:250 000. Serie II (conjunto nacional). <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/>
- INEGI. 2008 Conjunto de datos vectoriales, escala 1:1 000 000. Unidades climáticas. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/>
- INEGI. 2018 Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VII. <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>
- Juárez, A.A., García, S.S., Ortiz, C.X. and Zeferino, T.J. 2017 Estructura y regeneración de *Peltogyne mexicana* en el Parque Nacional el Veladero, Acapulco, Guerrero. *Rev. Iberoam. Cien. Biol. Agropecu.* **6**, 1–23. <https://doi.org/10.23913/ciba.v6i12.70>
- Kollmann, J., Prado, C.J.P. and Munk, A.R. 2008 Factors limiting regeneration of an endangered conifer in the highlands of Guatemala. *J. Nat. Conserv.* **16**, 46–156. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2008.06.002>
- Kunstler, G., Albert, H.C., Courbaud, B., Lavergne, S., Thuiller, W., Vieilledent, G. *et al.* 2010 Effects of competition on tree radial-growth vary in importance but not in intensity along climatic gradients. *J. ecol.* **99**, 300–312. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01751.x>
- Lara-González, R., Sánchez-Velásquez, L.R. and Corral-Aguirre, J. 2009 Regeneration of *Abies religiosa* in canopy gaps versus undestoty, Cofre de Perote National Park, Mexico. *Agrociencia* **43**, 739–747. <https://doi.org/10.1508/cytologia.1.217>
- LGEEPA. 2022 Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente. Diario Oficial de la Federación. Última reforma 11 de abril de 2022. México.
- Li, C., Chen, Y., Yang, F., Wang, D., Song, K., Yu, Z. *et al.* 2020 Population structure and regeneration dynamics of *Firmiana major*, a dominant but endangered tree species. *For. Ecol. Manag.* **462**. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117993>
- Li, W., Li, H., Gan, X., Xhang, X. and Xan, Z. 2020 Population structure and dynamics of the endangered tree *Tetracentron sinense* Oliver. *Pak. J. Bot.* **52**. [http://dx.doi.org/10.30848/pjb2020-2\(4\)](http://dx.doi.org/10.30848/pjb2020-2(4))

- Li, W. and Zhang, G.F. 2015 Population structure and spatial pattern of the endemic and endangered subtropical tree *Parrotia subaequalis* (Hamamelidaceae). *Flora* **212**, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2015.02.002>
- López-Mata, L. 2015 Dinámica poblacional de *Abies guatemalensis*, una especie en peligro de extinción. En *Ecología, biotecnología y conservación del género Abies en México*. M. del R. Pineda-López, L.R. Sánchez-Velásquez and J.C. Noa-Carrazana (eds). Académica Española, pp. 2–18.
- Ma, Y.P., Chen, G., Grumbine, R.E., Dao, Z., Sun, W. and Guo, H. 2013 Conserving plant species with extremely small populations (PSESP) in China. *Biodivers. Conserv.* **22**, 803–809. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0434-3>
- Montoya, E., Guzmán-Plazola, R.A. and López-Mata, L. 2020 Fragmentation dynamics in an *Abies religiosa* forest of central Mexico. *Can. J. For. Res.* **50**, 680–688. <http://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0235>
- Nieto, de P.P.C., Musálem, M.A. and Ortega, A.J. 2003 Estudio de algunas características de conos y semillas de *Abies religiosa* (HBK) Schl. et Cham. *Agrociencia* **37**, 521–531.
- Octavio-Aguilar, P., González-Astorga, J. and Vovides, A.P. 2008. Population dynamics of the Mexican cycad *Dioon edule* Lindl. (Zamiaceae): life history stages and management impact. *Bot. J. Linn. Soc.* **157**, 381–391. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2008.00814.x>
- Ortiz-Bibian, M.A., Castellanos-Acuña, D., Gómez-Romero, M., Lindig-Cisneros, R., Silva-Farías, M.Á. and Sáenz-Romero, C. 2019 Variación entre poblaciones de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham a lo largo de un gradiente altitudinal. I. Capacidad germinativa de la semilla. *Rev. Fitotec. Mex.* **42**, 301–308. <https://doi.org/10.35196/rfm.2019.3.301-308>
- Otavo, S. and Echeverría, C. 2017 Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Rev. Mex. Biodivers.* **8**, 924–935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>
- Pérez-López, R.I., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. and Toledo-Aceves, T. 2020 Efectos del “Método de Desarrollo Silvícola” sobre la diversidad arbórea en bosques húmedos de montaña del norte de Chiapas, México. *Rev. Mex. Biodivers.* **91**, e913326. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3326>

- Pineda-López, M. del R., Ortega-Solis, R., Sánchez-Velásquez, L.R., Ortiz-Ceballos, G. and Vázquez-Domínguez, G. 2012 Estructura poblacional de *Abies religiosa* (Kunth) Schltldl. et Cham., en el ejido El Conejo del Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz, México. *Rev. Chapingo Ser. Cienc. For. Ambiente.* **19**, 375–385. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.11.058>
- Podlaski, R., Sobala, T. and Kocurek, M. 2019 Patterns of tree diameter distributions in managed and unmanaged *Abies alba* Mill. and *Fagus sylvatica* L. forest patches. *For. Ecol. Manag.* **435**, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.046>
- Rabinovich, J.E. 1980 *Introducción a la ecología de poblaciones animales*. Compañía Editorial Continental. 313pp.
- Ramírez, S.R., Ángeles, P.G., Hernández, de la R.P., Cetina, A.V.M., Plascencia, E.O. and Clark-Tapia, R. 2019 Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera y Bosques.* **25**, e2531818. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531818>
- Read, J., Sanson, G.D., Burd, M., Allen, K., Hua, Q., Kerr, S. *et al.* 2021 Population age structures, persistence and flowering cues in *Cerberiopsis candelabra* (Apocynaceae), a long-lived monocarpic rain-forest tree in New Caledonia. *J. Trop. Ecol.* **37**, 263–275. <https://doi.org/10.1017/S0266467421000389>
- Ren, Q., Yan, X., Cui, G., Wang, J., Huang, Y., Wei, X. *et al.* 2007 Smith fir population structure and dynamics in the timberline ecotone of the Sejila Mountain, Tibet, China. *Acta Ecol. Sin.* **27**, 2669–2677 [https://doi.org/10.1016/S1872-2032\(07\)60055-9](https://doi.org/10.1016/S1872-2032(07)60055-9)
- SARH. 1984 Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría Forestal. Normas mínimas de calidad para la formulación de estudios dasonómicos en bosques. VI Normas del método de desarrollo silvícola.
- 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, México.
- SEMARNAT. 2006 NOM-152- SEMARNAT-2006, Que establece los lineamientos, criterios y especificaciones de los contenidos de los programas de manejo forestal para

- el aprovechamiento de recursos forestales maderables en bosques, selvas y vegetación de zonas áridas. Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT. 2013 Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_12/pdf/Informe_2012.pdf
- Shen, Z., Lu, J., Hua, M., Tang, X., Qu, X., Xue, J. *et al.* 2016 Population structure and spatial pattern analysis of *Quercus aquifolioides* on Sejila Mountain, Tibet, China. *J. For. Res.* **27**, 387–94 <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0444-1>
- StatSoft. 2011 STATISTICA (data analysis software system) Versión 10. www.statsoft.com.
- Yang, J., Cai, L., Liu, D.T., Chen, G., Gratzfeld, J. and Sun, W.B. 2020 China's conservation program on Plant Species with Extremely Small Populations (PSESP): Progress and perspectives. *Biol. Conserv.* **244**, 108535 <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108535>
- Zaghloul, M.S., El-Wahab, R.A. and Moustafa, A.A. 2008 Conservation of *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* populations in Southern Sinai, Egypt, III- Population structure and dynamics. *Assiut. Univ. J. Botany.* **37**, 85–113.
- Zhang, Q., Luo, P., Zhang, Y., Shi, F., Yi, S. and Wu, N. 2008 Ecological characteristics of *Abies georgei* population at timberline on the north-facing slope of Baima Snow Mountain, Southwest China. *Acta Ecol. Sin.* **28**, 129–135 [https://doi.org/10.1016/S1872-2032\(08\)60022-0](https://doi.org/10.1016/S1872-2032(08)60022-0)
- Zhao, B., Guo, D., Shao, H. and Bai, Z. 2017 Investigating the population structure and spatial pattern of restored forests in an opencast coal mine, China. *Environ. Earth. Sci.* **76**, 679. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7020-z>
- Zulueta-Rodríguez, R., Hernández-Montiel, L.G., Murillo-Amador, B., Rueda-Puente, E.O., Lara, C.L., Troyo-Diéguez, E. *et al.* 2015 Effect of hydropriming and biopriming on seed germination and growth of two mexican fir tree species in danger of extinction. *Forests.* **6**, 3109–3122. <https://doi.org/10.3390/f6093109>

CAPÍTULO IV

Evaluación del riesgo de extinción y distribución potencial de *Abies hidalgensis* un árbol con poblaciones extremadamente pequeñas (PSESP)

Rosales-Islas Elena^{1*}, Octavio-Aguilar Pablo¹, Galván Hernández Dulce María², Sánchez González Arturo³, Gernandt David S.⁴

¹Laboratorio de Genética, Centro de Investigaciones Biológicas, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5, Col. Carboneras, C.P. 42184. Mineral de la Reforma, Hidalgo, México.

²Laboratorio de Micología, Centro de Investigaciones Biológicas, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

³Laboratorio de Ecología de Poblaciones, Centro de Investigaciones Biológicas, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

⁴Departamento de Botánica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, AP 70-233, Ciudad de México CDMX, C.P. 04510, México.

*Autor de correspondencia: ro256941@uaeh.edu.mx

Abstract

Background: *Abies hidalgensis* is an endemic species from Hidalgo, Mexico, with nine relict populations that have a total of 1000 individuals among them. However, it is not listed in the NOM-059-SEMARNAT, although the IUCN classifies it as Vulnerable (VuD2).

Questions and / or Hypotheses: What is the threat status of *A. hidalgensis* based on the Risk Assessment Method? Which areas have environmental suitability to establish *A. hidalgensis* plantations? What restoration or conservation strategies *in situ* and *ex situ* are suitable to help preserve *A. hidalgensis*?

Studied species: *Abies hidalgensis*

Study site and dates: Agua Blanca de Iturbide, Tenango de Doria, Acaxochitlán, in Hidalgo state, Mexico. Years 2015-2022.

Methods: Demographic and genetic information was used, as well as information from unstructured interviews. The current known and potential distribution is delimited, the latter based on the MAXENT algorithm, as possible areas for conservation or restoration *in situ* and *ex situ*.

Results: The species is listed as “Endangered (P)”. Conservation strategies that should be considered: population and disease management, conservation of genetic diversity, *ex situ* conservation and establishment of plantations in areas with environmental suitability.

