



Diversidad, estructura y regeneración del bosque de *Abies religiosa* en una zona de hibernación de la mariposa monarca del centro de México

Diversity, structure, and regeneration of the *Abies religiosa* forest in a hibernation zone of monarch butterfly in central Mexico

Carmen Zepeda Gómez^{1*}, María Elena Estrada Zúñiga², Cristina Burrola Aguilar²,
Javier Manjarrez² y Laura White Olascoaga¹

¹ Universidad Autónoma del Estado de México. Facultad de Ciencias. Toluca, Estado de México, México.

² Universidad Autónoma del Estado de México. Facultad de Ciencias. Centro de Investigación en Recursos Bióticos. Toluca, Estado de México, México.

* Autora de correspondencia. zepedac@uaemex.mx

RESUMEN

Los bosques de *Abies* son uno de los ecosistemas más amenazados de México, los más extensos están en la Faja Volcánica Transmexicana y algunos constituyen el hábitat invernal de la mariposa monarca. Para determinar la diversidad, estructura y regeneración del bosque de oyamel de un área protegida donde arriba la mariposa monarca, se establecieron cuadrantes para tomar datos dasométricos y evaluar las poblaciones de los árboles y arbustos. Se identificaron 36 especies de plantas leñosas, la cobertura de muestreo estimada fue $\hat{C}_m = 99.7\%$. Asteraceae fue la familia más rica y predominante entre los brinzales, Pinaceae dominó entre los latizales y fustales. La flora presentó homogeneidad en su abundancia y un valor de Shannon-Weiner = 3.2. Los brinzales mostraron el mayor N0 y N1 de las series de Hill, y los fustales el menor N0 y el mayor N2. Las distribuciones por clases de altura y diámetro revelaron formas de J invertida para toda la flora y para las especies con mayor IVI. *Abies religiosa* presentó el mayor IVI y dominó en latizales y fustales, seguido de *Roldana angulifolia*, que dominó en brinzales. Tres estratos conforman la estructura vertical del bosque con distribución relativa de 60.4%. Del total de las especies, 64% mostró regeneración. El bosque de *A. religiosa* del Santuario Presa Corral de Piedra es un ecosistema maduro con tendencia de regeneración satisfactoria, pero necesita programas de conservación y gestión urgentes y priorizados que lo mantengan y favorezcan el arribo y permanencia invernal de la mariposa monarca.

PALABRAS CLAVE: bosque de oyamel, brinzales, clases de altura, eje volcánico transmexicano, estratos, índice de valor de importancia.

ABSTRACT

The *Abies* forest is one of the most threatened ecosystems in Mexico, the largest forests stands are in the Transmexican Volcanic Belt, and some constitute the winter habitat of the monarch butterfly. To determine the diversity, structure, and regeneration of the fir forest of a protected area where the monarch butterfly arrives, quadrats were established where dasometric data were collected and the populations of trees and shrubs evaluated. Thirty-six species of woody plants were identified, and the estimated sampling coverage was $\hat{C}_m = 99.7\%$. Asteraceae was the richest family and dominated among the thickets, Pinaceae dominated between the saplings and trunks. The flora showed homogeneity in species abundance and a Shannon-Weiner value of 3.2. The thickets showed the largest N0 and N1, and the trunks showed the smallest N0 and the largest N2 of the Hill series. The distribution by height and diameter classes revealed an inverted J shape for all flora and species with the highest IVI. *Abies religiosa* showed the highest IVI (35.2%) and dominated in saplings and trunks, followed by *Roldana angulifolia* (14.8%), which dominated in thickets. Three strata make up the vertical structure of the forest, with a relative distribution of 60.4%. 64% of the species showed evidence of regeneration. The *A. religiosa* forest studied is a mature ecosystem that shows a satisfactory regeneration trend, but it needs urgent and prioritized conservation and management programs that maintain it and favor the arrival and wintry permanence of the monarch butterfly.

KEYWORDS: fir forest, seedlings, height classes, Trans Mexican Volcanic Belt, strata, importance value index.

INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas forestales, los árboles, al ser los elementos más relevantes y mostrar características morfológicas y densidades específicas en los diferentes estados sucesionales, originan una estructura arbórea particular, por lo que su distribución espacial y la frecuencia de sus tamaños son buenos indicadores del estatus del ecosistema (del Río et al., 2003).

