

PROPUESTA DE CONSERVACIÓN DE TRES ESPECIES MEXICANAS DE PICEA EN PELIGRO DE EXTINCIÓN

PROPOSAL FOR CONSERVATION OF THREE ENDANGERED SPECIES OF MEXICAN SPRUCE

Eduardo Mendoza-Maya¹, Judith Espino-Espino², Carmen Z. Quiñones-Pérez³, Celestino Flores-López⁴, Christian Wehenkel³, J. Jesús Vargas-Hernández⁵ y Cuauhtémoc Sáenz-Romero^{1*}

¹Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (IIAF-UMSNH). Av. San Juanito Itzicuaró s/n. 58330, Col. San Juanito Itzicuaró. Morelia, Michoacán. ²Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria Edificio B4. 58030, Col. Felicitas del Río. Morelia, Michoacán. ³Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera. Universidad Juárez del Estado de Durango. Km 5.5 carretera Durango-Mazatlán. 34120, Durango, Durango. ⁴Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 25000, Buenavista, Saltillo, Coahuila. ⁵Programa Forestal, Colegio de Postgraduados. Km 36.5 Carr. México-Texcoco. 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

*Autor para correspondencia: (csaenzromero@gmail.com)

RESUMEN

Picea mexicana Martínez, *P. chihuahuana* Martínez y *P. martinezii* Patterson son especies endémicas de México en peligro de extinción. Se presenta una síntesis de su situación actual y una propuesta de manejo para su conservación *in situ* y *ex situ*, con base en la diversidad y estructura genética de las poblaciones y la ubicación de las áreas en donde se predice existirá el hábitat climático que les es propicio en el futuro (años 2030, 2060 y 2090; al promediar los modelos Canadiense, Hadley y Geofísica de Fluidos con escenarios de emisiones A y B). Para la conservación *in situ* se plantea la protección, el incremento de la diversidad genética y la expansión de las tres únicas poblaciones de *P. mexicana*, las cuatro únicas de *P. martinezii* y ocho poblaciones designadas prioritarias de las 40 poblaciones de *P. chihuahuana*, mediante la plantación de individuos originados de otras poblaciones hasta alcanzar un tamaño mínimo de población genéticamente viable (entre 1035 a 3836 individuos). Para la conservación *ex situ* se propone el establecimiento de poblaciones en sitios fuera del rango de distribución natural de las especies, en donde se ha proyectado que ocurrirá el clima que les es propicio, con al menos 3606 individuos de *P. mexicana* en el volcán Cofre de Perote, Veracruz; 2431 individuos de *P. chihuahuana* en el municipio de Guanaceví, Durango; y 3092 individuos de *P. martinezii* en la región de Tlatlauquitepec, Puebla, con plantas originadas de una mezcla de semillas colectadas de árboles al azar de poblaciones específicas.

Palabras clave: *Picea sp.*, cambio climático, conservación genética *ex situ*, especies amenazadas, migración asistida, tamaño de población genéticamente viable.

SUMMARY

Picea mexicana Martínez, *P. chihuahuana* Martínez and *P. martinezii* Patterson are endangered species endemic to México. A synthesis of their status and a management proposal for their *in situ* and *ex situ* conservation are presented, based in the genetic structure and diversity of their populations, and on the predicted future distribution of suitable climatic habitat (years 2030, 2060 and 2090; averaging Canadian, Hadley and Fluid Dynamic models. Emission scenarios A and B). For *in situ* conservation we propose the protection, the increase of genetic diversity and the expansion of the only three populations of *P. mexi-*

cana, the only four of *P. martinezii* and eight designed as priority of the 40 populations of *P. chihuahuana*, by planting individuals originated of seed collected in different populations, aiming to achieve a genetically viable minimum population size (between 1035 and 3836 individuals). For *ex situ* conservation we suggest the establishment of populations at sites outside the natural distribution range, where the suitable climatic habitat for each species is predicted to occur, with at least 3606 individuals of *P. mexicana* in the volcano Cofre de Perote, Veracruz; 2431 individuals of *P. chihuahuana* in the municipality of Guanaceví, Durango; and 3092 individuals of *P. martinezii* in the region of Tlatlauquitepec, Puebla, with seedlings originated from a seed mix of randomly selected trees collected at specific stands.

Index words: *Picea sp.*, assisted migration, climatic change, endangered species, *ex situ* genetic conservation, genetically viable population size.

INTRODUCCIÓN

El género *Picea* (Pinaceae) incluye alrededor de 35 especies, de las cuales la mayoría se distribuyen en Eurasia y aproximadamente 25 % en América del Norte, en un hábitat de tipo boreal (Bousquet *et al.*, 2007). *Picea mexicana* Martínez, *P. chihuahuana* Martínez y *P. martinezii* Patterson son especies endémicas de México que representan, junto con *P. morrisonicola* Hayata (en Taiwán), la distribución más sureña de todo el género (Ledig *et al.*, 2000b). Las tres especies de picea que se distribuyen en México se consideran especies raras, relictos de la última glaciación, de distribución muy restringida y en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010). Este estatus se debe a la elevada fragmentación y aislamiento, en algunos casos altos niveles de endogamia, bajas tasas de reproducción y de reclutamiento de sus poblaciones (Conifer Specialist Group, 1998a,b; Ledig *et al.*, 2000b).

Además, muchas de sus poblaciones están sujetas al impacto negativo de actividades humanas (tala clandestina, sobrepastoreo e incendios provocados) (Ledig *et al.*, 2000b). A todo

esto es necesario agregar el impacto del cambio climático sobre el hábitat climático propicio de estas especies, el cual se reducirá drásticamente (en el caso de *P. chihuahuana*) o desaparecerá por completo (en el caso de *P. mexicana* y *P. martinezii*) en las próximas décadas (Ledig *et al.*, 2010). En al menos una población de *P. chihuahuana* se ha demostrado erosión genética (Wehenkel y Sáenz-Romero, 2012). Al respecto, Ledig *et al.* (2010) afirmaron que “estas tres especies representan un caso emblemático de los enormes retos que México deberá asumir al implementar planes de manejo para prevenir la extinción de especies forestales amenazadas en un contexto de cambio climático”.

Aunque se han hecho estudios de la estructura genética de varias de sus poblaciones (Ledig *et al.*, 1997, 2000 a, b, 2002; Wehenkel y Sáenz-Romero, 2012), no se cuenta con un documento que integre la información genética disponible de las tres especies y que proponga acciones de manejo concretas para su conservación, con base en información de la diversidad y estructura genética de las poblaciones. En este trabajo se presenta una integración y síntesis de la situación de estas tres especies, así como una propuesta de manejo para su conservación, con base en: (a) la estructura genética y algunos datos demográficos de las poblaciones estudiadas, y (b) las predicciones de la distribución geográfica del hábitat climático propicio estimado por Ledig *et al.* (2010) para clima contemporáneo y futuro (décadas centradas en los años 2030, 2060 y 2090; con estimaciones de consenso entre tres modelos de circulación global y sus combinaciones con dos escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero: Canadiense A2 y B1, Hadley A2 y B2, Geofísica de Fluidos A2 y B1).

SITUACIÓN DE LAS ESPECIES

Picea mexicana

Esta especie se encuentra restringida a la zona subalpina entre los 3350 y 3550 msnm y tiene sólo tres poblaciones

conocidas, con alrededor de 48,527 individuos en total, de los cuales 13,400 son árboles adultos (Flores-López *et al.*, 2005; Flores-López, Com. pers.¹) (Cuadro 1). Dos poblaciones se ubican en los dos picos más altos de la Sierra Madre Oriental situados, a 5 km de distancia entre sí, en los límites de los estados de Coahuila y Nuevo León: Sierra la Marta y Sierra Coahuilón. La tercera población se ubica en el Cerro Mohinora, el pico más alto de la Sierra Madre Occidental en el estado de Chihuahua, a 676 km de distancia de las dos poblaciones anteriores (Ledig *et al.*, 2000b) (Figuras 1 y 2).

A pesar de su distribución tan fragmentada y restringida, en un análisis de variación isoenzimática, en el que se evaluaron 18 loci de 12 sistemas enzimáticos con tamaños de muestra de 22 a 36 árboles/población (individuos colectados usualmente distantes entre sí de 40 a 50 m, ocasionalmente a 10 m por falta de conos de otros más distantes), se encontró que sus poblaciones aparentemente no sufren de endogamia ($F_{IS} = -0.107$), tienen una diversidad genética aceptable, con una heterocigosidad observada más alta que la esperada ($H_o = 0.136$, $H_e = 0.125$) (Ledig *et al.*, 2002). Se encontró un valor de $F_{ST} = 0.069$ y distancias genéticas (D) de 0.001 a 0.019, que indican diferenciación genética baja a moderada entre las tres poblaciones, a pesar de la gran distancia que separa a las dos poblaciones de la Sierra Madre Oriental de la población en la Sierra Madre Occidental.