Conclusions: The conservation of this species is urgent since its current distribution is restricted to 1.94 km² in areas of forest use or high impact due to clandestine logging and land use change.

Keywords: Conservation, restoration, potential distribution, *Abies hidalgensis*

Resumen

Antecedentes: *Abies hidalgensis* es una especie endémica de Hidalgo, México, con nueve poblaciones relictas, que en conjunto no suman más de 1 000 ejemplares. Sin embargo, no se encuentra listada en la NOM-059-SEMARNAT, aunque la IUCN la cataloga como Vulnerable (VuD2).

Preguntas y / o Hipótesis: ¿Cuál es el estatus de amenaza de *A. hidalgensis* con base en el Método de Evaluación de Riesgo?, ¿Qué áreas tienen idoneidad ambiental para establecer plantaciones de *A. hidalgensis*?, ¿Qué estrategias de restauración o conservación *in situ* y *ex situ* son aptas para ayudar a preservar a *A. hidalgensis*?

Especie de estudio: *Abies hidalgensis*

Sitio y años de estudio: Agua Blanca de Iturbide, Tenango de Doria, Acaxochitlán, estado de Hidalgo, México. Años 2015-2022.

Métodos: Se empleó información demográfica y genética, e información de entrevistas no estructuradas. Se delimita la distribución actual conocida y potencial, esta última a partir del algoritmo MAXENT, como posibles áreas para conservación o restauración *in situ* y *ex situ*.

Resultados: La especie se encuentra “En peligro de extinción (P)”. Las estrategias de conservación deben considerar: manejo de las poblaciones y de enfermedades, conservación de la diversidad genética, conservación *ex situ* y establecimiento de plantaciones en áreas con idoneidad ambiental.

Conclusiones: La conservación de esta especie es urgente ya que su distribución actual se restringe a 1.94 km² en zonas de uso forestal o de alto impacto debido a la tala clandestina y cambio de uso de suelo.

Palabras clave: Conservación, restauración, distribución potencial, *Abies hidalgensis*

Introducción

Las especies de plantas listadas en alguna categoría de riesgo son prioritarias para la conservación a nivel nacional y global, ya que demandan acciones de conservación inmediatas para el resguardo de su función dentro de los ecosistemas, preservar los recursos genéticos, así como reducir sus tasas de extinción (Mace *et al.* 2008, Frankham 2010, Chapman *et al.* 2018, Gómez *et al.* 2022). En estas especies se han investigado aspectos de relevancia sobre estructura y dinámica poblacional (Martínez-Ramos *et al.* 2016), estructura genética (Santini *et al.* 2020), factores de amenaza (González-Cubas *et al.* 2020), taxonomía (Segovia-Salcedo *et al.* 2018), efecto del cambio climático (Pinedo-Álvarez *et al.* 2019) y distribución (Londono-Murcia & Sánchez-Cordero 2011), entre otros. Sin embargo, son pocos los trabajos enfocados en el diseño de estrategias de manejo y conservación, o que establezcan las bases para su diseño desde un enfoque multidisciplinario y limitados debido a la falta de información y/o recursos financieros (Alderete-Domínguez *et al.* 2019).

Para especies de plantas con poblaciones extremadamente pequeñas (Plant Species with Extremely Small Populations PSESP), el riesgo de extinción es mayor, ya que tienen un rango de distribución restringido a hábitats y zonas topográficas únicas (Ma *et al.* 2013). Aunado a lo anterior, el riesgo de extinción se maximiza por la destrucción de su hábitat, sobreexplotación y contaminación ambiental (Ren *et al.* 2012). Por ejemplo, la vulnerabilidad a la extinción de *Magnolia vovidesii* A. Vázquez, Domínguez-Yesca & L. Carvajal, una especie del bosque mesófilo de montaña, aumenta debido a la fragmentación del hábitat como producto del pastoreo, tala inmoderada y las plantaciones de aguacate (Rodríguez & Luna 2020). Los factores intrínsecos como el patrón de dispersión, estructura poblacional pobre y baja diversidad genética, también aumentan el riesgo de extinción (Yao *et al.* 2021). *Abies beshanzensis* M. H. Wu es un ejemplo de una PSESP que enfrenta todos los factores de amenaza antes mencionados, además de tener tasas de fertilidad y germinación limitadas (Hu *et al.* 2022).

La conservación *in situ* o *ex situ* son estrategias útiles para recuperar y preservar especies amenazadas (Volis & Blecher 2010, Griffith *et al.* 2021, Mestanza-Ramón *et al.* 2020, Donnell & Sharrock 2017). La conservación *in situ* involucra proteger, gestionar y monitorear las poblaciones en su hábitat natural para que los procesos evolutivos naturales se mantengan lo que permite a las especies adaptarse gradualmente a los cambios ambientales

(Heywood 2014). Sin embargo, esta estrategia se ve comprometida debido al cambio de uso de suelo, cambio climático y los problemas fitosanitarios emergentes (Streczynski *et al.* 2019), además de requerir un conocimiento completo del hábitat de la especie objetivo (Heywood & Dullo 2005), para localizar áreas de conservación potencial, lo que es un procedimiento complejo y polifacético que implica el mantenimiento y gestión de los espacios protegidos (Heywood 2015). En contraparte, la conservación *ex situ* se enfoca principalmente a los bancos de semilla convencionales, aunque esta no es una opción para muchas especies (Wyse *et al.* 2018), ya que la viabilidad de algunas semillas normalmente se reduce con el tiempo (Liu *et al.* 2020). Los jardines botánicos con colecciones vivas son una alternativa importante para preservar los recursos genéticos remanentes (Zhao *et al.* 2022) aunque aún enfrentan limitaciones en cuanto a la cantidad de individuos necesarios para preservar la variabilidad genética de una especie (Wei & Jiang 2020); además de que la conservación *ex situ*, a través de criobiología, aún está en desarrollo (Pence *et al.* 2020).

Aunado a las estrategias de conservación *in situ* y *ex situ*, los estudios sobre modelado de distribución de especies se han convertido en una herramienta útil para seleccionar áreas con potencial para la restauración ante posibles escenarios de cambio climático (García *et al.* 2013, Liu *et al.* 2022). En el caso de las PSESP, esta herramienta puede ayudar a elegir hábitats adecuados con idoneidad ambiental pero actualmente no ocupados, aunque son pocos los trabajos que usan tal herramienta para lograr una colonización-migración asistida exitosa (Rupprecht *et al.* 2011, Aguilar-Soto *et al.* 2015, García-Hernández & Toledo-Aceves 2020).

Abies hidalgensis Debreczy, Rácz y Guízar es una especie endémica de Hidalgo, México, de la cual se han identificado nueve poblaciones relictas, cuatro se encuentran en áreas bajo gestión forestal regulada, tres severamente afectadas por la tala ilegal y el cambio de uso de suelo y dos poblaciones en áreas con baja perturbación, consideradas de esta forma ya que las actividades de extracción no son evidentes. Se estima que existen menos de 1000 ejemplares en todas las poblaciones en conjunto. Adicionalmente, se ha realizado aprovechamiento de *A. hidalgensis* debido a una confusión taxonómica con *A. religiosa* (Rosales-Islas *et al.* 2023) actividad que ha causado la pérdida de poblaciones completas y una reducción drástica en el número de ejemplares reproductivos. La Unión Internacional

para la Conservación de la Naturaleza (UICN) cataloga a *Abies hidalgensis* como Vulnerable D2 (www.iucnredlist.org).

De acuerdo con la información de los párrafos precedentes, este taxón se encuentra en alto riesgo de extinción en vida silvestre, a causa de las actividades humanas y eventos fortuitos que pueden cambiar su categoría de riesgo a “En Peligro” o “Extinto” en un periodo de tiempo corto, por lo que su futuro es incierto. Adicionalmente, este taxón de acuerdo a la IUCN, tiene un área de distribución menor a 20 km², aunque no hay una estimación o delimitación precisa de su área de distribución. Debido a la escasa información biológica sobre esta especie y sobre el grave impacto negativo de la perturbación antrópica sobre sus poblaciones, se requiere con urgencia el diseño de estrategias de restauración y conservación.

Considerando la información previa, el presente trabajo tiene como objetivo 1) determinar la categoría de riesgo de *A. hidalgensis* utilizando el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción (MER), para su categorización dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010, 2), identificar áreas con idoneidad ambiental aptas para la restauración *in situ* y *ex situ* a través de un modelo de distribución potencial y 3) definir estrategias clave para la restauración y conservación de *A. hidalgensis in situ* y alternativas *ex situ*.

Materiales y métodos

Método de Evaluación de Especies en Riesgo (MER)

Se calculo el riesgo de extinción usando el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de Plantas (MER-Plantas) que se establece en el anexo normativo II de la NOM-059-SEMARNAT-2010. El MER se basa en el índice de rareza y el índice de impacto antropogénico, que incluye cuatro criterios: A) características de la distribución geográfica, B) características del hábitat, C) vulnerabilidad biológica intrínseca y D) impacto de la actividad humana. Cada criterio evalúa características particulares y puede obtener un puntaje máximo ponderado de uno, sumando un total de cuatro como máximo valor posible.

Criterio A. Características de la distribución geográfica. Las poblaciones fueron identificadas mediante trabajo de campo, para lo que se emplearon imágenes de satélite de Google Earth v. 7.3.4.8242, información de técnicos forestales y propietarios del terreno forestal de la zona de estudio. El trabajo de campo se realizó por un periodo aproximado de ocho años (2014-2022). Las poblaciones de *A. hidalgensis* en campo fueron

georreferenciadas con ayuda de GPS Garmin ®, para posteriormente estimar el área de distribución actual con ayuda del software ArcMap v 10.8, en el punto dos de este criterio, se empleó el número de localidades conocidas.

Criterio B. Características del hábitat. Las características del hábitat fueron evaluadas en campo directamente por al menos cinco años. Se identificó el tipo de hábitat, los disturbios a los que las poblaciones están sometidas y su respuesta, esto a partir de la evaluación de la regeneración natural, y el número de ejemplares en dos condiciones de estudio: áreas conservadas y áreas bajo extracción forestal. Se delimitó el número de ecotonos donde se distribuye la especie con base en el mapa de Vegetación Potencial de Rzedowski (1990).

Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca. La demografía de la especie fue evaluada considerando dos condiciones de manejo (poblaciones conservadas y con extracción). Todos los individuos con más de 1.5 m de altura y con diámetro a la altura del pecho superior a 2.5 cm, fueron censados en las nueve poblaciones. Las plántulas fueron contadas en círculos de 0.1 ha y su edad fue registrada. Los individuos, sin incluir plántulas, fueron incluidos en un análisis de agrupamiento (Distancias Euclidianas en un modelo de Ward) y contrastados entre condiciones de estudio usando un análisis de funciones discriminantes generalizado, para identificar los atributos más importantes en la variación morfológica de los individuos con el software Statistica v.10 (StatSoft, 2011). Esos grupos fueron usados para construir tablas de vida estáticas que muestran la fecundidad por etapa, y el número de individuos por cada tratamiento y población. Los valores de cada indicador demográfico fueron remuestreados al interior de las condiciones mediante un remuestreo bootstrap Markoviano con 10,000 pasos, para calcular una tasa de crecimiento estocástico por condición de manejo. Con los datos obtenidos del modelo y las características morfológicas de las plántulas se realizó un análisis de funciones discriminantes generalizado entre condiciones para estimar el efecto del manejo sobre la variabilidad de los individuos. La diversidad y estructura genética se evaluó a partir de siete microsatélites nucleares desarrollados para *Abies guatemalensis* Rehder (Rasmussen *et al.* 2008). Diferentes índices de diversidad genética fueron evaluados, como la heterocigosis observada y esperada. La estructura poblacional se estableció a partir de un Análisis de Varianza Molecular con el software GenAlEx v. 6.5 (Peakall & Smouse 2006).

Para evaluar la existencia de interacciones bióticas especializadas en ejemplares adultos de *A. hidalgensis*, se realizó un seguimiento durante ocho años en las nueve poblaciones, contando el número de ejemplares adultos (diámetro y altura superior a 40 cm y 35 m) afectados por un hongo (especie no identificada, probablemente del género *Heterobasidion*). Este patógeno afecta la base del fuste de los ejemplares desde unos pocos centímetros hasta casi dos metros, provoca la marchitez y pérdida del follaje y finalmente la muerte (Figura S1).

Criterio D. Impacto de la actividad humana. Se realizaron entrevistas no estructuradas (Díaz-Bravo *et al.* 2013) a los poseedores del terreno forestal a partir del año 2015 para identificar el efecto histórico que las actividades humanas han tenido sobre las poblaciones de *A. hidalgensis*. Estas entrevistas fueron realizadas en intervalos de tiempo inespecíficos dado que se aplicaban según la disponibilidad de tiempo de los propietarios y sin evidenciar el cuestionamiento. Las preguntas clave en estas entrevistas fueron: ¿Existían más ejemplares de esta especie?, ¿Conoce más localidades donde se encuentre o encontraba esta especie?, ¿Por qué se han removido los ejemplares?, ¿Por qué decidió conservar los ejemplares existentes?, ¿Tiene interés en conservarlos a largo plazo?, ¿Consideraría realizar plantaciones con esta especie?, ¿Existían ejemplares con dimensiones (altura y diámetro) mayores a los que actualmente sobreviven?, ¿Por qué no permite el desarrollo de las plántulas de *A. hidalgensis* en sus rodales?, entre otras.

Modelo de distribución potencial

Los registros de presencia para el análisis de distribución potencial se obtuvieron a partir de muestreo y prospección de campo realizado desde el año 2015 a la fecha, debido a que solo existían dos registros con referencias geográficas. Los puntos con distancia menor a 1 km se eliminaron para evitar un aumento de la multicolinealidad y que la contribución de las variables se maximice (Peterson & Nakazawa 2008).

Las 19 variables bioclimáticas de WorldClim versión 2.0, a una resolución de 30 segundos de arco (1 km²) para el período 1970-2000 (Fick & Hijmans 2017) y las variables topográficas, elevación (msnm), pendiente (%) y exposición (°), extraídas del Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM 3.0) (<https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>), fueron seleccionadas para realizar el modelo de distribución potencial. El conjunto de capas

se estandarizó al mismo sistema de coordenadas y resolución espacial (González-Cubas *et al.* 2020), con el software ArcGis ver 10.8. Las variables para el modelo final fueron seleccionadas a partir de un Análisis de Componentes Principales (ACP), lo que disminuye la autocorrelación (Cruz-Cárdenas *et al.* 2014), y evita un sobreajuste del modelo (Peterson & Nakazawa 2008), para lo que se usó el software R ver 4.2.2, con los paquetes *raster* (Hijmans 2023), *rgdal* (Bivand *et al.* 2023), *tidyverse* (Wickham *et al.* 2019), *sf* (Pebesma 2018) y *kuenm* (Cobos *et al.* 2019). Las variables incluidas en cada componente principal (CP) se seleccionaron con base en los valores de carga más altos (*Loadings*>0.25).

Para estimar el área que es accesible para la especie (*M*) (Soberón & Peterson 2005), se empleó el mapa “Provincias Biogeográficas de México”, escala 1:4 000 000 (<http://geoportail.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/rbiog4mgw.html>). Sin embargo, dado el microendemismo de la especie, solo se utilizó la región centro del polígono “Sierra Madre Oriental”. El polígono resultante (*M*), se empleó como máscara para recortar el conjunto de rasters seleccionados para realizar el modelo.

El análisis de distribución potencial se realizó con el algoritmo de máxima entropía del programa Maxent ver. 3.4.4. Se ha demostrado que este algoritmo genera predicciones aceptables aun cuando se emplean muestras pequeñas (<10; Pearson *et al.* 2007, Liu *et al.* 2022), como en la presente investigación, ya que solo se cuenta con nueve puntos de presencia. Las variables seleccionadas y el área *M*, se emplearon como insumo para elaborar el modelo de distribución potencial y proyectarlo al área total de la república mexicana. Se emplearon los ajustes por defecto del programa para las características de clase. Se realizaron ocho réplicas con validación cruzada (*Crossvalidate*) y se evaluó el resultado correspondiente a la mediana con salida del tipo logística. Adicionalmente, se computaron las curvas de respuesta y el análisis Jackknife para medir la importancia de las variables.

La eficiencia predictiva del modelo se evaluó con el valor promedio de la AUC de los ocho modelos generados. Usualmente se emplea la prueba de ROC parcial (Receiver Operating Characteristic; Peterson *et al.* 2008) para evaluar un modelo, pero en nuestro caso, el valor del ROC parcial con un porcentaje de puntos aleatorios para la validación calculado indicaría una alta eficiencia debió al número reducido de puntos, lo que sobreestima la adecuación del modelado. En cuanto al valor de AUC, Phillips y Dudík (2008) establecen que cuanto más próximo a 1 esté el valor mejor es el modelo. Además, Elith *et al.* (2006)

mencionan que modelos con valores de AUC mayores a 0.75 son suficientemente precisos para establecer planes de manejo. De esta forma se evita una sobrevaloración del ajuste por ROC.

El mapa final de distribución potencial se elaboró a partir de las áreas con idoneidad superior a 60 %. Considerando lo anterior, con el software ArcGis ver 10.8 se realizó una clasificación con valores de 0.6 a 0.7 para indicar probabilidad baja de presencia de la especie, de 0.7 a 0.85 para indicar probabilidad media, y de 0.8 a 1 para indicar una probabilidad alta. Las áreas con valores menores al 0.6 no se consideran con probabilidad de existencia de la especie.

Resultados

Evaluación MER

Criterio A. Características de la distribución geográfica. *Abies hidalgensis* ocupa una superficie de 192.29 ha, menor al 5% del territorio nacional (Tabla 1). Las nueve poblaciones conocidas se distribuyen en los municipios de Agua Blanca de Iturbide, Tenango de Doria y Acaxochitlán, Hidalgo, México. Debido a la fragmentación y cercanía de las poblaciones en un mapa a escala 1:4 000 000 solo se pueden visualizar tres puntos. La especie se encuentra al sur de la provincia de la Sierra Madre Oriental, con una distribución restringida o extralimital. De acuerdo con este criterio, *A. hidalgensis* obtiene 10 puntos de 11 posibles (Tabla 2).

Criterio B. Características del hábitat. *Abies hidalgensis* se distribuye en el ecotono entre bosque mesófilo de montaña y bosque de coníferas y encinos. La preferencia de un hábitat por *A. hidalgensis* es similar a otros *Abies*. La región es caracterizada por un clima templado húmedo C(m), con temperatura máxima y mínima de 21 y 6°C, respectivamente; precipitación pluvial anual de 1200 a 1500 mm anuales, con lluvias típicas de verano y precipitación entre el 0 y 18 % del total anual para el invierno (INEGI 2008). Los suelos son luvisoles (LV) con alto contenido de arcillas activas, consolidados por depósitos eólicos, aluviales y coluviales (INEGI 2007). Las poblaciones se encuentran entre 2100 y 2320 msnm. La regeneración natural de este abeto es favorecida por la apertura de claros en el dosel del bosque. La germinación es mayor en árboles focales dentro de las zonas conservadas. Sin embargo, la supervivencia es mucho menor en contraste con zonas bajo gestión forestal,

donde el dosel está abierto. Considerando lo anterior la especie requiere de la apertura de claros para un adecuado reclutamiento. La alta mortalidad de las plántulas se atribuye al acceso limitado a la luz y nutrientes y la alta competencia con especies herbáceas y arbustivas.

Tabla 1. Superficie de distribución de *A. hidalgensis* y número de individuos por población.

| Municipio | Población | Número de individuos | Superficie ocupada (ha) |
|-------------------------|--------------------|-----------------------------|--------------------------------|
| | Ejido San Cornelio | 396 | 16.3 |
| | Ejido San Pedrito | 234 | 119.73 |
| Agua Blanca de Iturbide | Las Águilas | 28 | 24.4 |
| | El Tejocote | 189 | 7.36 |
| | Los Manantiales | 20 | 1.48 |
| | El Remudadero | 5 | 1.51 |
| Tenango de Doria | La Cruz de Tenango | 6 | 5.06 |
| | Linda Vista | 2 | 0.69 |
| Acaxochitlán | Zacacuautla | 48 | 15.76 |
| Total | | 928 | 192.29 |

Nota: el número de individuos solo incluye ejemplares con diámetro y altura > 2.5 cm y 1.5 m respectivamente.

Considerando lo anterior, para el criterio B del MER se asignan 6 puntos a *A. hidalgensis* de 9 (Tabla 2).

Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca

C-1. Demografía. - El número de individuos registrados en las nueve poblaciones de *A. hidalgensis* es de 928 (Tabla 1). No se descarta que existan ejemplares aislados en zonas cercanas a las poblaciones delimitadas. Aunque el número es probablemente bajo y los propietarios del terreno forestal expresan no identificar más localidades de la especie.