Un tipo especial de bosques templados de la República Mexicana es el bosque de *Abies* o también conocidos como bosque de oyamel. Estos ecosistemas se distribuyen en la zona ecológica templada subhúmeda de México, habitan entre 2400 m y 3600 m s.n.m. por lo que se consideran bosques de alta montaña (Sánchez-González et al., 2005; Rzedowski, 2016). Poseen un gran relevancia ecológica, económica y social debido a que conforman micrositios con características ecológicas muy específicas que permiten su participación en el ciclo de los nutrientes, la protección, estabilización y regulación de la temperatura, así como en la escorrentía del suelo, la recarga de mantos acuíferos y el suministro de agua (Hernández, 1985; Rzedowski, 2016).

Al mismo tiempo, los bosques de oyamel son el hábitat de una importante diversidad de organismos como hongos (Burrola-Aguilar et al., 2013; Rzedowski, 2016), briofitas (Gómez-Peralta y Wolf, 2001) y algunos grupos de vertebrados (Flores Vilella y Gerez, 1994). Además, aportan valiosos dividendos al sector industrial ya que se aprovechan, entre otras cosas, para la elaboración de pulpa para papel (Hernández, 1985), y desde el punto de vista social constituyen áreas notables de recreación y esparcimiento (Rzedowski, 2016).

A lo largo de su distribución, los bosques de *Abies* tienden a estar aislados y a confinarse en laderas de cerros o barrancas con microclimas especiales (Rzedowski, 2016). Estructuralmente son poco complejos, presentan estratos bien diferenciados que se modifican en asociación con gradientes de altitud, temperatura y características químicas del suelo, aunque la orientación, la pendiente y las actividades humanas son otras condiciones que también determinan su presencia y estructura (Ávila et al., 1994;

Ávila-Bello y López-Mata, 2001; Sánchez-González et al., 2005; Rzedowski, 2016; Hernández-Álvarez et al., 2021).

Aun cuando los bosques de *Abies* tienen alto valor ecológico, son uno de los ecosistemas mexicanos más amenazados; la deforestación, el cambio de uso de la tierra, los incendios, la contaminación, el cambio climático, las plagas y los usos forestales mal planificados han tenido un impacto negativo en su extensión, diversidad, estructura y estado de conservación (Ávila et al., 1994; Villers-Ruiz et al., 1998; Saavedra-Romero et al., 2003; Sáenz-Romero et al., 2012; Vidal et al., 2014). Desafortunadamente, la problemática que enfrentan también se observa en áreas naturales protegidas (Brower et al., 2002; González-Fernández et al., 2022). Actualmente, menos de 0.1% del territorio mexicano está cubierto por estos ecosistemas (Comisión Nacional Forestal [Conafor], 2012) y su futuro en el centro de México parece desalentador ya que se estima que el nicho climático que ocupan disminuirá rápidamente a lo largo del siglo XXI (Sáenz-Romero et al., 2012).

Las masas forestales de oyamel más extensas se ubican en la Faja Volcánica Transmexicana (FVT), en ellas predomina en el estrato arbóreo superior *Abies religiosa* (Sánchez-González et al., 2005; Rzedowski, 2016). Se estima que estos bosques reúnen una flora de 510 especies, 222 géneros y 76 familias (Sánchez-González et al., 2005), aunque cada fragmento de bosque tiende a ser florísticamente diferente, como consecuencia de las condiciones ambientales y la intervención humana (Sánchez-González et al., 2005; Sánchez-González et al., 2006). Las condiciones microclimáticas de una pequeña zona de esta área biogeográfica han permitido el arribo de cientos de mariposas monarca (*Danaus plexippus* L. 1758).