Con base en los resultados isoenzimáticos, se concluye que *P. mexicana* no ha entrado en un vórtice de extinción y que a pesar de tener sólo tres poblaciones, es genéticamente viable (Ledig *et al.*, 2002). Sin embargo, Flores-López *et al.* (2005) analizaron varios indicadores reproductivos de conos y semillas para esta especie en dos años consecutivos (n = 10 a 18 árboles/población), y concluyeron que las tres poblaciones tienen valores altos de proporción de semillas vanas (0.46) (en relación a un potencial de producción de semilla

¹Flores-López C. (2014) Líneas para la conservación de los recursos genéticos de *Picea mexicana* Martínez y *Picea martinezii* Patterson. Tesis Doctor en Ciencias Forestales. Facultad de Forestal y Agronomía, Centro de Estudios Forestales, Universidad de Pinar Del Río. República de Cuba. 90 p.

Cuadro 1. Parámetros poblacionales, genéticos y reproductivos de las tres poblaciones de *Picea mexicana* (basado en Ledig *et al.*, 2002; Flores-López *et al.*, 2005; Flores-López, Com. pers.¹).

Localidad	S	A	P	Total	D	P/A	H _e	H _o	IE	ER	N _e	PR
Cerro Mohinora	11	1330	2261	3591	318	1.7	0.130	0.124	0.82	19.3	3790	8118
Sierra La Marta	33	4710	24021	28731	871	5.1	0.129	0.147	0.73	36.1	3753	0
Sierra Coahuilón	88	7366	8839	16205	185	1.2	0.117	0.137	0.84	15.7	3312	0
Promedio					458	2.7	0.125		0.79	23.7	3606	

S = superficie (ha); A = individuos ≥ 15 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP), que se asumen como individuos adultos; P = individuos < 15 cm de DAP, que se asumen como juveniles; D = densidad (número de árboles y plántulas ha⁻¹); P/A = proporción plántulas/árboles; H_e = diversidad genética estimada con isoenzimas; H_o = heterocigosidad observada; IE = índice de endogamia = (proporción de semillas vanas)/(proporción de semillas desarrolladas), valores cercanos a 1 indican elevada endogamia, cercanos a cero ausencia de endogamia; ER = eficiencia reproductiva: [peso de semillas llenas (mg)] / [peso seco del cono (g)], valores elevados indican máxima eficiencia reproductiva, valores bajos indican pobre eficiencia reproductiva; N_e = tamaño efectivo de población genéticamente viable [estimado con base en H_e mediante la Ecuación 1]; PR = plántulas necesarias para la reforestación para alcanzar el N_e estimado (al considerar una sobrevivencia de 30 %) = (N_e - A) 3.3.

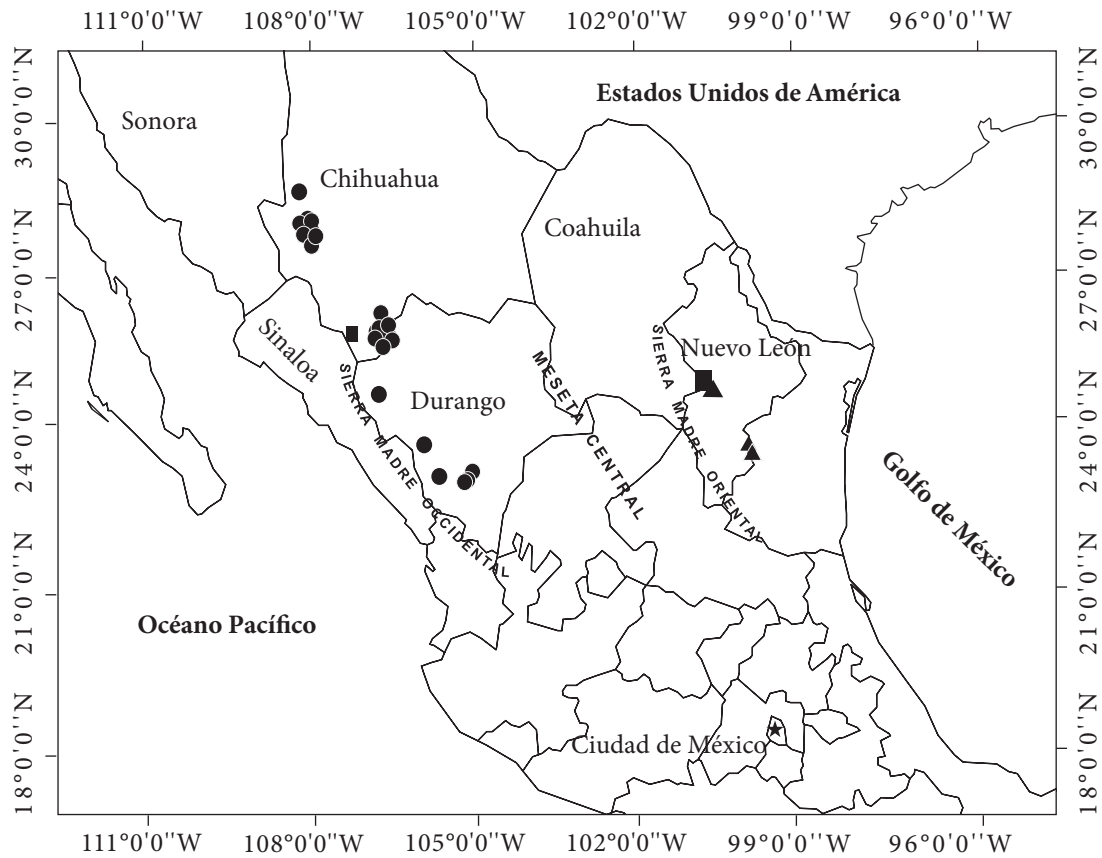


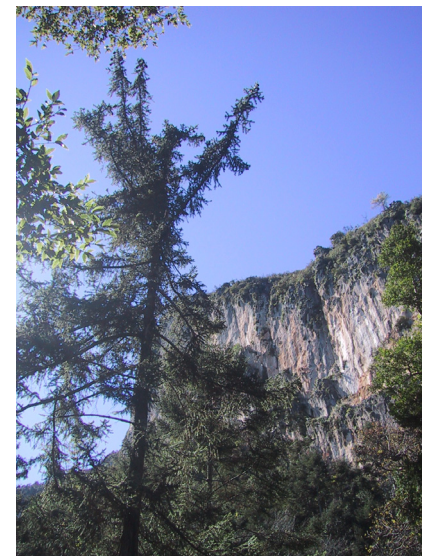
Figura 1. Ubicación de las poblaciones de *Picea mexicana* (■), *P. chihuahuana* (●) y *P. martinezii* (▲) (mapa basado en Ledig *et al.*, 2000b).



Picea mexicana Martínez



Picea chihuahuana Martínez



Picea martinezii Patterson

Figura 2. Especies de piceas mexicanas: *Picea mexicana* (Cerro Mohinora, Guadalupe y Calvo, Chihuahua); *P. chihuahuana* (Cerro de la Cruz, San Juanito, Chihuahua); *P. martinezii* (El Butano, Montemorelos, Nuevo León).

por cono de 102) y baja eficiencia reproductiva ($ER = 23.7$) (con relación a semillas llenas), lo cual es un indicador de endogamia ($IE = 0.79$) (Cuadro 1). Esta contradicción se explica por el hecho de que las isoenzimas son características neutrales o casi neutrales a la selección, mientras que los indicadores reproductivos tienen valor adaptativo.

Por otra parte, las proyecciones climáticas indican que el hábitat climático actual de esta especie se contraerá drásticamente para el año 2030, desaparecerá completamente en el 2060, pero reaparecerá en varios sitios del Eje Neovolcánico Transversal, a más de 700 km al sur de las localidades actuales (Ledig *et al.*, 2010). Al restringirse a la zona subalpina, los factores que ponen en serio peligro de extinción a esta especie son: (a) la falta de corredores biológicos por los cuales eventualmente pueda desplazarse a otras localidades con clima propicio, para evitar las elevadas temperaturas predichas debido al cambio climático; (b) el lapso de tiempo tan corto con el que cuenta para migrar de manera natural; (c) la baja capacidad reproductiva (proporción de semillas llenas, en relación al número potencial de semillas) (Flores-López *et al.*, 2005); (d) la ocurrencia de incendios forestales; y (e) la presión del pastoreo (Ledig *et al.*, 2002).