Tabla 2. Valores asignados a *Abies hidalgensis* para el anexo normativo II del método de evaluación de riesgo de extinción de plantas en México MER.

| <i>Índice de rareza</i> | |
|--|--|
| <i>Criterio A. Características de la distribución geográfica</i> | |
| 1) Extensión de la distribución | b) Más de 1 km ² , pero < 1 % del Territorio Nacional = 3 |
| 2) Número de poblaciones o localidades conocidas existentes | a) 1-3 = 3 |
| 3) Número de provincias biogeográficas | a) 1 = 3 |
| 4) Representatividad de la distribución del taxón en el territorio mexicano | a) Distribución periférica o extralimital = 1 |
| Subtotal = suma del puntaje obtenido / 11 | Subtotal = 10 / 11 = 0.91 |
| <i>Criterio B. Características del hábitat</i> | |
| 1) Número de tipos de vegetación | a) 1 = 3 |
| 2) Presencia del taxón en un hábitat especializado permanente | b) No = 0 |
| 3) Dependencia del taxón de hábitat primario | b) No = 0 |
| 4) Dependencia del taxón de regímenes de perturbación particular o asociación a etapas transitorias en la sucesión ecológica | a) Si = 1 |
| 5) Amplitud del intervalo altitudinal que ocupa el taxón | b) 200 m - <500 m = 2 |
| Subtotal = suma del puntaje obtenido / 9 | Subtotal = 6 / 9 = 0.66 |
| <i>Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca</i> | |
| <i>C-1. Demografía</i> | |
| 1) Número total de individuos | b) 501 – 5,000 = 2 |
| 2) Reclutamiento | b) Hay observaciones de reclutamiento en algunas poblaciones = 2 |
| 3) Atributos demográficos | |
| a) Evidencia de densodependencia en la reproducción | No = 0 |
| b) Presencia de clonalidad | No = 1 |
| c) Evidencia de decrecimiento de las poblaciones en el país | No = 0 |

- | | |
|---|--------|
| d) Evidencia de varianza de fecundidad grande | No = 0 |
| e) Taxón Dioico, individuos dicógamos o autocompatibles | No = 0 |
| f) Floración sincrónica o gregaria | Si = 1 |
| g) Producción de propágulos por el taxón | No = 0 |

C-2. Genética

- | | |
|--|---------------------|
| 1) Variación molecular (heterocigosis) | a) Baja (= 10%) = 1 |
| 2) Estructura genética molecular | a) Baja (= 20%) = 0 |
| 3) Cantidad de variación genética | a) Baja = 1 |
| 4) Nivel de diferenciación entre poblaciones | a) Baja = 0 |

C-3. Interacciones bióticas especializadas

- | | |
|---|---------------------------------|
| 1) Requerimiento de nodriza para el establecimiento del taxón | a) No = 0 |
| 2) Requerimiento del taxón de un hospedero o forofito específico | a) No = 0 |
| 3) Requerimiento del taxón de un polinizador específico | a) No = 0 |
| 4) Requerimiento del taxón de un dispersor específico | a) No = 0 |
| 5) Presencia de mirmecofilia obligada | a) No = 0 |
| 6) Dependencia estricta de micorrizas | a) No = 0 |
| 7) Afectación del taxón por depredadores, patógenos, competencia (especies) | b) Si = 1 |
| Subtotal = suma del puntaje obtenido / 23 | Subtotal = 9 / 23 = 0.39 |

Índice de impacto antropogénico

Criterio D. Impacto de la actividad humana

- | | |
|--|--|
| 1) Relación del taxón con la alteración antrópica del hábitat | c) Es perjudicado por el disturbio = 1 |
| 2) Nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón | b) El impacto es fuerte y afecta a todas las poblaciones = 3 |
| 3) Existe evidencia (mediciones, modelos o predicciones) que indiquen un deterioro en la calidad o extensión del hábitat como efecto de cambios globales | b) Si = 1 |
| 4) Impacto del uso sobre el taxón (intensidad y extensión de uso, extracción, cosecha de | b) El impacto es fuerte y afecta a todas las poblaciones = 3 |

propágulos o la remoción de parte de la biomasa de un individuo)

5) El taxón es cultivado o propagado *ex situ* (a nivel nacional o internacional) b) No = 0

Subtotal = suma del puntaje obtenido / 10

Subtotal = 8 / 10 = 0.8

El reclutamiento, es en extremo escaso (27 plántulas ha⁻¹ promedio y una pérdida del 55.4 % en la transición a juveniles), y se restringe a las cercanías de árboles reproductivos donde las condiciones son adecuadas para la germinación. Sin embargo, a causa de las actividades antropogénicas, al menos en cuatro localidades no hubo regeneración natural en los años 2020 y 2022 y se prevé se mantenga este patrón. Adicionalmente, la germinación es alta en zonas donde se realiza extracción forestal controlada en comparación con zonas mejor conservadas, aunque el patrón de supervivencia se invierte.

En general las poblaciones de *A. hidalgensis* se encuentran en incremento de acuerdo con los valores de la tasa finita de crecimiento ($\lambda = 2.09$) y la tasa intrínseca de crecimiento ($r = 0.738$). Sin embargo, al considerar estocasticidad demográfica, los valores fluctúan drásticamente en promedio, obteniendo una $\lambda = 1.6$ con valores entre 0.685 a 2.635 y $r = 0.41$ con valores entre -0.53 a 0.955, por lo que las poblaciones de Las Águilas y Los Manantiales están en riesgo de desaparecer al mostrar las tasas más bajas con respecto a estos valores.

C-2. Genética. - En general *Abies hidalgensis* tiene menor heterocigosis observada ($H_o = 0.61$) que otras especies de *Abies*, por ejemplo *A. guatemalensis* (0.822), *A. bornmuelleriana* (0.668), *A. cephalonica* (0.713) y *A. alba* (0.663) (Rasmussen *et al.* 2010, Awad *et al.* 2014). Aun así, el grado de heterocigosis es aparentemente alto, lo que se asocia con un error de muestreo por la reducción poblacional drástica en un corto plazo, fenómeno conocido como cuello de botella (Franckham *et al.* 2009). Esto se corrobora porque el número de alelos es bajo (promedio de 5) para siete marcadores analizados. Adicionalmente, el análisis de varianza molecular revela que la mayor variación se encuentra al interior de los individuos y la menor entre poblaciones, resultado similar se observó en el coeficiente de diferenciación ($F_{ST} = 0.056$). La especie se diferencia con claridad de *A. religiosa* en la morfología, mientras que con *A. guatemalensis* contrasta en el número de canales resiníferos y coloración del cono ovulado (Rosales-Islas *et al.* 2023).

C-3. Interacciones bióticas especializadas. - Para esta sección, se consideraron los datos disponibles para otras especies del género. Con respecto a agentes patógenos, *A. hidalgensis* es atacado por un hongo (especie aún no identificada, probablemente del género *Heterobasidion*) en al menos un 7 % de ejemplares reproductivos. Este patógeno afecta la base del fuste desde unos pocos centímetros hasta casi dos metros y ocasiona la muerte de los ejemplares (Figura S1). El mayor número de ejemplares infectados se encuentran en las poblaciones con mejor estado de conservación en su hábitat (Ejido San Cornelio y Ejido San Pedrito), en contraste, el número de ejemplares enfermos en áreas bajo gestión forestal es reducido (<10, Las Águilas, El Tejocote y Los Manantiales), mientras que en las poblaciones restantes no se observaron individuos enfermos.

Para el criterio C se asigna un puntaje de 9 de 23 para *A. hidalgensis* (Tabla 2). Sin embargo, se debe considerar que aún se requiere conocer con mayor detalle la capacidad de fecundación de los árboles adultos, especies nodrizas y asociación con micorrizas; así como la biología del proceso de polinización.

Criterio D. Impacto de la actividad humana. El número de ejemplares en las poblaciones de *A. hidalgensis* se ha reducido drásticamente debido a las actividades antropogénicas (aprovechamiento forestal controlado, extracción ilegal y cambio de uso de suelo). Como evidencia, INEGI (2016, 2017) reporta la extracción de 250 m³r y 191 m³r, respectivamente de *A. religiosa* para el municipio de Agua Blanca, aunque esta especie no se distribuye en el citado municipio. Siete de las nueve poblaciones de *A. hidalgensis* son afectadas por estas actividades, causando la fragmentación drástica del hábitat. A través de las entrevistas no estructuradas se documentó la pérdida total de poblaciones, mientras que las poblaciones remanentes tienen un número reducido de individuos que se encuentran muy dispersos o restringidos en áreas pequeñas. De acuerdo con los pobladores, algunos ejemplares se han conservado por su belleza escénica y ocasionalmente por recomendación de los técnicos forestales ante la incertidumbre sobre su identidad taxonómica, por lo que el aprovechamiento puede ser desde parcial hasta total. La madera de esta especie no es de importancia comercial según lo expresan los poseedores del terreno forestal, por lo que muchos optan por disminuir su densidad y sustituirlo por especies del género *Pinus*, e incluso se trata de evitar su desarrollo dentro de rodales de producción maderable. Si bien se han conservado áreas donde las actividades de manejo forestal no son evidentes, es notorio el

desinterés en preservar la especie en otras áreas o realizar actividades de recuperación o conservación. El puntaje asignado para este criterio es de 8 de un total de 10 (Tabla 2).

El puntaje ponderado de los cuatro criterios del MER en plantas es de 2.76 para *Abies hidalgensis*, lo cual la ubica en la categoría de “En Peligro de Extinción (P)”.

Tabla 3. Análisis de componentes principales de las capas obtenidas de WorldClim y CEM del área M estimada para *A. hidalgensis*.

| | PC1 | PC2 | PC3 | PC4 |
|----------------------------|----------------|----------------|--------------|---------------|
| Elevación | 0.251 | 0.080 | 0.090 | -0.170 |
| Orientación | 0.010 | -0.075 | 0.932 | 0.353 |
| Pendiente | -0.136 | 0.136 | 0.193 | -0.541 |
| Bio1 | -0.227 | -0.234 | -0.025 | 0.028 |
| Bio2 | 0.152 | -0.364 | -0.043 | 0.018 |
| Bio3 | 0.236 | -0.148 | 0.051 | -0.204 |
| Bio4 | -0.235 | -0.126 | -0.082 | 0.150 |
| Bio5 | -0.121 | -0.401 | -0.051 | 0.065 |
| Bio6 | -0.260* | 0.006 | 0.031 | -0.055 |
| Bio7 | 0.095 | -0.410* | -0.077 | 0.111 |
| Bio8 | -0.239 | -0.196 | -0.023 | 0.029 |
| Bio9 | -0.240 | -0.172 | -0.016 | 0.007 |
| Bio10 | -0.222 | -0.246 | -0.036 | 0.050 |
| Bio11 | -0.208 | -0.274 | -0.013 | -0.002 |
| Bio12 | -0.257 | 0.097 | 0.031 | -0.049 |
| Bio13 | -0.255 | 0.092 | 0.064 | -0.124 |
| Bio14 | -0.240 | 0.180 | -0.005 | 0.075 |
| Bio15 | -0.036 | -0.301 | 0.234 | -0.648 |
| Bio16 | -0.258* | 0.075 | 0.042 | -0.077 |
| Bio17 | -0.242 | 0.172 | -0.007 | 0.070 |
| Bio18 | -0.247 | 0.071 | 0.032 | -0.081 |
| Bio19 | -0.241 | 0.173 | -0.009 | 0.073 |
| Desviación estándar | 3.762 | 2.194 | 1.000 | 0.911 |
| Varianza explicada | 0.643 | 0.219 | 0.045 | 0.038 |
| Varianza acumulada | 0.643 | 0.862 | 0.907 | 0.945 |

*Variables eliminadas por jackknife en el modelo final

Distribución potencial

Se emplearon nueve puntos de presencia de *A. hidalgensis*, ubicados en los municipios de Acaxochitlán, Agua Blanca de Iturbide y Tenango de Doria, dentro del estado de Hidalgo.