Se han identificado un poco más de 30 sitios de hibernación de la mariposa monarca que, cuando arriba, colectivamente cubre tan solo de 10 ha a quizás 25 ha de bosque (Brower et al., 2002). Algunas de estas zonas boscosas se consideran santuarios y han sido decretados como áreas de protección (Vidal et al., 2014; Rendón-Salinas et al., 2021). Uno de los santuarios de la mariposa monarca más sureños (Brower et al., 2002, Rendón-Salinas et al., 2021) se ubica en el área de protección Parque Estatal



Santuario de Agua Presa Corral de Piedra (SAPCP) (Martínez-Hernández et al., 2009). Las arboledas de oyamel de esta área natural han sido escasamente estudiadas desde el punto de vista florístico (Zepeda-Gómez et al., 2018) y menos aun estructuralmente, pero derivado de la presencia de *D. plexippus* se predice que estos bosques podrían mantener un buen estado de conservación y regeneración que permite la continuación del ciclo de vida de este emblemático lepidóptero. La información generada en este estudio permitirá conocer el estado del bosque del SAPCP y tener elementos para generar y aplicar estrategias de manejo y conservación acordes a las condiciones ecológicas y sociales de la zona, y que además permitan mantener el hábitat y el arribo de las mariposas monarca.

OBJETIVOS

En este trabajo se plantearon tres objetivos: (i) identificar la riqueza y diversidad de especies de árboles y arbustos en el bosque *Abies* del SAPCP, (ii) examinar la estructura del

bosque y los patrones de composición en términos de densidad, área basal y tamaños, y (iii) determinar los patrones generales de regeneración de las especies leñosas más abundantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el área natural protegida SAPCP, ubicada sobre el corredor biológico del Eje Volcánico Transmexicano, en las coordenadas 19°12'45" N y 99°57'17" W (Fig. 1). Junto con otras cinco áreas naturales protegidas del centro de México, el SAPCP forma parte del Área de Protección de Recursos Naturales Cuencas de los ríos Valle de Bravo, Malacatepec, Tilostoc y Temascaltepec, la cual es un área de conectividad ecológica que favorece y protege el fenómeno migratorio de la mariposa monarca, además de que es una de las áreas más importantes para la recarga de acuíferos del centro de México (Secretaría del Medio Ambiente del Estado de México [SMA], 2018).