Picea chihuahuana

Se conocen 40 poblaciones de esta especie distribuidas en la porción norte de la Sierra Madre Occidental, en los estados de Chihuahua y Durango. Las poblaciones tienen una distribución fragmentada y se agrupan en tres regiones principales, con distancias entre regiones de aproximadamente 300 km. El grupo del norte incluye 23 poblaciones localizadas en Chihuahua; el grupo del centro 12 poblaciones en la frontera Durango-Chihuahua; y el grupo del sur cinco poblaciones en Durango (Ledig *et al.*, 2000b; Wehenkel y Sáenz-Romero, 2012) (Figuras 1 y 2). La elevación promedio de las poblaciones del norte es 350 m menor que en las del centro y sur, las cuales promedian 2675 msnm. El número total de individuos, sumando las poblaciones censadas, es de unos 43,000, que incluyen árboles adultos, jóvenes y renuevos (Ledig *et al.*, 2000b; Jaramillo-Correa *et al.*, 2006; Wehenkel y Sáenz-Romero, 2012). Sin embargo, de las 40 poblaciones, 24 (60 %) tienen menos de 500 individuos adultos, y de ellas cinco cuentan con menos de 50 individuos en total (árboles adultos y jóvenes).

En un estudio con isoenzimas en el que se analizaron 24 loci de 16 sistemas enzimáticos en 10 poblaciones ($n = 17$ a 36 árboles/población), se encontró escaso flujo génico entre poblaciones ($Nm = 0.76$) y una diferenciación genética considerable entre éstas ($F_{ST} = 0.248$; $D = 0.033$) (Ledig *et al.*, 1997). La estimación multilocus del cruzamiento (t_m) varió de 0 a 0.15 en diferentes poblaciones, lo cual indica que está ocurriendo una elevada autopolinización dentro

de las poblaciones. El valor estimado de $F_{IS} = 0.185$ indica que existe un importante nivel de endogamia dentro de algunas poblaciones, con deficiencia de heterocigotos [$(H_e = 0.093) > (H_o = 0.073)$].

Por otra parte, en un estudio con marcadores de ADN mitocondrial (ADNmt) y ADN de cloroplasto (ADNcp), realizado en 16 poblaciones: nueve del grupo geográfico norte, cuatro del grupo centro y tres del grupo sur ($n = 8$ a 10 árboles/población), Jaramillo-Correa *et al.* (2006) encontraron que las poblaciones son claramente distinguibles en dos grupos, debido a la distribución de un mitotipo común a las poblaciones del norte, y otro mitotipo común a las del centro-sur ($G_{ST} = 1$). También existen ocho clorotipos, sin un patrón de distribución geográfica pronunciado, pero con una diferenciación genética considerable entre sí ($G_{ST} = 0.362$). Además, las poblaciones del norte tienen mayor número de clorotipos (número de haplotipos = $nh = 3.22$) y mayor diversidad genética ($H = 0.58$) que las poblaciones del centro ($nh = 2.0$, $H = 0.3$) y sur ($nh = 1.66$, $H = 0.167$). Un patrón similar de disminución de la diversidad genética de norte a sur se encontró mediante marcadores AFLP (Quiñones-Pérez *et al.*, 2014).

Tanto el número de poblaciones (40) como la diversidad total de esta especie estimada con isoenzimas ($H = 0.093$), aunque bajas, indican que aún no ha entrado en un vórtice de extinción y que es genéticamente viable (Ledig *et al.*, 1997). No obstante, probablemente algunas poblaciones son vulnerables debido a su reducido tamaño, y serán aún más pequeñas si la alta proporción de semillas inviabiles dificulta el reclutamiento. Esto crea un círculo vicioso: la falta de reclutamiento disminuye el tamaño de la población (conforme los individuos de más edad mueren), lo que favorece mayor endogamia que se expresa en menor producción de semillas viables, lo cual de nueva cuenta dificulta el reclutamiento (Frankham *et al.*, 2002).

Una evidencia de tal tendencia es la población de San José de las Causas, una de las poblaciones más pequeñas del grupo sur, en la cual se encontró una significativa erosión genética registrada en una pérdida progresiva de alelos a través del tiempo, inferida al comparar la diversidad genética de individuos agrupados por intervalos de edades (Wehenkel y Sáenz-Romero, 2012). Otros factores que contribuyen a la disminución del tamaño de las poblaciones son el pastoreo, los incendios, las plagas y la tala clandestina (Ledig *et al.*, 1997, 2000b), así como el cambio climático proyectado para los próximos años (Ledig *et al.*, 2010).

Picea martinezii

Esta especie cuenta solo con cuatro poblaciones conocidas en el estado de Nuevo León, entre los 2250 y 2650 m de

altitud: Cañón el Butano (municipio de Montemorelos), La Tinaja (Municipio de Zaragoza), Cañada Puerto I y Agua Fría (municipio de Aramberri) (Ledig *et al.*, 2000b; Flores-López *et al.*, 2012) (Figuras 1 y 2). Solamente Cañón el Butano se encuentra dentro de una área natural protegida, el Parque Nacional Cumbres de Monterrey (CONABIO-CONANP, 2009).

De acuerdo con el censo más reciente, se estima que el total de individuos de la especie es de 22,979, de los cuales 6723 son árboles con diámetros mayores a 5 cm (que podrían considerarse adultos) y 16,256 son árboles con diámetros menores de 5 cm (Flores-López, Com. pers.¹) (Cuadro 5). De las tres especies mexicanas de piceas, *P. martinezii* es la que cuenta con el menor número de individuos totales (*P. mexicana*: 48,527; *P. chihuahuana*: 42,610).

En su estudio, Ledig *et al.* (2000a), analizaron 22 loci de 13 sistemas enzimáticos en las poblaciones de Cañón el Butano (n = 36 árboles muestreados) y La Tinaja (n = 18). Encontraron que *P. martinezii* presenta una de las más altas frecuencias de autofecundación (60 %) dentro de las coníferas y una diversidad genética ($H_e = 0.111$) más baja que el promedio para otras especies de piceas. Solamente *P. chihuahuana* tiene una diversidad genética más baja ($H_e = 0.093$). La diferenciación genética entre poblaciones (F_{ST}) fue del 2.4 %.

Por su parte, Flores-López *et al.* (2012) analizaron varios indicadores reproductivos en las cuatro poblaciones de esta especie (n = 8 a 13 árboles/población) y determinaron un potencial de producción de semillas por cono de 266 y una baja eficiencia de semillas llenas (6.8 %, en promedio). Se determinó también que existe una excesiva pérdida de semillas por óvulos abortados (72 %), óvulos rudimentarios (1 %) y semillas vanas (20 %), lo cual debe estar asociado al reducido número de individuos adultos en las poblaciones, la escasa polinización y la elevada endogamia ($IE = 0.75$) (Cuadro 5).

Según los estudios del sistema de apareamiento y de indicadores reproductivos de *P. martinezii*, la baja fecundidad es producto de la alta endogamia, que a su vez es producto del pequeño tamaño poblacional; esto aunado a una baja viabilidad de sus semillas probablemente colocan a esta especie en un vórtice de extinción (Frankham *et al.*, 2002). La Unión Internacional para la Conservación considera a *P. martinezii* en peligro crítico de extinción (Conifer Specialist Group, 1998b). Esta especie podría desaparecer por catástrofes naturales y factores que afectan la producción de semillas y la regeneración de plántulas (Ledig *et al.*, 2000b), así como por la desaparición de su hábitat climático natural proyectada para las próximas décadas por Ledig *et al.* (2010).

PROPUESTA DE MANEJO

Conservación *in situ*

Protección contra tala ilegal, pastoreo, incendios y control de plagas y enfermedades

Es necesario y urgente implementar acciones de conservación en las tres especies, más allá de la declaración oficial de su estatus de especies amenazadas de extinción bajo protección (SEMARNAT, 2010). Un primer paso esencial es reducir la pérdida de individuos debida al pastoreo, los incendios, la tala ilegal y prevenir y controlar los daños por plagas y enfermedades.

Una posibilidad sería convertir determinadas poblaciones en lo que en México se conoce como Unidades de Manejo y Conservación de Vida Silvestre (UMAs) (Gallina-Tessaro *et al.*, 2009), que consisten en áreas delimitadas para las cuales se cuenta con un plan de manejo aprobado por autoridades ambientales del gobierno federal. El plan de manejo busca conciliar actividades de uso que reditúen ingreso económico a los dueños y poseedores de los terrenos, pero que también contribuyan a la conservación. Las actividades permitidas pueden ser colecta de semillas, producción de planta en vivero, reforestación para la restauración ecológica, prevención y control de incendios y de ataques de plagas y enfermedades, establecimiento y mantenimiento de cercos contra el ganado. Con estas actividades es posible recibir subsidios federales (de la Comisión Nacional Forestal, por ejemplo) por su efecto positivo en la conservación de la biodiversidad, captura de carbono, cosecha de agua y el desarrollo forestal comunitario.