El análisis de componentes principales permitió seleccionar y reducir el número de variables de 22 a 12, al considerar los loadings más altos, en los cuatro primeros componentes principales con una varianza explicada de 94.5 % (Tabla 3). Adicionalmente, con base en el análisis de jackknife se eliminaron las variables Bio 6, Bio 7 y Bio 16, por lo que el modelo final se realizó con 10 variables.

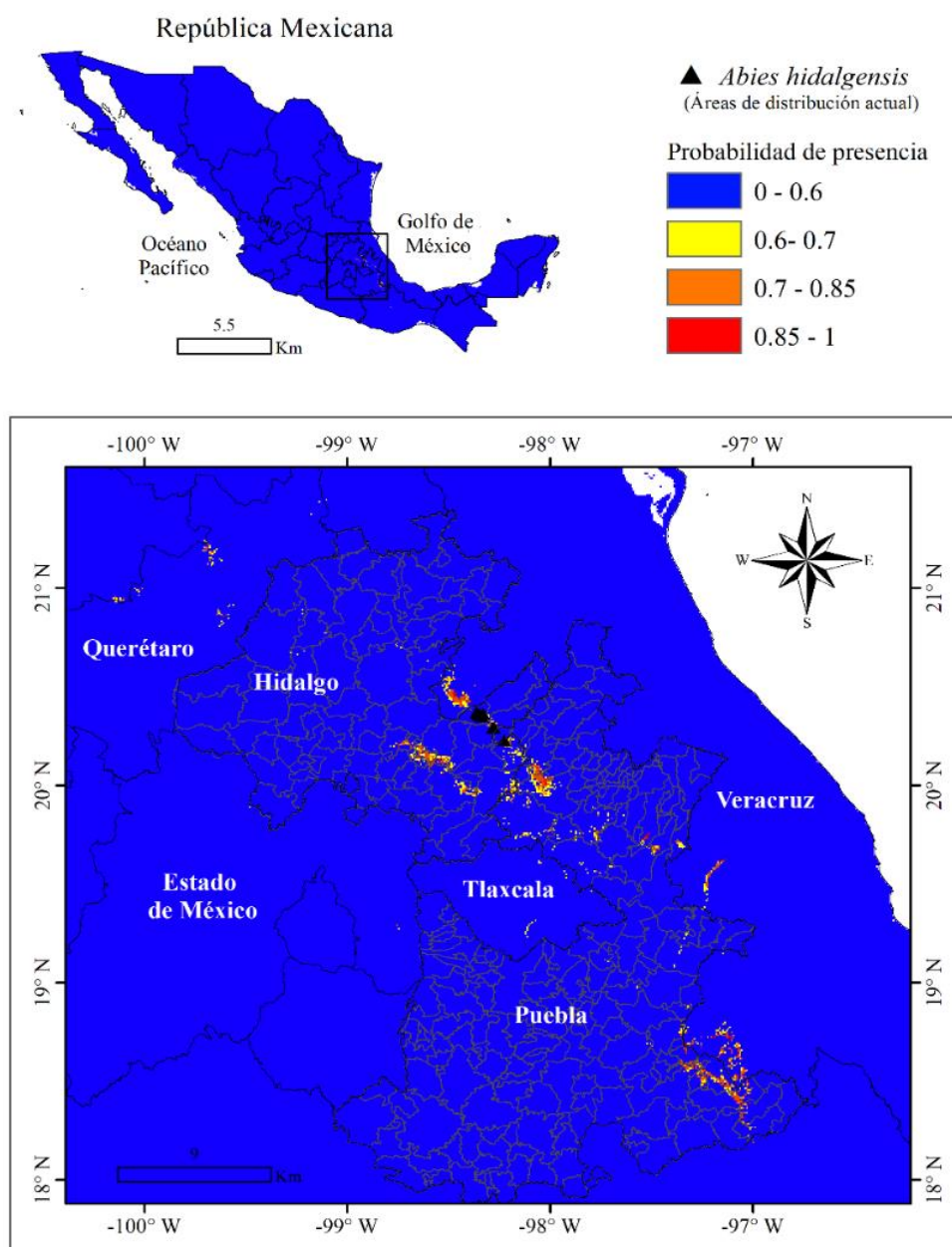


Figura 1. Distribución actual y distribución potencial predicha de *Abies hidalgensis* en México.

Abies hidalgensis tiene áreas de idoneidad climática y topográficas en el estado de Hidalgo, Puebla y Veracruz, principalmente (Figura 1). Las áreas con idoneidad superior al 70% y adyacentes a los municipios donde ya se encuentra la especie se localizan en San Bartolo Tutotepec para Hidalgo; Honey, Zacatlán, Huauchinango, y Ahuazotepec para Puebla y Huayacocotla y Zacualpan para Veracruz.

El valor promedio de la AUC de los ocho modelos generados es de 0.883 ± 0.05 . Por lo tanto, el modelo predice mejor el área de distribución potencial que un modelo al azar, con un valor aceptable para establecer un plan de manejo.

Discusión

Los estudios basados en el MER en especies amenazadas son imprescindibles al permitir evaluar su estado de conservación o estimar el grado de riesgo de aquellas no incluidas en la legislación mexicana. *Abies hidalgensis* es una especie con menos de 1,000 individuos en el total de las poblaciones hasta ahora conocidas, con reclutamiento escaso y agrupado junto a los árboles padre lo que disminuye el porcentaje de supervivencia debido a la competencia por agua, luz, nutrientes y espacio. Aunado a esto, la pérdida de individuos es constante a causa de las actividades de gestión forestal porque los árboles son confundidos con la especie *Abies religiosa* (INEGI 2017, Rosales-Islas *et al.* 2023). Con base en los criterios del MER *Abies hidalgensis*, se encuentra en la categoría de “En Peligro de Extinción (P)”, por lo que se sugiere su inclusión urgente en la NOM 059 SEMARNAT 2010 con las medidas correspondientes de conservación.

El área de distribución actual de *Abies hidalgensis* es muy restringida y las actividades antropogénicas, como el cambio de uso de suelo y la extracción sin control de los árboles aumentan su riesgo de extinción, como ocurre también en otras especies arbóreas en México (Feng *et al.* 2017), por lo que el desarrollo de actividades de conservación y restauración de las poblaciones de esta especie en cada localidad donde se distribuye, son indispensables.

La protección del hábitat es una estrategia importante de conservación de especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo (Langpap & Kerkvliet 2012, Esteban *et al.* 2010). En el caso de *A. hidalgensis*, la protección del hábitat requiere de un consenso con los propietarios del terreno forestal, ya que algunas de las poblaciones se encuentran en áreas con manejo forestal, y es el interés económico lo que obstaculiza el proceso. Sin embargo,

se pueden implementar otras estrategias para la conservación de esta especie, que se describen a continuación:

Manejo de las poblaciones. Se reconocieron en *Abies hidalgensis* al menos siete categorías morfológicas (plántulas, dos categorías juveniles y cuatro diferentes categorías de adultos), La mortalidad más alta se encuentra en la categoría de plántulas. Siete de las poblaciones analizadas se desarrollan en condiciones de extracción forestal y dos en zonas con disturbio no identificado (poblaciones conservadas). En las zonas con extracción forestal, se pierden ejemplares juveniles y adultos constantemente; la tasa de supervivencia de la regeneración natural es muy baja o limitada, por lo que los individuos en estas poblaciones se encuentran sumamente dispersos o están restringidos a áreas muy pequeñas. Por otra parte, en las zonas conservadas, la tasa de mortalidad en la categoría de plántulas y adultos aumenta debido a la competencia con especies herbáceas, arbustivas y arbóreas. En estas áreas el patrón de distribución de los individuos es semejante al de las zonas bajo extracción forestal. En otras especies de *Abies*, la pérdida de individuos en las etapas iniciales de establecimiento es considerable (Ángeles-Cervantes & López-Mata 2009, Ramírez & González 2015, López-Mata 2015), por lo que las acciones de gestión deben estar encaminadas hacia incrementar la tasa de supervivencia de los individuos en los primeros estadios de crecimiento.

Las investigaciones sobre el potencial de regeneración de *Abies hidalgensis* son escasas, aunque se ha observado un mayor reclutamiento en zonas con manejo forestal y, por ende, de menor densidad en el dosel. Sin embargo, debido a los factores que limitan el reclutamiento y supervivencia es necesario evaluar el efecto de 1) eliminación del estrato herbáceo y arbustivo, 2) poda de ejemplares del estrato arbóreo, 3) aclareos. Los dos primeros puntos no se refieren a la remoción total del estrato herbáceo y arbustivo o a que sea necesario realizar podas en todos los individuos del estrato arbóreo; lo que se sugiere es eliminarlos de manera paulatina, hasta que las condiciones sean óptimas para el establecimiento y desarrollo tanto de la regeneración natural como de los individuos en las categorías de juveniles. En cuanto a los aclareos, se propone realizar la corta del estrato arbóreo (no incluir ejemplares de *A. hidalgensis*), con intensidades de corta inferiores a 30 %, con el fin de crear claros que permitan el establecimiento y desarrollo de las plántulas de *A. hidalgensis*.

La regeneración natural de algunas especies de *Abies* ocurre con mayor frecuencia en claros del bosque (Santopuoli *et al.* 2016, Lara-González *et al.* 2009, Pineda-López *et al.*

2013), aunque el tamaño del claro y el porcentaje de luz necesaria difiere entre especies. Por ejemplo, en los primeros estadios de crecimiento, los individuos de *Abies alba* Miller, presentan mayor tasa de crecimiento, diámetro y altura conforme se incrementa la cantidad de luz, con resultados aceptables con apertura del dosel de 8 a 10 % (Kupferschmid *et al.* 2013). En el caso de *A. guatemalensis*, la tasa de supervivencia más alta se presentó en zonas con cobertura de copa de 60 a 85 % (Ramírez & González 2015), aunque las plántulas pueden sobrevivir en hábitats abiertos (Quintana-Ascencio *et al.* 2004). Por lo anterior, se sugiere utilizar intensidades de corta menores de 30 % inicialmente, en las poblaciones de *A. hidalgensis*, para evaluar el efecto que tienen sobre la regeneración natural.