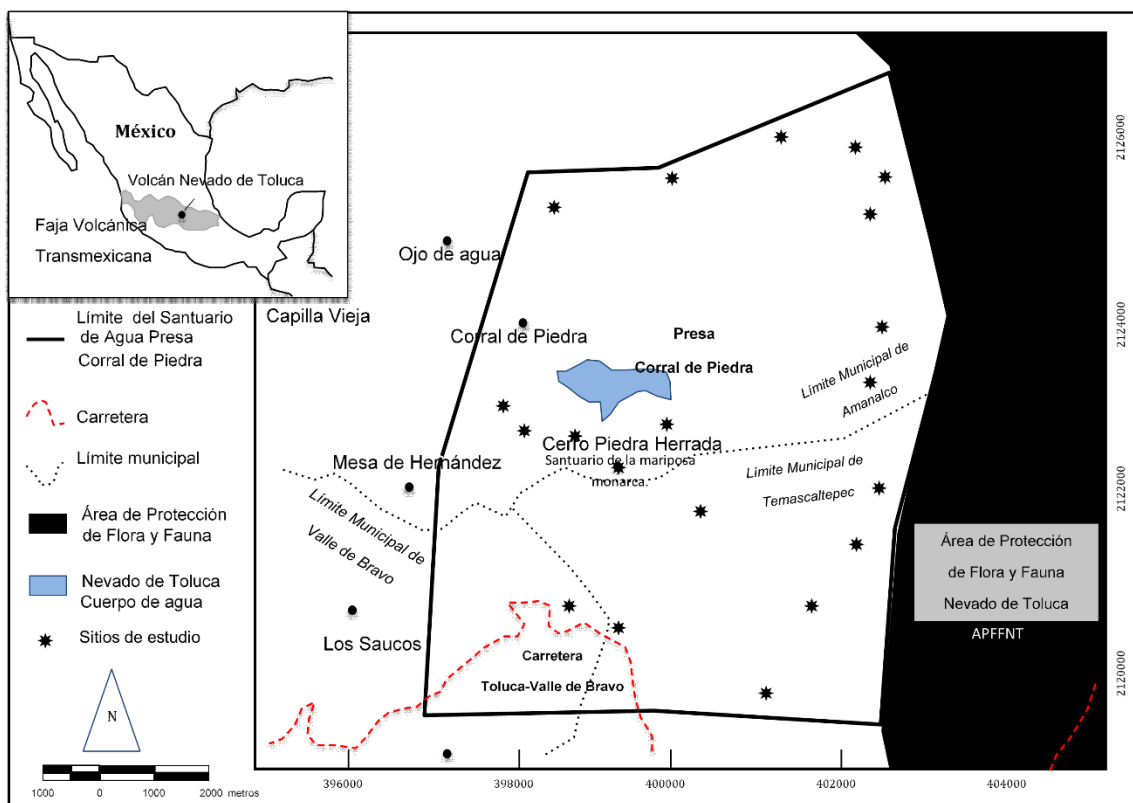


FIGURA 1. Ubicación de la zona de estudio, adaptado de Zepeda-Gómez et al. (2018).

El SAPCP posee un área total de 3622 ha y su intervalo altitudinal va de 2660 m a 3440 m s.n.m. (SMA, 2006). El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano y temperatura media anual de 13 °C (máxima de 29.7 °C y mínima de 0.5 °C), por arriba de los 2900 m s.n.m. prevalece el clima semifrío subhúmedo con heladas en la época invernal. Los suelos son principalmente de tipo andosol y las rocas ígneas extrusivas (SMA, 2006).

Del área total mencionada, 66% tiene uso de suelo forestal derivado de la presencia de bosque de oyamel (*Abies religiosa*), bosque de pinos (*Pinus* spp) y bosque de pinos y encinos (*Pinus* spp y *Quercus* spp) (SMA, 2006). Las masas forestales de oyamel son el hábitat de una colonia de hibernación de la mariposa monarca conocido como Santuario Piedra Herrada, una de las pocas colonias ubicadas fuera de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (RBMM) y con registros de arribo de monarcas por más de 10 años (Vidal et al., 2014; Rendón-Salinas et al., 2021).

A través del análisis de imágenes de satélite y recorridos de campo, se definieron las zonas con mayor cobertura vegetal y se seleccionaron 20 sitios de muestreo dentro del SAPCP (Matteucci y Colma, 1982). El muestreo fue sistemático y en cada sitio se registraron altitud, pendiente, coordenadas geográficas y tipo de perturbación asociada. Para la caracterización estructural y el análisis de regeneración del bosque, las plantas leñosas se agruparon en tres categorías de acuerdo con la clasificación de los tamaños de la vegetación propuesta por Sáenz y Finegan (2000); fustales (DAP \geq 10 cm); latizales (DAP \geq 2.5 cm y \leq 10 cm) y brinzales (DAP \leq 2.5 cm y altura superior a 130 cm). En cada sitio de muestreo se estableció un cuadrante rectangular de 20 m \times 25 m para evaluar los fustales y, dentro de él, un cuadrante anidado de 10 m \times 10 m para evaluar los brinzales y latizales (Jardel-Peláez, 2015).

Todas las especies leñosas en cada sitio y cuadrante de muestreo se registraron e identificaron en el campo de mayo a noviembre de 2016 y 2018. La nomenclatura de las especies se basó en las bases de datos International Plant Names Index [IPNI] (2022) y Missouri Botanical Garden (2022). De todos los organismos se midió: 1) altura total y

altura del fuste limpio, 2) los dos diámetros máximos y perpendiculares proyectados por la copa o el follaje y 3) el DAP (a 1.30 m sobre el nivel del suelo).

Riqueza florística y completitud

La riqueza florística se definió como el número de especies de árboles y arbustos registradas en todos los cuadrantes. Para determinar el grado de completitud del inventario del área muestreada y de cada categoría de tamaño de las plantas leñosas, se crearon curvas de acumulación de taxa infragenéricos, empleando tres estimadores no paramétricos: Bootstrap, Jackknife 1 y Chao 1 (Colwell, 2013). Las comparaciones de las curvas de acumulación de especies se ejecutaron en un intervalo de confianza de 95% generado por el programa EstimateS. Adicionalmente y para evaluar el esfuerzo de muestreo total y por categoría de tamaño, se calculó la completitud de la cobertura del muestreo (\hat{C}_m), según Chao et al. (2014), utilizando el paquete en línea iNEXT (Chao et al., 2016)