Además de la modalidad de UMAs, podrían incluirse poblaciones naturales como parte de Áreas Prioritarias para la Conservación de la Biodiversidad, que es una modalidad impulsada por la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), particularmente cuando las poblaciones de *Picea* pudieran estar asociadas (principalmente en Durango y Chihuahua) a otras especies de distribución restringida, raras, bajo protección especial o amenazadas, como pudieran ser: *Abies duranguensis* Martínez, *Populus tremuloides* Michx. (en estos estados están las poblaciones naturales de distribución sureña más extrema), *Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco, *Prunus serotina* Ehrh. y *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. En tales esfuerzos es indispensable involucrar en el manejo a las comunidades locales.

Una actividad económicamente rentable pero controversial por sus potenciales efectos negativos en la conservación, debido a su impacto ecológico *in situ*, es el ecoturismo. Para

evitar los impactos negativos, la apertura de senderos y sitios de hospedaje y venta de alimentos deben ir acompañados de medidas de mitigación de sus impactos ambientales (recolección y tratamiento de basura, remediación de las alteraciones del drenaje natural por los caminos, etc.), y de programas de participación social y de cultura ambiental-forestal. De lo contrario, sería cuestionable el impulso de tales actividades.

Ya han transcurrido 30 años desde que se identificó a las poblaciones de piceas mexicanas como de enorme importancia para la conservación, y además se propusieron medidas concretas para su protección legal, manejo y conservación (Narváez-Flores *et al.*, 1983; Müller-Using y Alanis, 1984; Sánchez-Córdoba, 1984). En nuestra opinión, en ese lapso no se ha logrado llevar a cabo un manejo integral suficientemente exitoso para su conservación (al menos así lo indica el deterioro de las poblaciones). Por lo anterior, sería ingenuo pensar que las actividades de conservación mejorarán substancialmente en el futuro si no se generan nuevas fuentes importantes de financiamiento para las actividades de conservación, que adicionalmente incluyan la educación ambiental y alternativas productivas para los pobladores locales que les permitan diversificar sus fuentes de ingreso.

Incremento de la diversidad genética

Además de la conservación de las poblaciones en el sentido demográfico (*e.g.*, número de individuos adultos y juveniles), es necesario conservar y de ser posible incrementar la diversidad genética dentro de poblaciones, sin inducir desadaptación por exogamia (depresión del desempeño por cruzamiento con individuos genéticamente muy diferentes, usualmente originados de sitios alejados y adaptados a condiciones ambientales muy diferentes) (Frankham *et al.*, 2002).

Si no es posible proteger todas las poblaciones por razones económicas, es necesario dar prioridad a la conservación de las que cumplan uno o más de los siguientes criterios (Millar y Libby, 1991; Crandall *et al.*, 2000), en aproximado orden de prioridad: (a) mayor diversidad genética (en casos especiales también si contiene alelos o haplotipos únicos); (b) mayor número de individuos, puesto que la pérdida de diversidad genética es más lenta en poblaciones grandes; (c) poblaciones que junto con un reducido grupo de otras poblaciones, represente la diversidad ambiental ocupada por la especie, lo que eventualmente permitiría capturar la diversidad genética que contenga la mayor parte de su potencial adaptativo.

Las combinaciones de tales criterios pueden tener grados de prioridad. Una posibilidad sería: 1) población de máxima prioridad (p1), que cumpla con los tres criterios o sea

una de las pocas poblaciones existentes de la especie; 2) población prioritaria (p2), que cumpla con el criterio (a) o (b) o cualquier combinación de dos criterios; 3) población de prioridad intermedia (p3), que cumpla con el criterio (c); 4) población de baja prioridad (p4), que no cumpla con ninguno de los criterios enunciados.

Una vez seleccionadas las poblaciones de mayor prioridad para la conservación, sería recomendable realizar acciones para prevenir y en su caso disminuir la endogamia, como el promover el cruzamiento entre individuos dentro y entre poblaciones cercanas. Esto se podría lograr colectando semilla, produciendo planta en vivero y plantando en poblaciones cercanas a las de origen de la semilla (trasplantes recíprocos entre poblaciones cercanas).

Un inconveniente de estas acciones es que el intercambio genético ocurrirá hasta que los individuos plantados lleguen a la edad adulta y produzcan polen. El periodo de espera hasta alcanzar la edad adulta puede considerarse inaceptablemente largo, si se considera que el cambio climático está induciendo un desfase entre las poblaciones naturales y el clima que les es propicio (Sáenz-Romero *et al.*, 2010). A su vez, ese desfase está provocando una declinación forestal (defoliación y debilitamiento de los individuos, que son fácilmente atacados por plagas y enfermedades que causan la muerte de individuos) (Allen *et al.*, 2010; Rehfeldt *et al.*, 2012). Esta declinación está ocurriendo particularmente en el límite inferior altitudinal del rango de distribución de las especies, o en el límite sur en el caso del hemisferio norte (Allen *et al.*, 2010).

Una manera de acelerar el intercambio genético sería coleccionar polen y realizar cruces controladas en poblaciones cercanas pero diferentes a las del origen del polen. Esto desde luego es costoso y técnicamente complicado (Ledig, 2012). Es importante enfatizar que parte de la colecta de semillas y de polen podría realizarse en poblaciones para las que no existan suficientes recursos económicos para su conservación a largo plazo, plantar los individuos originados de semilla colectada en esas poblaciones, y realizar las cruces controladas en aquellas poblaciones que sean designadas como prioritarias para la conservación. Dicho en otras palabras, tal vez con crudeza, es necesario tomar la decisión de cuáles poblaciones podrían ser conservadas en el largo plazo, pero en lo posible incluir en ellas parte de la diversidad genética de poblaciones para las que no hay recursos económicos para conservarlas, y las cuales eventualmente se perderán.

Tamaño mínimo de población genética y demográficamente viable

Las Unidades de Conservación de Recursos Genéticos Forestales (UCRGF) son poblaciones naturales manejadas con

la prioridad de mantener la variación genética natural, con un tamaño suficientemente grande para permitir la acción de las fuerzas naturales que moldean la estructura genética de las poblaciones (selección natural, mutación, migración y deriva génica) (Ledig, 1988). Ello requiere que las UCRGF al menos sean del tamaño mínimo de una población genéticamente viable (TMPGV) (Sáenz-Romero *et al.*, 2003). El TMPGV requiere a su vez mantener una diversidad genética dada (cuantificada como heterocigosidad esperada, H_e), al asumir una determinada tasa de mutación (que en este caso es de 10^{-5}). Para estimar el TMPGV en las tres especies de *Picea* para establecer UCRGF, a partir de los datos usados por Millar y Libby (1991) para estimar TMPGV para varias coníferas, se derivó la siguiente ecuación de regresión lineal ($R^2 = 0.99$, $P < 0.0001$; Viveros-Viveros *et al.*, 2010):

$$N_e = -984.58 + (36723 H_e) \quad (\text{Ec. 1})$$

donde: N_e es el tamaño de población genéticamente viable conformada por adultos en edad reproductiva (población efectiva), y H_e es la diversidad genética o heterocigosidad esperada.

Un concepto similar al TMPGV es el de tamaño mínimo de población demográficamente viable (TMPDV). Para estimarlo se requieren parámetros demográficos tales como número de individuos, la proporción o índice de nacimientos y de muertes, y la estructura de edades (Shaffer, 1981; Ewens *et al.*, 1987). No se dispone de tal información para las poblaciones estudiadas, excepto la proporción plántulas/árboles (P/A): 2.7, 0.6 y 2.6 para *P. mexicana*, *P. chihuahuana* y *P. martinezii*, respectivamente (Cuadros 1, 3 y 5), las cuales son proporciones bajas, en contraste con *Picea rubens* cuya P/A es de 13 (Burns y Honkala, 1990).

La observación experimental de extinción de poblaciones pequeñas de *Drosophila melanogaster* Meigen en cautiverio, y los registros de extinción de especies de aves en islas, permiten afirmar que el TMPDV es mucho menor que el TMPGV (Frankham *et al.*, 2002). Por tanto, si en los programas de conservación se realiza manejo encaminado a preservar un TMPGV, es altamente posible que estén satisfechas las necesidades para mantener una población demográficamente viable.