En las zonas bajo extracción forestal, la apertura del dosel promueve la germinación de las semillas. Sin embargo, debido a que el desarrollo de las plántulas no es favorecido durante las actividades silviculturales, la supervivencia es muy baja. De acuerdo con las encuestas aplicadas, estas áreas son de interés económico para los pobladores por lo que no es adecuado proponer el cambio en el uso de suelo. Sin embargo, como la tasa de reclutamiento es alta y la supervivencia muy baja, las plántulas pueden ser recolectadas antes de desarrollar sus hojas primarias, es decir, en la etapa donde solo hay cotiledones, o bien, cuando las semillas aún mantienen la testa, lo cual asegura que son plantas de reciente emergencia, con altura menor de 5 cm y tallo vigoroso, que pueden ser cultivadas en condiciones controladas y posteriormente destinarse a plantaciones forestales. En *A. religiosa* se empleó esta técnica con resultados positivos, ya que se obtuvo un porcentaje de supervivencia de 75 % (Cruzado-Vargas *et al.* 2020). En el caso de *A. hidalgensis*, el porcentaje de germinación y supervivencia en condiciones controladas aún no se han evaluado, por lo que es conveniente considerar que el porcentaje de germinación en el género *Abies* es fluctuante (Daskalaku *et al.* 2018, Ortiz-Bibian *et al.* 2019, Bravo-Navas & Sánchez-Romero 2022), aunado a que la colecta de conos para la obtención de semillas en árboles de hasta 35 m de altura y hasta 20 m de fuste limpio, es poco práctico y económicamente inviable. La recolección de conos en el piso forestal es improbable, ya que las escamas y brácteas se separan del raquis del cono en la copa y liberan la semillas (Farjon 2017). Lo anterior corrobora que la mejor aproximación es la extracción de plántulas ya germinadas en zonas con actividad forestal.

Si bien se enfatizan las actividades para mejorar la supervivencia y desarrollo de la regeneración natural, es importante aclarar que se deben proteger a todos los individuos

independientemente de la categoría morfológica. Por otra parte, al disminuir la competencia con otras especies arbóreas mediante los aclareos, el desarrollo de los ejemplares juveniles y adultos de la categoría 1 será favorecido, aumentando así su esperanza de vida.

Manejo de enfermedades. Actualmente se estima que al menos 7 % de las plantas de esta especie de oyamel son atacados por un hongo patógeno, que afecta el fuste desde unos pocos cm hasta 2 m de altura y que puede ocasionar la pérdida de los árboles reproductivos. El número de individuos afectados en las poblaciones del Ejido San Cornelio y el Ejido San Pedrito ascienden a 40. Se estima que de 2018 a 2022 el número de plantas infectadas se incrementó 50 %, por lo que es recomendable realizar cortas de saneamiento, que estén dirigidas al combate y control de plagas y enfermedades (Ramírez 2017). En poblaciones de *A. hidalgensis* se debe recurrir al saneamiento por derribo de los árboles infectados y con daño significativo. Por ejemplo, este tipo de cortas se ha realizado en poblaciones de *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca para extraer ejemplares infestados principalmente por *Scolytus mundus* (Leautaud & López-García 2017), para controlar la expansión del agente patógeno. Se debe realizar un derribo direccional de los ejemplares afectados de *A. hidalgensis* para causar la menor pérdida de ejemplares en otras categorías. Sin embargo, es importante identificar el agente patógeno para diseñar las actividades post-derribo necesarias. Por ejemplo, en *Abies pinsapo* Boiss. se aplicaron tratamientos de urea a los tocones para tratar de controlar la expansión de *Heterobasidion* sp. (Vita *et al.* 2007, Linares *et al.* 2010). Es por ello que la aplicación de fungicidas debe ser evaluada a fin de determinar su eficiencia y la presencia o ausencia de daños colaterales.

Conservación de la diversidad genética. La especie tiene baja diversidad genética y poca diferenciación entre poblaciones ($F_{ST} = 0.056$). Se observó que la mayor diversidad genética se encuentra dentro de los individuos. Adicionalmente, se ha logrado identificar en algunos árboles de la población de Las Águilas un alelo exclusivo (alelo 146) para el locus Ab08, por lo que la recolección de semillas de estos individuos es importante, a fin de mantener la mayor diversidad genética, que representa la base de la adaptación y resiliencia al estrés y cambio ambiental (Potter *et al.* 2017). Por lo anterior, durante la recolección de semillas o plántulas se debe considerar tomar muestras del mayor número posible de ejemplares reproductivos en todas las poblaciones con el fin de obtener mayor representatividad genética

y conservar el mayor número de variantes genéticamente únicas (Heredia-Bobadilla *et al.* 2012, Ruíz-Montoya *et al.* 2011). Sin embargo, es necesario realizar un estudio genético con más marcadores e incluir más ejemplares, a fin de determinar con mayor precisión el número de alelos y la presencia/ausencia de alelos exclusivos.

Conservación ex situ. La semilla debe ser recolectada para su almacenamiento en bancos de germoplasma, mientras que algunos individuos pueden formar parte de jardines botánicos. Preservar la mayor cantidad de diversidad genética posible depende de la selección adecuada de la semilla, lo que a su vez asegura el éxito de la conservación *ex situ* (Hoban & Schlarbaum 2014, Tong *et al.* 2020). Considerando las actividades antropogénicas en el área de distribución actual de *A. hidalgensis*, es importante crear nuevas plantaciones fuera de esta zona.

Yu *et al.* (2019) evaluaron modelos de distribución de especies del género *Rhododendron* pasados en el promedio de los modelos generados. Sin embargo, debido a la desviación en el área predicha entre los ocho modelos en este estudio, con idoneidad hasta del 6%; optamos por emplear la mediana para generar una mayor restricción e incrementar la especificidad. El modelo de distribución potencial predice áreas con idoneidad ambiental para el establecimiento de plantaciones. Sin embargo, el cambio climático representa una amenaza innegable para la permanencia de muchas especies, por lo que es necesario evaluar qué áreas tendrán idoneidad ambiental ante los posibles escenarios de cambio climático a fin de realizar actividades de migración asistida hacia esas áreas (García-Hernández & Toledo-Aceves 2020), lo cual puede considerarse como una estrategia de conservación *ex situ* (Mendoza-Maya *et al.* 2015). Adicionalmente, es necesario llegar a un consenso con los poseedores del terreno forestal al momento de elegir las áreas para las plantaciones, ya que de esto depende la viabilidad de un plan de recuperación. En este sentido, Martínez-Arévalo (2016) indica que la viabilidad de un plan de recuperación de *A. guatemalensis*, depende del dialogo entre los principales actores sociales.

El área con idoneidad ambiental para *A. hidalgensis* predicha por el modelo de distribución potencial concuerda con la que se ha predicho en otras especies del género (Martínez-Méndez *et al.* 2016), por lo que para la selección de las áreas más adecuadas para realizar las plantaciones se debe considerar que al ser especies cercanamente emparentadas (Cruz-Nicolás *et al.* 2021), podrían responder de forma semejante a los cambios en las

condiciones ambientales. El área de distribución potencial adecuada es mucho más grande que el área conocida por lo que *A. hidalgensis* podría potencialmente habitar a lo largo de la Sierra Madre Oriental, en zonas donde actualmente no se ha registrado su presencia, por lo que el modelo presentado podría ayudar a identificar nuevas poblaciones.

Conclusiones

Abies hidalgensis se encuentra en riesgo de extinción. De acuerdo al MER, en la categoría de “En Peligro de Extinción (P)”, por lo que su inclusión en la NOM-059-SEMARNAT-2010 es urgente, así como la implementación de actividades de conservación y restauración. A partir del modelo de distribución potencial se pueden elegir áreas con idoneidad ambiental para el establecimiento de plantaciones, considerando los intereses de los propietarios de terreno forestal y buscando que estas permanezcan a largo plazo. Considerando las condiciones actuales del hábitat de las poblaciones de esta especie de oyamel, es necesario realizar actividades de gestión forestal que permitan el establecimiento y desarrollo de la regeneración natural, así como establecer las medidas fitosanitarias necesarias para la gestión de los ejemplares enfermos. Es importante identificar las plagas y/o enfermedades que infectan a este oyamel, en particular el hongo detectado durante el trabajo de campo. Las actividades de conservación *in situ* y *ex situ* son necesarias para la permanencia de las poblaciones de esta especie a largo plazo.

Agradecimientos

Al Dr. Enrique Guízar Nolasco por tan amablemente responder a los correos de la primera autora, su apoyo en herbario hace algunos ayeres y por ayudar a ratificar la poca información que se tenía de la especie.

A los propietarios de los terrenos forestales donde se distribuye *A. hidalgensis*, por permitir el acceso a sus bosques, por responder a nuestras preguntas y por el apoyo brindado.

Al maestro Felipe A. Toro Cardona por el apoyo para realizar el modelo de distribución potencial.

Literatura citada

- 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**: 692-707. DOI: <https://doi.org/10.3390/f6030692>
- Alderete-Domínguez RF, Ortega-Argueta A, Bello BE, Naranjo PEJ. 2019. La gestión compartida en los programas de conservación de especies amenazadas en México; mecanismos y actores. *Revista Mexicana de Ciencias Políticas y Sociales* **237**:147-182. <http://dx.doi.org/10.22201/fcpys.2448492xe.2019.237.59347>
- Ángeles-Cervantes E, López-Mata L. 2009. Supervivencia de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* bajo diferentes condiciones postincendio. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **84**: 25-33.
- Awad L, Fady B, Khater C, Roig A, Cheddadi R. 2014. Genetic structure and diversity of the endangered fir tree of Lebanon (*Abies cilicica* Carr.). *PLoS One* **9**: e90086. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090086>
- Bivand R, Keitt T, Rowlingson B. 2023. rgdal: Bindings for the 'Geospatial' data abstraction library. R package version 1.6-5. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Bravo-Navas MV, Sánchez-Romero C. 2022. Germination behavior and early seedling growth in *Abies pinsapo* Boiss. seeds. *Plants* **11**: 2715. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants11202715>
- Chapman ASA, Tunnicliffe V, Bates AE. 2018. Both rare and common species make unique contributions to functional diversity in an ecosystem unaffected by human activities. *Diversity and Distributions* **24**: 568-578. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.12712>
- Cobos ME, Peterson AT, Barve N, Osorio-Olvera L. 2019. kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ* **7**: e6281. DOI: <http://doi.org/10.7717/peerj.6281>
- Cruzado-Vargas AL, Zamudio-Sánchez FJ, Rodríguez-Yam GA, Carbajal-Navarro AL, Blanco-García JA, Sáenz-Romero C. 2020. Growth of naturally regenerated *Abies religiosa* (Kunth) Schldl. & Cham. seedlings in a nursery and genetic variation among provenances. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* **26**. DOI: <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2019.01.013>