Diversidad

El análisis de diversidad de la zona se realizó mediante los índices de riqueza de especies de Margalef (DMg) (Magurran, 1988), Simpson (D), Shannon-Wiener (H'), equidad de Pielou (J') y α de Fisher (α) de acuerdo con (Moreno, 2001). Adicionalmente y para comparar la diversidad de especies entre categorías de plantas se calcularon los números de Hill de orden 0, 1 y 2, que representan la riqueza (número de especies, N0), el número efectivo de especies abundantes (N1) y el número efectivo de especies muy abundantes (N2) (Jost y González-Oreja, 2012). Para evaluar la diferencia en la diversidad registrada por el índice de H' entre las categorías de plantas leñosas, se aplicó la prueba de "t" modificada por Hutcheson (Magurran, 1988) y para los índices D y J' una prueba de "t" simple. La similitud florística entre las categorías de plantas se determinó mediante el índice de Sorensen-Dice.

Estructura del bosque

Para determinar la estructura del bosque, con los datos obtenidos por especie se calculó la densidad, frecuencia y



dominancia (en función del área basal: $m^2 ha^{-1}$), tanto absolutas como relativas (Brower et al., 1997). Con estos datos se calculó el índice de valor de importancia (IVI) (Brower et al., 1997), tanto para cada categoría de plantas leñosas, como para las tres categorías en conjunto. Adicionalmente se analizó la distribución diamétrica (cm^2) y de altura (m) de todos los organismos en conjunto y de aquellos con los valores más altos de IVI; los datos se ordenaron por clases de acuerdo con la regla de Sturge (Scott, 2009) y se presentaron como histogramas.

En función de la altura de los individuos, las poblaciones de las especies con mayores IVI se clasificaron en dinámicas, normales (estándar) o regresivas de acuerdo con Hegland et al. (2001). Además, la estructura vertical se analizó mediante el esquema de clasificación IUFRO (Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal) de acuerdo con Lamprecht (1989). Este esquema clasifica el dosel en tres estratos: el estrato inferior donde la altura del árbol es menor a $1/3$ del arbolado más alto; estrato medio en el cual la altura del árbol está entre $1/3$ y $2/3$ de la altura del arbolado más alto; y estrato superior en el cual la altura de los árboles es mayor de $2/3$ de la altura del arbolado más alto. Adicionalmente, se calculó el índice de distribución vertical de especies (A , $A_{máx}$ y A_{rel}), de acuerdo con Pretzsch, (2009) y se representó por medio de un diagrama de perfil semirealista.

Regeneración forestal

El estado de regeneración de cada especie se determinó comparando el número de individuos entre los tres estados de desarrollo de las plantas según Shankar (2001), con modificaciones en los intervalos de DAP e identificando las siguientes categorías:

1. Buena regeneración (B), si el número de brinzales $>$ latizales $>$ fustales de la especie.
2. Regeneración regular (R), si el número de brinzales $>$ latizales \leq fustales de la especie.
3. Regeneración deficiente (D), si la especie sobrevive en la etapa de latizal, pero no en la fase de brinzal (el número de latizales puede ser menor, mayor o igual que el número de fustales).

4. No hay regeneración (S), si la especie está presente solo en su forma de fustal.
5. Nueva especie (N), si la especie tiene brinzales y latizales, pero no hay fustales.

RESULTADOS

Riqueza florística y diversidad

Se encontró que la flora leñosa del bosque de oyamel de SAPCP comprende 36 especies (20 arbustos y 16 árboles) y 27 géneros de 17 familias (Tabla 1). Asteraceae fue la que acumuló la mayor cantidad de géneros (35%) y especies (27%), seguida por Lamiaceae y Pinaceae que acumularon 4 especies cada una (11% respectivamente).

Los estimadores no paramétricos indican que todo el inventario presentó un porcentaje de completitud superior a 90%, el cual se alcanzó al muestrear un área de 1000 m^2 . La completitud de la cobertura de muestreo (C_m) estimada fue cercana a 100%, tanto en el inventario total como en las tres categorías de plantas leñosas; los brinzales presentaron el inventario más completo (Tabla 1).