Selección de poblaciones prioritarias y estimación de su tamaño mínimo genéticamente viable

A continuación se hace una propuesta de poblaciones naturales que deben considerarse prioritarias para la conservación para cada una de las tres especies de *Picea*, y su correspondiente TMPGV se estima al aplicar la Ecuación 1 con datos de estimaciones previas de heterocigosidad espe-

rada de estas especies (Ledig *et al.*, 1997, 2000a, 2002). El objetivo es determinar la magnitud de las reforestaciones necesarias para que las poblaciones actuales alcancen el TMPGV, cuando una población natural prioritaria para la conservación no alcance tal tamaño.

Lo anterior en realidad conduce a una subestimación del tamaño poblacional mínimo necesario, debido a que el concepto teórico de N_e supone una contribución gamética (aportación de alelos de un individuo a la siguiente generación, mediante donación de polen u óvulos viables) homogénea de los individuos miembros de la N_e . Sin embargo, ello no sucede en la práctica ya que usualmente los individuos en edad reproductiva tienen una aportación gamética sumamente desigual entre sí (Frankham *et al.*, 2002), como se ha demostrado en huertos semilleros de especies forestales (Moriguchi *et al.*, 2010). Esto se traduce en la necesidad de que el número de individuos reproductores deba ser mayor al N_e , en una proporción que se desconoce para las tres especies que nos ocupan. Otro aspecto a considerar es la mortalidad que ocurre en cualquier reforestación, que para México se ha estimado (de manera general) en 70 % (Sáenz-Romero *et al.*, 2003). Por tanto, para alcanzar el tamaño mínimo de población genéticamente viable (N_e) debe plantarse al menos una cantidad equivalente a $N_e \times 3.3$.

Picea mexicana

En esta especie es indispensable conservar las únicas tres poblaciones existentes para reducir los riesgos de extinción. Es decir, todas tendrían la máxima prioridad. Según la Ecuación 1, se necesita un TMPGV de 3790, 3753 y 3312 individuos en el Cerro Mohinora, Sierra la Marta y Sierra Coahuilón, respectivamente, para mantener las respectivas diversidades genéticas (H_e) de 0.130, 0.129 y 0.117 estimadas por Ledig *et al.* (2002) (Cuadro 1).

Con excepción de Cerro Mohinora, las otras dos poblaciones tenían (en el censo realizado por Ledig *et al.*, 2002) más individuos con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 15 cm (que podrían considerarse con capacidad reproductiva) que el valor estimado de N_e (Cuadro 1). Por ello, los esfuerzos deben centrarse en Cerro Mohinora, donde habría que plantar la diferencia entre N_e y los individuos presumiblemente adultos multiplicada por el factor de 3.3: $(3790 - 1330) \times 3.3 = 8118$ (Cuadro 1).

Lo anterior sería lo mínimo a realizar. Sin embargo, el elevado índice de endogamia (Cuadro 1) indica que es necesario reducir la endogamia presumiblemente acumulada, mediante el aumento de la diversidad genética, lo cual se lograría incrementando el tamaño poblacional con genotipos provenientes de otras localidades. Al considerar la cercanía entre las poblaciones de Sierra la Marta y Sierra Coahuilón

(5 km de distancia; ambas en la Sierra Madre Oriental; 30 m de diferencia altitudinal), sería razonable descartar de adaptación por exogamia. Por ello, podrían plantarse de manera recíproca genotipos provenientes de ambas poblaciones.

No obstante, el incremento de la diversidad en la población aislada de Cerro Mohinora (Sierra Madre Occidental) con plantas de semilla originada de las otras dos poblaciones (Sierra la Marta y Sierra Coahuilón, distantes 676 km, diferencia altitudinal de 300 m, aunque con poca diferencia latitudinal de 0° 46' 15" N), implicaría un riesgo potencial de desadaptación por exogamia. Aquí se plantea un dilema de manejo: ¿Qué puede causar mayor daño a la viabilidad genética de la población?: (a) ¿La continuidad y posible mayor acumulación de la endogamia, pero mantener una posible adaptación climática local?, o bien, (b) ¿La disminución de la endogamia, mediante aumento de la diversidad genética, pero con genotipos que potencialmente causen desadaptación climática por exogamia? No se tiene la respuesta, en parte por la ausencia de ensayos de procedencia.

Al tomar en cuenta la amenaza adicional del cambio climático, probablemente es necesario tomar riesgos mayores, con una estrategia más liberal, que permita intercambiar genotipos entre las poblaciones de ambas Sierras, con la idea de al menos disminuir la endogamia, y aportar variabilidad genética a partir de la cual es de esperarse operará la selección natural. Al expandir las poblaciones con genotipos de otras poblaciones, cuando el terreno lo permita, los individuos deberán plantarse preferentemente en el borde de mayor altitud (y conservando preferentemente la exposición norte) para con ello favorecer la dispersión natural en esa dirección.

Picea chihuahuana

La selección de las poblaciones prioritarias de *P. chihuahuana* se basó en los tres criterios desarrollados previamente (diversidad genética y alelos o haplotipos únicos, tamaño poblacional, y ubicación geográfica). Debido a la falta de estudios de diversidad genética y de parámetros

reproductivos en la totalidad de las poblaciones de esta especie, podrían estarse omitiendo poblaciones que cumplen con los criterios para priorizar su conservación.

Se recomienda la protección de al menos ocho de las 40 poblaciones: tres en el grupo del norte, tres en el grupo del centro y dos en el grupo del sur. Las poblaciones necesarias para conservar los ocho haplotipos identificados en el ADNcp (Jaramillo-Correa *et al.*, 2006) (Cuadro 2), así como la mayoría de la diversidad isoenzimática identificada por Ledig *et al.* (1997), son: Arroyo Ancho, El Realito, Río Vinihueachi, Arroyo del Infierno y Arroyo de la Pista (las tres primeras del grupo norte y las dos últimas del sur), por lo que estas poblaciones deben incluirse entre las ocho recomendadas.

No obstante, debe tenerse en cuenta que, de acuerdo al censo realizado por Ledig *et al.* (2000b), solo Río Vinihueachi figura entre las localidades de mayor número de individuos y ninguna pertenece al grupo del centro. Por lo anterior, en esta región se sugiere incluir las poblaciones de Arroyo de los Ángeles, Piedra Rayada y Arroyo del Indio Ignacio, que aunque no tienen una diversidad genética elevada, cuentan con el mayor número de individuos y densidad de arbolado. En conjunto, las ocho poblaciones mencionadas albergan aproximadamente la mitad de los individuos contabilizados para toda la especie e incluyen la mayor parte de la diversidad genética conocida en todo el rango de distribución geográfica (Cuadro 3).

El número mínimo de plantas a establecer para que las poblaciones alcancen el TMPGV, en aquellas poblaciones en las que se cuenta con una estimación de heterocigosidad y por tanto de N_e , se indican en el Cuadro 3. Sin embargo, la elevada endogamia observada por Ledig *et al.* (1997) así como los tamaños pequeños de población en la mayoría de las localidades a conservar, indican que es necesario favorecer el flujo génico dentro y entre poblaciones e incrementar el tamaño y la densidad de población para elevar la diversidad genética, preferentemente excediendo el TMPGV.

Se sugiere incrementar la densidad de estas poblaciones a 190

Cuadro 2. Poblaciones necesarias para la conservación de los ocho haplotipos del ADNcp identificados en *Picea chihuahuana* (basado en Jaramillo-Correa *et al.*, 2006).

Población	Grupo	He	Haplotipos [†]							
			I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Arroyo Ancho	Norte	0.58	x		x	x				x
El Realito	Norte	0.64		x	x	x			x	
Río Vinihueachi	Norte	0.70	x		x	x	x			
Arroyo del Infierno	Sur	0.18			x				x	

He = diversidad genética; [†] La x denota la presencia del haplotipo en la población.

Cuadro 3. Poblaciones de *Picea chihuahuana* prioritarias para la conservación con base en los criterios de diversidad genética de la población, el número de individuos totales y la ubicación geográfica (basado en Ledig *et al.*, 1997, 2000; Jaramillo-Correa *et al.*, 2006).