- Cruz-Cárdenas G, López-Mata L, Villaseñor JL, Ortiz E. 2014. Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **85**: 189-199. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.36723>
- Cruz-Nicolás J, Villarruel-Arroyo A, Gernandt DS, Fonseca RM, Aguirre-Planter E, Eguiarte LE, Jaramillo-Correa JP. 2021. Non-adaptive evolutionary processes governed the diversification of a temperate conifer lineage after its migration into the tropics. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **160**: 107125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2021.107125>
- Daskalakou NE, Koutsovoulou K, Mavroeidi L, Tsiamitas C, Kafali E, Radaïou PE, Ganatsas P, Thanos CA. 2018. Interannual variability of germination and cone/seed morphometric characteristics in the endemic Grecian fir (*Abies cephalonica*) over an 8-year-long study. *Seed Science Research* **28**: 24-33. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0960258517000290>
- Díaz-Bravo L, Torruco-García U, Martínez-Hernández M, Varela-Ruiz M. 2013. La entrevista, recurso flexible y dinámico *Investigación en Educación Médica* **2**: 162-167.
- Donnell KO, Sharrock S. 2017. The contribution of botanic gardens to ex situ conservation through seed banking. *Plant Diversity* **39**: 373-378. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.11.005>
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMM, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**: 129-151. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Esteban L, De Palacios P, Aguado L. 2010. *Abies pinsapo* forests in Spain and Morocco: Threats and conservation. *Oryx* **44**: 276-284. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0030605310000190>
- Farjon A. 2010. *A Handbook of the World's Conifers*. Brill Academic Publishers, Leiden: Boston. ISBN: 978 90 04 17718 5.

- Feng G, Mao L, Benito BM, Swenson NG, Svenning J-C. 2017. Historical anthropogenic footprints in the distribution of threatened plants in China. *Biological Conservation* **210**: 3-8. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.038>
- Fick SE, Hijmans RJ. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* **37**: 4302-4315. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA. 2009. Chapter 8: genetic consequences of small population size. *In: Introduction to conservation genetics*. UK Cambridge: Cambridge University Press, pp. 161-181. IBN: 978-0-521-70271-3
- Frankham R. 2010. Challenges and opportunities of genetic approaches to biological conservation. *Biological Conservation* **43**: 1919-1927. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.011>
- García K, Lasco R, Ines A, Lyon B, Pulhin F. 2013. Predicting geographic distribution and habitat suitability due to climate change of selected threatened forest tree species in the Philippines. *Applied Geography* **44**:12-22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.07.005>
- García-Hernández MA, Toledo-Aceves T. 2020. Is there potential in elevational assisted migration for the endangered *Magnolia vovidesii*?. *Journal for Nature Conservation*, **53**: 125782. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125782>
- Gómez HDA, Méndez J, González E, Jiménez CK, Fallas R, Méndez A, Méndez R, Camacho DMJ, Jiménez R, Seisdedos De VR, Amador HS, Rojas J, Porras J, Schipper J, González MJF. 2022. Participatory research and conservation of threatened species in two wildlife protected areas of the Cotón River watershed, Costa Rica. *UNED Research Journal* **14**. DOI: <https://doi.org/10.22458/urj.v14iS1.3879>
- González-Cubas R, Treviño-Garza EJ, Aguirre- Calderón OA, Foroughbakhch-Pournavab R. 2020. Distribución potencial de *Abies vejarii* (Pinaceae) y su relación con factores ambientales, topográficos y antropogénicos en el noreste de México. *Acta Botánica Mexicana* **127**: e1607. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm127.2020.1607>
- Griffith MP, Cartwright F, Dosmann M, Fant J, Freid E, Havens K, Jestrow B, Kramer AT, Magellan TM, Meerow AW, Meyer A, Sanchez V, Santiago-Valentín E, Spence E, Sustasche-Sustache JA, Francisco-Ortega J, Hoban S. 2021. Ex situ conservation of

- large and small plant populations illustrates limitations of common conservation metrics. *International Journal of Plant Science* **182**:263-276. DOI: <https://doi.org/10.1086/713446>
- Heredia-Bobadilla RL, Gutiérrez-González G, Franco-Maass S, Arzate-Fernández AM. 2012. Genetic variability of sacred fir (*Abies religiosa*) in the Nevado de Toluca National Park. *International Journal of Biodiversity and Conservation* **4**, 130-136. DOI: <https://doi.org/10.5897/IJBC11.187>
- Heywood VH, Dullo ME. 2005. *In situ conservation of wild plant species: a critical global review of best practices*. Rome, Italy: IPGRI Technical Bulletin 11. ISBN-13: 978-92-9043-698-0
- Heywood VH. 2014. An overview of in situ conservation of plant species in the Mediterranean. *Flora Mediterranea* **24**: 5-24. DOI: <https://doi.org/10.7320/FIMedit24.005>
- Heywood VH. 2015. In situ conservation of plant species – an unattainable goal?. *Israel Journal of Plant Sciences* **63**: 211-231. DOI: <https://doi.org/10.1080/07929978.2015.1035605>
- Hijmans R. 2023. raster: Geographic data analysis and modeling. R package version 3.6-20. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Hoban S, Schlarbaum S. 2014. Optimal sampling of seeds from plant populations for ex-situ conservation of genetic biodiversity, considering realistic population structure. *Biological Conservation* **177**: 90-99. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.014>
- Hu R, Liu Y, Zhang J, Xing H, Jiang S, Liu Y. 2022. Auxiliary seed treatment is necessary to increase recruitment of a critically endangered species, *Abies beshanzuensis* (Pinaceae). *Forests* **13**:961. DOI: <https://doi.org/10.3390/f13060961>
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2007. Conjunto de datos vectoriales edafológico, escala 1:250 000. Serie II (Conjunto nacional). <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/> (accessed January 20, 2023)
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2008. Conjunto de datos vectoriales, escala 1:1 000 000. Unidades climáticas. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/> (accessed January 20, 2023)

- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2016. *Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2016*. <https://cambioclimatico.semarnath.gob.mx/webFiles/pagesFiles/00AnuarioEGH.pdf> (accessed January 25, 2023)
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2017. *Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2017*. http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2017/702825095093.pdf (accessed January 25, 2023)
- Kupferschmid AD, Zimmermann S, Bugmann H. 2013. Browsing regime and growth response of naturally regenerated *Abies alba* saplings along light gradients. *Forest Ecology and Management* **310**: 393-404. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.048>
- Langpap C, Kerkvliet J. 2012. Endangered species conservation on private land: Assessing the effectiveness of habitat conservation plans. *Journal of Environmental Economics and Management* **64**: 1-15. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2012.02.002>
- Lara-González R, Sánchez-Velásquez LR, Corral-Aguirre J. 2009. Regeneration of *Abies religiosa* in canopy gaps versus understory, Cofre de Perote National Park, Mexico. *Agrociencia* **43**: 739-747. DOI: <https://doi.org/10.1508/cytologia.1.217>
- Leautaud VP, López-García J. 2017. Detección de árboles dañados por plaga en bosques de *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, mediante fotografías aéreas infrarroja. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía* **2017**: 116-127. DOI: <https://doi.org/10.14350/riig.52339>
- Linares JC, Camerero JJ, Bowker MA, Ochoa V, Carreira JA. 2010. Stand-structural effects on *Heterobasidion abietinum*-related mortality following drought events in *Abies pinsapo*. *Oecologia* **164**: 1107-1119. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1770-6>
- Liu D, Yang J, Chen S, Sun W. 2022. Potential distribution of threatened maples in China under climate change: Implications for conservation. *Global Ecology and Conservation* **40**: e02337. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02337>
- Liu U, Cossu TA, Davies RM, Forest F, Dickie JB, Breman E. 2020. Conserving orthodox seeds of globally threatened plants ex situ in the Millennium Seed Bank, Royal Botanic

- Gardens, Kew, UK: the status of seed collections. *Biodiversity and Conservation* **29**: 2901-2949. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02005-6>
- Londono-Murcia MC, Sánchez-Cordero V. 2011. Distribución y conservación de especies amenazadas en Mesoamérica, Chocó y Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **82**:926-950. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.3.1214>
- López-Mata L. 2015. Dinámica poblacional de *Abies guatemalensis*, una especie en peligro de extinción. In: Pineda-López M del R, Sánchez- Velásquez LR, Noa-Carrazana JC, eds. *Ecología, biotecnología y conservación del género Abies en México*. Universidad Veracruzana: Académica Española. pp. 2-18. ISBN: 978-3-659-07185-0
- Ma YP, Chen G, Grumbine RE, Dao Z, Sun W, Guo H. 2013. Conserving plant species with extremely small populations (PSESP) in China. *Biodiversity and Conservation*, **22**: 803-809. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0434-3>
- Mace GM, Collar NJ, Gaston KJ, Hilton-Taylor C, Akçakaya HR, Leader-Williams N, Milner-Gulland EJ, Stuart SN. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* **22**:1424-1442. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x>
- Martínez-Arévalo JV. 2016. Los bosques de *Abies guatemalensis* Rehder de San Marcos, Guatemala: una oportunidad para su restauración ecológica. *Ciencia, Tecnología y Salud* **3**: 27-46. DOI: <https://doi.org/10.36829/63CTS.v3i1.188>
- Martínez-Ramos M, Arroyo-Cosultchi G, Mandujano MC, Golubov J. 2016. Dinámica poblacional de *Mammillaria humboldtii* una cactácea endémica de Hidalgo, México. *Botanical Sciences* **94**:199-208. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.270>
- Mendoza-Maya E, Espino-Espino J, Quiñones-Pérez CZ, Flores-López C, Wehenkel C, Vargas-Hernández JJ, Sáenz-Romero C. 2015. Propuesta de conservación de tres especies mexicanas de *Picea* en peligro de extinción. *Revista Fitotecnia Mexicana* **38**: 235-247.
- Mestanza-Ramón C, Henkanaththegedara SM, Vásconez DP, Vargas TY, Sánchez CM, Constante MD, Jimenez GM, Charco GM, Mestanza RP. 2020. In-situ and ex-situ biodiversity conservation in Ecuador: a review of policies, actions and challenges. *Diversity* **12**: 315. DOI: <https://doi.org/10.3390/d12080315>

- Ortiz-Bibian MA, Castellanos-Acuña D, Gómez-Romero M, Lindig-Cisneros R, Silva-Farías MÁ, Sáenz-Romero C. 2019. Variación entre poblaciones de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham a lo largo de un gradiente altitudinal. I. Capacidad germinativa de la semilla. *Revista Fitotecnia Mexicana* **42**: 301-308. DOI: <https://doi.org/10.35196/rfm.2019.3.301-308>
- Peakall ROD, Smouse PE. 2006: GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* **6**: 288-295. DOI: <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bts460>
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* **34**:102-117. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>
- Pebesma E. 2018. Simple features for R: Standardized support for spatial vector data. *The R Journal* **10**: 439-446. DOI: <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Pence VC, Ballesteros D, Walters C, Reed BM, Philpott M, Dixon KW, Pritchard HW, Culley TM, Vanhove AC. 2020. Cryobiotechnologies: Tools for expanding long-term ex situ conservation to all plant species *Biological Conservation* **250**: 108736. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108736>
- Peterson AT, 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. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00347.x>
- Peterson AT, Papes M, Soberon J. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling* **213**: 63-72. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>
- Phillips SJ, Dudik M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* **31**: 161-175. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Pineda-López M del R, Ortega-Solis R, Sánchez-Velásquez LR, Ortiz-Ceballos G, Vázquez-Domínguez G. 2013. Estructura poblacional de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham., en el ejido El Conejo del Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz, México.

- Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* **19**: 375-385. DOI: <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.11.058>
- Pinedo-Álvarez C, Rentería-Villalobos M, Aguilar-Soto V, Vega-Mares JH, Melgoza-Castillo A. 2019. Distribution dynamics of *Picea chihuahuana* Martínez populations under different climate change scenarios in Mexico. *Global Ecology and Conservation* **17**: e00559. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00559>
- Potter KM, Jetton RM, Bower A, Jacobs DF, Man G, Hipkins VD, Westwood M. 2017. Banking on the future: progress, challenges and opportunities for the genetic conservation of forest trees. *New Forests* **48**: 153-180. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-017-9582-8>
- Quintana-Ascencio PF, Ramírez MN, González-Espinosa M, Martínez-Icó M. 2004. Sapling survival and growth of coniferous and broad-leaved trees in successional highland habitats in Mexico. *Applied Vegetation Science* **7**: 81-88. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00598.x>
- Ramírez MN, González EM. 2015. Distribución, variación morfológica-genética, manejo y conservación de *Abies guatemalensis*. In: Pineda-López M del R, Sánchez-Velásquez LR, Noa-Carrazana JC, eds. *Ecología, biotecnología y conservación del género Abies en México*. Universidad Veracruzana: Académica Española. pp. 186-201. ISBN: 978-3-659-07185-0
- Ramírez, M. H. (2010). *Manual para la elaboración de programas de manejo forestal maderable en clima templado frío*. Jalisco, México: Comisión Nacional Forestal. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/314226/Manual_para_la_Elaboracion_de_PMFm.pdf (accessed February 27, 2023)
- Rasmussen KK, Andersen US, Frauenfelder N, Kollmann J. 2008. Microsatellite markers for the endangered fir *Abies guatemalensis* (Pinaceae). *Molecular Ecology Resources* **8**: 1307-1309. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2007.02072.x>
- Rasmussen KK, Strandby U, Kollmann J. 2010. High genetic diversity within but limited differentiation among populations of the vulnerable Guatemalan fir. *Journal of Tropical Forest Science* **22**:247-259.

- Ren H, Zhang QM, Lu HF, Liu HX, Guo QF, Wang J, Jian SG, Bao HO. 2012. Wild plant species with extremely small populations require conservation and reintroduction in China. *AMBIO* **41**: 913-917. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0284-3>
- Rodríguez-Ramírez EC, Luna-Vega I. 2020. Dendroecology as a research tool to investigate climate change resilience on *Magnolia vovidesii*, a threatened Mexican cloud forest tree species of eastern México. In: Pompa-García M, Camarero J, eds. *Latin American Dendroecology*. Springer Cham, pp. 3-20. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-36930-9_1
- Rosales-Islas E, Barrera-Tello D, Sánchez-González A, Galván-Hernández DM, Hernández-León S, Octavio-Aguilar P. 2023. Morphological and genetical characterization of *Abies*' populations in Hidalgo, México: importance of the taxonomical identity to the harvesting. *Botanical Sciences* **100**: 417-434. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.3203>
- Ruiz-Montoya L, Correa-Vera V, Alfaro-González FC, Ramírez-Marcial N, Verónica-Vallejo R. 2011. Diversidad genética de *Oreopanax xalapensis* (Araliaceae) en los altos de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **88**: 15-25.
- Rupprecht F, Oldeland J, Finckh M. 2011. Modelling potential distribution of the threatened tree species *Juniperus oxycedrus*: How to evaluate the predictions of different modelling approaches? *Journal of Vegetation Science* **22**: 647-659. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01269.x>
- Santini F, Shestakova TA, Dashevskaya S, Notivol E, Voltas J. 2020. Dendroecological and genetic insights for future management of an old-planted forest of the endangered Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Dendrochronologia* **63**: 125754. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2020.125754>
- Santopuoli G, Lasserre B, Di Martino P, Marchetti M. 2016. Dynamics of the silver fir (*Abies alba* Mill.) natural regeneration in a mixed forest in the Central Apennine. *Plant Biosystems* **150**: 217-226. DOI: <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.948525>
- Segovia-Salcedo MC, Domic A, Boza TE, Kessler M. 2018. Situación taxonómica de las especies del género *Polylepis*. Implicancias para los estudios ecológicos, la conservación y la restauración de sus bosques. *Ecología austral* **28**: 188-201.

- SEMARNAT [Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales]. 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. Diario Oficial de la Federación. 2da Sección, 30 de diciembre de 2010.
- Soberón J, Peterson AT. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics* **2**:1-10. DOI: <https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- Statistica [StatSoft]. 2011. (data analysis software system) Versión 10. www.statsoft.com
- Streczynski R, Clark H, Whelehan LM, Ang S-T, Hardstaff LK, Funnekotter B, Bunn E, Offord CA, Sommerville KD, Mancera RL. 2019. Current issues in plant cryopreservation and importance for ex situ conservation of threatened Australian native species. *Australian Journal of Botany* **67**: 1-15 DOI: <https://doi.org/10.1071/BT18147>
- Tong T, Durka W, Zhou W, Zhou L, Yu D, Dai L. 2020. *Ex situ* conservation of *Pinus koraiensis* can preserve genetic diversity but homogenizes population structure. *Forest Ecology and Management* **465**: 117820. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117820>
- Vita P, Jiménez JJ, Trapero A, Capretti P, Sánchez ME. 2007. La podredumbre radical del pinsapo II: Diseminación de *H. abietinum* en bosques de *Abies pinsapo*. *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas* **33**: 537-545.
- Volis S. 2016. How to conserve threatened Chinese plant species with extremely small populations?. *Plant Diversity* **38**: 45-52. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pld.2016.05.003>
- Wei X, Jiang M. 2020. Meta-analysis of genetic representativeness of plant populations under ex situ conservation in contrast to wild source populations. *Conservation Biology* **35**: 12-23. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.13617>
- Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan LD, François R, Grolemond G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen TL, Miller E, Bache SM, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel DP, Spinu V, Takahashi K, Vaughan D, Wilke C, Woo K, Yutani H. 2019. “Welcome to the tidyverse.”. *Journal of Open Source Software* **4**: 1686. DOI: <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

- Wyse SV, Dickie JB, Willis KJ. 2018. Seed banking not an option for many threatened plants. *Nature Plants* **4**: 848-850. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41477-018-0298-3>
- Yao Z, Guo J, Jin C, Liu Y. 2021. Endangered mechanisms for the first-class protected Wild Plants with Extremely Small Populations in China[J]. *Biodiversity Science* **29**: 394-408. DOI: <https://doi.org/10.17520/biods.2020316>
- Yu FY, Wang TJ, Groen TA, Skidmore AK, Yang XF, Ma KP, Wu Z. 2019. Climate and land use changes will degrade the distribution of Rhododendrons in China. *Science of the Total Environment* **659**: 515-528. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.223>
- Zhao X, Chen H, Wu J, Ren H, Wei J, Ye P, Si Q. 2022. Ex situ conservation of threatened higher plants in Chinese botanical gardens. *Global Ecology and Conservation* **38**: e02206. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02206>

Material suplementario

Figura S1. Daño por hongo no identificado a la base del fuste de *A. hidalgensis*.



ANEXOS

Protocolo de extracción de DNA en plantas de Doyle and Doyle (1987) modificado para *Abies hidalgensis* Debreczy Rácz y Guízar

1. Moler alrededor de 0.5g de tejido con nitrógeno líquido hasta obtener un polvo fino.
2. Agregar 1ml de buffer de extracción (CTAB-PVP 2X- Tris-HCl 100 mM pH 8, NaCl 1.4 M, EDTA 20 mM pH 8, CTAB 2%, PVP40 4%) con 1µl de B.mercaptoetanol y seguir moliendo. Recuperar en un microtubo de 2ml.
3. Centrifugar a 8000 rpm durante 8 min
4. Eliminar el sobrenadante y suspender en 1ml de CTAB-PVP 2X, mezclar en vortex hasta que la fase orgánica se desprenda.
5. Centrifugar a 9000 rpm durante 9 min.
6. Repetir los pasos cuatro y cinco dos o tres veces (en función de la madures del tejido), hasta obtener una mezcla donde la parte orgánica quede cercana al color blanco y la fase acuosa de color verde intenso.
7. Eliminar el sobrenadante y suspender en 600 µl de CTAB-PVP 2X, agregar 10µl de RNAsa (10mg/ml) e incubar a 37°C durante 1hr.
8. Agregar 10µl de Proteinasa K (10mg/ml), e incubar a 60°C durante 1hr.
9. Agregar 250µl de cloruro de sodio al 2%.
10. Agitar a 300 rpm durante 1hr a temperatura ambiente (25°C)
11. Agregar 600µl de cloroformo:isoamílico (24:1) y agitar suavemente hasta homogeneizar y obtener una solución con aspecto lechoso. No utilizar vortex.
12. Centrifugar a 10000 rpm durante 10 min.
13. El sobrenadante debe quedar trasparente. En caso de ser necesario realizar otro lavado repitiendo el paso 11 y 12.
14. Trasladar el sobrenadante 600 µl a un tubo nuevo cuidando de no tomar la interfase.
15. Agregar 2/3 partes (400 µl aproximadamente) del volumen final de isopropanol helado para precipitar el DNA
16. Las muestras se dejan reposar durante la noche (aproximadamente 17hr) a -20°C.
17. Centrifugar a 12000 rpm durante 10 minutos. Decantar el sobrenadante sin perder la pastilla.

18. Limpiar el DNA agregando 1ml de etanol al 70% frio y centrifugar a 14000 rpm durante 10min.
19. Eliminar el sobrendante (secar totalmente) y resuspender en 50µl de agua ultra pura o solución TE (Tris-HCl 10mM, EDTA Na₂ 1mM). (La cantidad de agua ultrapura o solución TE depende del tamaño de la pastilla).



Siempre de pie como este bello *Abies hidalgensis*