Localidad	S	A	P	Total	D	P/A	H_e		N_e	PC	PR
							I	C			
Norte											
1 Río Vinihueachi	45	1785	1579	3364	35	0.89	0.131	0.70	3826	p1	6735
2 El Realito	5	587	210	797	148	0.36	0.127	0.64	3680	p2	10207
3 Arroyo Ancho	10	127	8	135	14	0.06	0.115	0.58	3239	p2	10269
Centro											
4 Arroyo de Ángeles	37	2507	3498	6005	161	1.40	-	-	-	p2	nes
5 Arroyo del Indio Ignacio	32	2628	1522	4150	130	0.58	0.080	0	1953	p2	0
6 Piedra Rayada	30	3564	1982	5546	188	0.56	-	-	-	p2	nes
Sur											
7 Arroyo de la Pista	22	919	489	1408	63	0.53	0.114	0.32	3202	p2	7534
8 Arroyo del Infierno	13	148	133	281	22	0.90	0.055	0.18	1035	p2	2927
Promedio	24	1533	1178	2711	95	0.66	0.104	0.40			

A = número de árboles ≥ 2 m de altura; P = número de plántulas < 2 m de altura; diversidad genética medida con isoenzimas (I) o ADN de cloroplasto (C); PC = prioridad para la conservación: de máxima prioridad (p1), prioritaria (p2); nes = no estimado (heterocigosidad no disponible, por lo que no se estimó N_e ni PR); P/A = proporción plántulas/árboles; PR = plántulas necesarias para la reforestación para alcanzar el N_e estimado (al considerar una sobrevivencia de 30 %) = $(N_e - A) / 3.3$; S, D, H_e y N_e tal como se definen en Cuadro 1.

árboles ha^{-1} (para igualar a la de Piedra Rayada, la población de mayor densidad de arbolado), con una mezcla de plántulas originadas de semilla local y de otras poblaciones dentro de la misma región (norte, centro o sur), a fin de evitar riesgos por posible depresión exogámica (Jaramillo-Correa *et al.*, 2006). El Cuadro 4 muestra las poblaciones sugeridas como donadoras y receptoras de semillas o polen, para aumentar la diversidad genética y la captación de alelos locales y alelos raros.

Si bien la selección de poblaciones con base en la inclusión de alelos raros es un criterio válido porque pretende conservar alelos que de otra manera podrían perderse, debe reconocerse que los alelos raros se encuentran en frecuencias muy bajas, por lo que su contribución para incrementar la diversidad genética en el conjunto de poblaciones es cuestionable. Un criterio alternativo sería incrementar el tamaño y densidad de las poblaciones con base en un muestreo aleatorio (mediante colecta de semillas, polen o ambos) del mayor número de poblaciones posible (manteniendo el agrupamiento por región norte, centro y sur). Esto con la finalidad de buscar la máxima inclusión de diversidad genética en el conjunto de plantas introducidas.

Debe ponerse especial atención a las poblaciones de El Realito y Arroyo Ancho, las cuales figuran entre las de mayor diversidad isoenzimática y cuentan con alelos raros para

el ADNcp (Cuadro 2), a pesar de ser poblaciones pequeñas con bajos índices de regeneración (Cuadro 3). Una mención especial merece San José de las Causas, en donde se ha demostrado que ha sufrido erosión genética, y se compone de únicamente 120 individuos (Wehenkel y Sáenz-Romero, 2012). Si no se actúa es probable que la población se extinga. Para evitar tal pérdida, habría que hacer una plantación masiva (dentro y en los márgenes de esa población), de una mezcla de individuos originados de varias poblaciones de la región sur.

Picea martinezii

Con base en las estimaciones de heterocigosidad de las dos poblaciones estudiadas por Ledig *et al.* (2000a), La Tinaja ($H_e = 0.121$) y El Butano ($H_e = 0.101$), se estima que el tamaño mínimo de población genéticamente viable es de 3459 y 2724, respectivamente, mediante la Ecuación 1. De acuerdo con el último censo realizado por Flores-López (Com. pers.¹), el número de árboles es inferior al tamaño de N_e estimado para El Butano y muy inferior para La Tinaja. En el Cuadro 5 se indica el número de plantas sugeridas a plantar como mínimo en esas dos poblaciones. Notar que La Tinaja tiene solo 3 ha, por lo que parte de los casi 1000 individuos a plantar tendrían que establecerse en una superficie adyacente.

Las distancias entre las poblaciones de La Tinaja, Agua Fria y

Cuadro 4. Poblaciones de *Picea chihuahuana* sugeridas para implementar el flujo génico artificial con base en la estructura genética evaluada con isoenzimas (basado en Ledig *et al.*, 1997).

		Población receptora	Alelos a intercambiar
Grupo del norte			
Cerro de la Cruz [†]	1	Río Vinihueachi	ADH/2 ^{††}
	2	El Realito	ADH/2 ^{††} ; MNR-1/2; PGM-2/2
	3	Arroyo Ancho	ADH/2 ^{††} ; MNR-1/2
La Tinaja [†]	1	Río Vinihueachi	FEST/2 ^{††}
	2	El Realito	FEST/2 ^{††}
	3	Arroyo Ancho	FEST/2 ^{††}
Río Vinihueachi	1	El Realito	FEST/3 ^{††} ; FDP-2/2; MNR-1/2; PGM-2/1 ^{††} ; PGM-2/2
	2	Arroyo Ancho	FEST/3 ^{††} ; FDP-2/2; MNR-1/2; PGM-2/1 ^{††} ; PGM-2/4
El Realito	1	Arroyo Ancho	GOT-3/3; 6PG-1/2; PGM-2/4; SKD-1/3 ^{††}
	2	Río Vinihueachi	GOT-3/3; 6PG-1/2; SKD-1/3 ^{††}
Grupo del centro			
Arroyo del Indio Ignacio	1	Arroyo de los Ángeles	GOT-3/2 ^{††} ; MDH-2/2
	2	Piedra Rayada	GOT-3/2 ^{††} ; MDH-2/2
Grupo del sur			
Arroyo de la Pista	1	Arroyo del Infierno	ACO-1/2; FDP-2/2; MDH-2/2; MDH-4/2; PGM-2/3; PGM-2/4; SKD-1/2

[†] Poblaciones que cuentan con alelos raros, no consideradas para la conservación *in situ*; ^{††} Alelo raro encontrado sólo en la población donadora.

Cuadro 5. Parámetros poblacionales, genéticos y reproductivos de las cuatro poblaciones de *Picea martinezii* (basado en Ledig *et al.*, 2000a; Flores-López *et al.*, 2012; Flores-López, Com. pers.¹).

Población	S	DA	A	DP	P	Total	D	P/A	H _e	N _e	IE	PR
Agua Fría	35	99	3465	202	7070	10535	301	2.0	-	-	0.78	nes
Cañada Puerto I	15	41	615	214	3210	3825	255	5.2	-	-	0.67	nes
El Butano	20	10	2160	276	5520	7680	384	2.6	0.101	2724	0.74	1861
La Tinaja	3	16	483	152	456	939	313	0.9	0.121	3459	0.82	9820

DA = densidad de árboles (número de árboles con diámetros ≥ 5 cm de D_{1.30} ha⁻¹); A = número de árboles ≥ 5 cm de D_{1.30}; DP = densidad de plántulas (número de plántulas con diámetros < 5 cm de D_{1.30} ha⁻¹); P = número de plántulas con diámetros < 5 cm de D_{1.30}; S, D, P/A, H_e, N_e, IE y PR se definen en Cuadro 1; nes se define en Cuadro 3.

Cañada Puerto I van de 2.4 a 18.3 km aproximadamente, y las diferencias en altitud son de 305 a 700 m. Mientras que la distancia entre éstas y El Butano es de 132 a 146.7 km, con diferencias en altitud de 60 a 640 m y de 1° 9' 16" de latitud, aproximadamente. Si bien no se cuenta con ensayos de procedencia, Ledig *et al.* (2000a) determinaron que hay poca diferenciación genética para isoenzimas entre El Butano y La Tinaja, las dos poblaciones más alejadas. Por tanto, en principio se podría implementar el flujo génico (polen o semillas) entre las cuatro poblaciones.

Es extraordinariamente urgente tanto la protección de

las cuatro poblaciones conocidas, especialmente las que no están dentro de una ANP, como la propagación masiva y el intercambio génico entre poblaciones, para reducir la endogamia, ampliar la diversidad genética y expandir las poblaciones naturales en su sitio original, idealmente hacia una mayor altitud, especialmente La Tinaja.

Conservación *ex situ*

Los registros de polen indican que durante el Pleistoceno el género *Picea* se distribuía en Norteamérica tan al sur como el

Istmo de Tehuantepec (Clisby y Sears, 1955; Lozano-García *et al.*, 1993). Sin embargo, su hábitat se retrajo con el paulatino calentamiento durante el Holoceno (Ledig *et al.*, 1997). El hecho de que estas tres especies se localicen en sitios con características ambientales muy particulares a más de 700 km al norte de su distribución pasada, indica que históricamente no han podido mantenerse en un sitio y adaptarse a los cambios climáticos, y que quizá no puedan hacerlo durante el cambio climático actual (Ledig *et al.*, 2010), por lo que la migración asistida o colonización asistida jugará un papel muy importante en su conservación.

En esta sección se plantea como principal acción de conservación *ex situ* el establecimiento de poblaciones en sitios en los que las condiciones ambientales favorables para estas especies prevalecerán o reaparecerán en el futuro, de acuerdo con las predicciones de hábitat climático propicio para las tres especies, proyectadas para las décadas centradas en los años 2030, 2060 y 2090 (Ledig *et al.*, 2010; Ledig, 2012). Para el establecimiento de las poblaciones será necesario seleccionar las poblaciones, protegidas y no protegidas, que cuenten con muestras representativas de diversidad genética, o alelos locales o raros, que permitan conservar la mayor diversidad posible de cada especie. También es necesario contar con bancos de germoplasma que tengan las condiciones idóneas para el almacenamiento y conservación de semillas de las tres especies.

Picea mexicana

Las proyecciones (con una probabilidad de ocurrencia de la especie > 0.5) indican que el actual hábitat climático propicio para esta especie se contraerá drásticamente para el año 2030 y desaparecerá completamente para el 2060 en la región en donde crece actualmente. Sin embargo, si se hacen las proyecciones con una probabilidad de ocurrencia menos exigente (> 0.2), el hábitat climático propicio reaparece en varios sitios del Eje Neovolcánico Transversal, a más de 700 km de distancia al sur, pero a mayores altitudes que las poblaciones actuales: en los volcanes Nevado de Toluca, Tláloc, La Malinche, Popocatepetl, Iztaccihuatl, Cofre de Perote y Citlaltépetl (Ledig *et al.*, 2010). Se propone el establecimiento de al menos una población en el volcán Cofre de Perote en el que las condiciones climáticas aparecerán en el 2030 y se mantendrán hasta el 2090 (con una probabilidad de ocurrencia de > 0.2). Otros sitios posibles para el periodo 2060-2090 serían los volcanes Nevado de Toluca, Tláloc, La Malinche, Popocatepetl, Iztaccihuatl, y Citlaltépetl (Ledig *et al.*, 2010).

Se estima que el tamaño mínimo de población genéticamente viable para mantener la heterocigosidad esperada promedio ($H_e = 0.125$; Ledig *et al.*, 2002) es de 3606 individuos. El germoplasma necesario para la plantación provendría de

las únicas tres localidades actuales, principalmente de Sierra la Marta (la población de menor endogamia y mayor eficiencia reproductiva), además de emplear (idealmente) plántulas provenientes de la polinización controlada entre individuos de las tres poblaciones para elevar los niveles de diversidad genética.

Sería muy conveniente que la polinización controlada (Aitken y Whitlock, 2013) y la colecta de semillas se hagan a la brevedad, para asegurar semilla viable en bancos de germoplasma. A partir del valor estimado de $N_e = 3606$ y una densidad de población de 140 árboles ha^{-1} (similar a la de Sierra la Marta), la superficie requerida para la plantación es de 25.7 ha.

Picea chihuahuana

Ledig *et al.* (2010) estimaron que el hábitat climático propicio de esta especie se contraerá paulatinamente a partir del año 2030 hasta desaparecer completamente para el año 2060 en el centro de Chihuahua, que es donde se distribuye actualmente el mitotipo del norte. El hábitat climático para la especie permanecerá en la frontera de los estados de Durango-Chihuahua, la actual zona de distribución del grupo de poblaciones del centro. El mismo estudio de Ledig *et al.* (2010) proyecta nichos climáticos por separado para cada uno de los dos mitotipos identificados por Jaramillo-Correa *et al.* (2006), y sugiere considerar la conservación *ex situ* de ambos mitotipos por separado.

El nicho climático para el mitotipo del sur se mantendrá en áreas cada vez menores, hasta quedar en el año 2090 reducido a pequeñas áreas en la frontera Chihuahua-Durango y un área muy pequeña en el suroeste de Durango. En cambio, el hábitat climático del mitotipo norte desaparecerá completamente de su ubicación actual en el año 2060 y se desplazará a la ubicación actual del mitotipo sur, en la frontera Durango-Chihuahua.

Por tanto, el área prioritaria para la conservación *ex situ* sería la frontera Durango-Chihuahua, en donde se sugiere establecer por separado poblaciones con plántulas originadas de semilla colectada de todas las poblaciones de las regiones del norte y del sur de la distribución de la especie, preferentemente de las poblaciones estudiadas y con elevada diversidad genética. Los sitios de plantación de estas poblaciones estarían cercanos a la población Arroyo de los Ángeles, que es la más cercana a la zona en donde se predice el hábitat climático propicio para el mitotipo del norte en los años de 2060 a 2090 (Ledig *et al.*, 2010).

La población que represente al mitotipo del norte podría ser el resultado de una mezcla de planta originada de semillas de Río Vinihueachi, El Realito, Arroyo Ancho, Cerro

de la Cruz y La Tinaja, las cuales contienen gran parte de la diversidad isoenzimática del mitotipo norte. Se necesita un tamaño efectivo de población genéticamente viable de 2431 individuos para conservar la heterocigosidad promedio ($H_c = 0.093$) de estas poblaciones. Con base en el valor de $N_e = 2431$ y una densidad de población de 190 árboles ha^{-1} (similar a la de Piedra Rayada), la superficie requerida para la plantación sería de 12.8 ha.

Otra opción sería incorporar la mayor diversidad genética posible de la especie en la población natural de Arroyo de los Ángeles. Esto se podría lograr mediante la introducción de planta originada de semilla tanto de poblaciones del norte como del sur (en una estrategia liberal) o mediante la introducción de polen de las otras poblaciones para promover nuevas combinaciones genéticas y la acción de la selección natural. En la población Arroyo de los Ángeles se combinan las siguientes cualidades: es una de las poblaciones con mayor número de individuos en la región centro y está ubicada en la frontera Chihuahua-Durango, en donde se proyecta el hábitat climático futuro para esta especie.

Una recomendación importante es la de coleccionar polen o semillas de los árboles de mayor edad de esta especie (inferida a partir del diámetro), puesto que son los individuos con mayor diversidad genética de acuerdo con el estudio realizado por Wehenkel y Sáenz-Romero (2012).

Picea martinezii

De acuerdo con las proyecciones del hábitat climático propicio para *Picea martinezii* para los años 2060 y 2090 (Ledig *et al.*, 2010; Ledig, 2012), los sitios más adecuados para transferir individuos de *P. martinezii* con la finalidad de disminuir el riesgo de extinción por cambio climático, son: la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (límites de Michoacán y Estado de México), el área de La Marquesa (límites de Estado de México y Distrito Federal), los volcanes Nevado de Toluca y Tláloc (Estado de México), La Malinche (límites de Tlaxcala y Puebla), el Pico de Orizaba (Citlaltépetl) (límites de Veracruz y Puebla) y Cofre de Perote (Veracruz) (Ledig *et al.*, 2010).

Es interesante considerar que, de acuerdo con los modelos de predicción utilizados, el hábitat climático propicio para *Abies religiosa* Kunth Schltld. et Cham., especie en la que pasa el invierno la mariposa monarca (*Danaus plexippus* Linnaeus), desaparecerá por completo para el año 2090 en el área de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (Sáenz-Romero *et al.*, 2012), pero en esa misma región aparecerá el hábitat climático propicio para *P. marti-*

nezii a partir del año 2060.

Debido al número tan pequeño de poblaciones naturales de esta especie, es indispensable, y tal vez posible, proteger el total de los haplotipos de las diferentes poblaciones mediante acciones de migración asistida. Se sugiere producir individuos originados por semilla colectada en las cuatro poblaciones, para su establecimiento en las localidades en donde se predice habrá el hábitat climático propicio para esta especie en el futuro. Las poblaciones en su nuevo hábitat deben tener como mínimo el tamaño estimado de población genéticamente viable, que es de 3092 individuos (con base en el promedio de heterocigosidad de las dos poblaciones en las que se conoce ese parámetro, $H_c = 0.111$). Es prioritario establecer una población de *P. martinezii* en la región de Tlatlauquitepec, Puebla, ya que de manera consistente se ubica dentro del área predicha de hábitat climático propicio, en las proyecciones para los años 2030, 2060 y 2090.

CONCLUSIONES

En todas las poblaciones de *Picea mexicana*, de *P. martinezii* y en las de *P. chihuahuana* que sean seleccionadas como prioritarias para su conservación, es necesario revertir la endogamia acumulada mediante incremento de la diversidad genética de las poblaciones. Esto se puede lograr introduciendo nuevos genotipos, mediante plantación de individuos originados de semilla colectada en otras poblaciones, o mediante cruces controladas con polen de otras poblaciones.

Es necesario expandir el tamaño de la mayoría de las poblaciones mencionadas hasta que cada una alcance el tamaño mínimo de población genéticamente viable, o bien establecer una densidad de arbolado similar a la de la población con mayor número de individuos por hectárea. Es necesario establecer poblaciones genéticamente viables *ex situ*, en sitios en donde se predice ocurrirá el clima que les es propicio, lo cual ocurrirá fuera del rango de su distribución actual, debido al cambio climático. Esto es una medida indispensable para permitir que las tres especies puedan sobrevivir al cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo es una tarea auspiciada por el Grupo de Trabajo sobre Recursos Genéticos Forestales de la Comisión Forestal de América del Norte, FAO, ONU. Se agradece el financiamiento de la Coordinación de la Investigación Científica de la UMSNH, y valiosos comentarios de Tom Ledig, USDA-Forest Service y Universidad de California-Davis.

BIBLIOGRAFÍA

- Aitken S. N. and M. C. Whitlock (2013) Assisted gene flow to facilitate local adaptation to climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 44:367-388.
- Allen C. D., A. K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, M. Vennetier, T. Kizberger, A. Rigling, D. D. Breshears, E. H. Hogg, P. Gonzalez, R. Fensham, Z. Zhang, J. Castro, N. Demidova, J. H. Lim, G. Allard, S. W. Running, A. Semerci and N. Cobb (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684.
- Bousquet J., N. Isabel, B. Pelgas, J. Cottrell, D. Rungis and K. Ritland (2007) Spruce. In: *Genome Mapping and Molecular Breeding in Plants*, Volume 7, Forest Trees. C. Kole (ed.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp:93-114.
- Burns R. M. and B. H. Honkala (1990) *Silvics of North America*. Volume 1, Conifers. Agriculture Handbook 654. USDA, Forest Service, Washington, DC, USA. 692 p.
- Clisby K. H. and P. B. Sears (1955) Palynology in southern North America. Part III: Microfossil profiles under Mexico City correlated with the sedimentary profiles. *Geological Society of America Bulletin* 66:511-520.
- CONABIO-CONANP, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2009) Pinabete de Nuevo León (*Picea martinezii*). Fichas de especies mexicanas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México, D.F.
- Conifer Specialist Group (1998a) *Picea chihuahuana*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>. (Agosto 2011).
- Conifer Specialist Group (1998b) *Picea martinezii*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>. (Agosto 2011).
- Crandall K. A., O. R. P. Bininda-Emonds, G. M. Mace and R. K. Wayne (2000) Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 15:290-295.
- Ewens W. J., P. J. Brockwell, J. M. Gani and S. I. Resnick (1987) Minimum viable population size in the presence of catastrophes. In: *Viable populations for conservation*. M. E. Soulé (ed.). Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp:59-68.
- Flores-López C., G. Geada-López, C. J. López-Upton y E. López-Ramírez (2012) Producción de semillas e indicadores reproductivos en poblaciones naturales de *Picea martinezii* T. F. Patterson. *Revista Forestal Barcoia* 31:49-58.
- Flores-López C., J. López-Upton y J. J. Vargas-Hernández (2005) Indicadores reproductivos en poblaciones naturales de *Picea mexicana* Martínez. *Agrociencia* 39:117-126.
- Frankham R., J. D. Ballou and D. A. Briscoe (2002) *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 617 p.
- Gallina-Tessaro S. A., A. Hernández-Huerta, C. A. Delfin-Alfonso y A. González-Gallina (2009) Unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en México (UMA). Retos para su correcto funcionamiento. *Investigación Ambiental* 1:143-152.
- Jaramillo-Correa J., J. Beaulieu, F. T. Ledig and J. Bousquet (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.
- Ledig F. T. (1988) The conservation of diversity in forest trees. *Bioscience* 38:471-478.
- Ledig F. T. (2012) Climate change and conservation. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 8:57-74.
- Ledig F. T., B. Bermejo-Velázquez, P. D. Hodgskiss, D. R. Johnson, C. Flores-López and V. Jacob-Cervantes (2000a) The mating system and genetic diversity in Martínez spruce, an extremely rare endemic of México's Sierra Madre Oriental: an example of facultative selfing and survival in interglacial refugia. *Canadian Journal of Forest Research* 30:1156-1164.
- Ledig F. T., P. D. Hodgskiss and V. Jacob-Cervantes (2002) Genetic diversity, mating system, and conservation of a Mexican subalpine relict, *Picea mexicana* Martínez. *Conservation Genetics* 3:113-122.
- Ledig F. T., V. Jacob-Cervantes, P. D. Hodgskiss and T. Eguluz-Piedra (1997) Recent evolution and divergence among populations of a rare Mexican endemic, *Chihuahua spruce*, following Holocene climatic warming. *Evolution* 51:1815-1827.
- Ledig F. T., M. Mapula-Larreta, B. Bermejo-Velázquez, V. Reyes-Hernández, C. Flores-López and M. A. Capó-Arteaga (2000b) Locations of endangered spruce populations in Mexico and the demography of *Picea chihuahuana*. *Madroño* 47:71-78.
- Ledig F. T., G. E. Rehfeldt, C. Sáenz-Romero and C. Flores-López (2010) Projections of suitable habitat for rare species under global warming scenarios. *American Journal of Botany* 97:970-987.
- Lozano-García M. S., B. Ortega-Guerrero, M. Caballero-Miranda and J. Urrutia-Fucugauchi (1993) Late Pleistocene and Holocene paleoenvironments of Chalco Lake, central Mexico. *Quaternary Research* 40:332-342.
- Millar C. I. and W. J. Libby (1991) Strategies for conserving clinal, ecotypic, and disjunct population diversity in widespread species. In: *Genetics and Conservation of Rare Plants*. D. A. Falk and K. E. Holsinger (eds.). Oxford University Press, New York. pp:149-170.
- Moriguchi Y., Y. Yamazaki, H. Taira and Y. Tsumura (2010) Mating patterns in an indoor miniature *Cryptomeria japonica* seed orchard as revealed by microsatellite markers. *New Forests* 39:261-273.
- Müller-Using B. y G. Alanís (1984) Nuevos registros del pinabete de Chihuahua (*Picea chihuahuana* Martínez) en Nuevo León, propuesta para la protección legal de dos áreas de especial interés ecológico. In: *Memorias de la Reunión Regional de Ecología Norte*. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (ed.). Monterrey, Nuevo León, México, 25-27 abril 1984. pp:130-132.
- Narváez-Flores R., J. Sánchez-Córdoba y A. Olivas-Meza (1983) Distribución y población de *Picea chihuahuana*. Nota Técnica No. 6, PR-2. Centro de Investigaciones Forestales del Norte, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. 11 p.
- Quiñones-Pérez C. Z., S. L. Simental-Rodríguez, C. Sáenz-Romero, J. P. Jaramillo-Correa, and C. Wehenkel (2014). Spatial genetic structure in the very rare and species-rich *Picea chihuahuana* tree community (Mexico). *Silvae Genetica* 63:149-159
- Rehfeldt G. E., N. L. Crookston, C. Sáenz-Romero and E. M. Campbell (2012) North American vegetation model for land-use planning in a changing climate: A solution to large classification problems. *Ecological Applications* 22:119-141.
- Sáenz-Romero C., A. E. Snively and R. Lindig-Cisneros (2003) Conservation and restoration of pine forest genetic resources in Mexico. *Silvae Genetica* 52:233-236.
- Sáenz-Romero C., G. E. Rehfeldt, N. L. Crookston, P. Duval, R. St-Amant, J. Beaulieu and B. A. Richardson (2010) Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climatic Change* 102:595-623.
- Sáenz-Romero C., G. E. Rehfeldt, P. Duval and R. Lindig-Cisneros (2012) *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for monarch butterfly conservation in Mexico. *Forest Ecology and Management* 275:98-106.
- Sánchez-Córdoba J. (1984) *Picea chihuahuana*, una conífera en peligro de extinción. *Ciencia Forestal* 51:51-63.
- 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 (Segunda sección). pp:1-77.
- Shaffer M. L. (1981) Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31:131-34.
- Viveros-Viveros H., B. L. Tapia-Olivares, C. Sáenz-Romero, J. J. Vargas-Hernández, J. López-Upton, A. Santacruz-Varela y G. Ramírez-Valverde (2010) Variación isoenzimática de *Pinus hartwegii* Lindl. en un gradiente altitudinal en Michoacán, México. *Agrociencia* 44:723-733.
- Wehenkel C. and C. Sáenz-Romero (2012) Estimating genetic erosion using the example of *Picea chihuahuana* Martínez. *Tree Genetics & Genomes* 8:1085-1094.