Los índices de riqueza y diversidad para el conjunto de la flora leñosa del SAPCP se exponen en la tabla 2. El valor de uniformidad muestra tendencia de homogeneidad en la abundancia de las especies a escala global y en particular para los brinzales. La comparación de diversidad entre las tres categorías de plantas leñosas a través del índice de Shannon-Wiener mostró diferencias significativas ($p < 0,05$), con los brinzales como el grupo más diverso. Las series de Hill indican que la comunidad tiene un número efectivo de especies comunes de $N_1 = 24.5$ especies y considerando solo los organismos con $DAP \geq 2.5$ cm, el valor desciende a 6.6 especies. Los brinzales tuvieron la mayor riqueza y el mayor número efectivo de especies comunes, mientras que los fustales tuvieron la menor riqueza y el mayor número de especies abundantes. Derivado de la diferencia que se observa en los valores de los tres números efectivos (N_0 , N_1 y N_2) de las tres categorías, se asume una alta dominancia de especies en cada grupo de plantas. La mayor similitud florística entre las tres categorías de plantas se encontró entre latizales y brinzales (67%).

TABLA 1. Riqueza observada y esperada calculada por estimadores no paramétricos y el grado de completitud, en el Parque Santuario de Agua Presa Corral de Piedra, Estado de México, México.

Categoría	Riqueza			Cobertura de muestreo (\hat{C}_m)	
	Observada	Esperada			
		Jackknife 1	Bootstrap		Chao1
Brinzales	27	33 (82)	31 (88)	29 (93)	98.9
Latizales	26	36 (73)	31 (84)	34 (78)	97.5
Fustales	14	20 (70)	17 (82)	14 (99)	97.7
Total*	36	40 (90)	38 (96)	36 (99)	99.7

En paréntesis se indica el porcentaje obtenido con la riqueza esperada

*Total= brinzales + latizales + fustales

TABLA 2. Diversidad total y por categoría de plantas del Parque Santuario de Agua Presa Corral de Piedra, Estado de México, México.

	Brinzales	Latizales	Fustales	Latizales + Fustales	Total*
Riqueza (número de especies)	27	26	14	30	36
Margalef (DMg)	3.9	4.3	2.4	4.6	4.7
Simpson (D)	0.8c	0.7b	0.5a	0.6	0.9
Shannon-Wiener (H')	2.5c	2.0b	1.3a	1.9	3.2
Pielou (J')	0.8	0.6	0.5	0.5	0.8
α Fisher (α)	6.6c	5.6b	3.3a	6.8	6.7
NO	27	26	14	30	36
NI	12.1	7.3	3.6	6.6	24.5
N2	1.1	1.4	2	1.6	10
Índice de Sorensen					
Fustales	52%	48%	1		
Latizales	67%	1			

Diferentes letras entre pares de columnas indican diferencias significativas con $p < 0.05$.

*Total= brinzales + latizales + fustales

Estructura del bosque

En el SAPCP, el área basal de todas las especies leñosas fue de 43.32 m² ha⁻¹; los fustales tuvieron la mayor área basal de las tres categorías, seguidos de los brinzales; *Abies religiosa* fue la especie más frecuente y la que hizo la mayor contribución al área basal total, especialmente en los

fustales y latizales (Tablas 3 y 4). *Roldana angulifolia* fue la segunda especie de toda la flora con el área basal más grande, así como la más frecuente y la de mayor área basal en brinzales. En los fustales, *Clethra mexicana*, *Pinus pseudostrobus* y *Salix paradoxa* tuvieron la segunda, tercera y cuarta área basal más amplia.



TABLA 3. Índice de valor de importancia (IVI) y regeneración (Reg.) por especie del Parque Santuario de Agua Presa Corral de Piedra, Estado de México, México.

Especie	D (ha ⁻¹)	DR (%)	Do (m ² ha ⁻¹)	DoR (%)	FR	IVI	Reg.
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schldt. & Cham.	2 316.7	44.7	19.703	33.9	27.1	35.2	R
<i>Roldana angulifolia</i> (DC.) H.Rob. & Brettell	1290.0	11.2	1.501	23.8	9.3	14.8	B
<i>Salix paradoxa</i> Kunth	373.3	5.2	3.529	8.3	7.1	6.9	B
<i>Pinus pseudostrubus</i> Lindl.	270.0	4.8	4.609	5.5	8.3	6.2	R
<i>Clethra mexicana</i> DC.	203.3	3.5	9.385	8.7	4.7	5.6	B
<i>Cestrum thyrsoideum</i> Kunth	300.0	2.7	0.051	1.1	3.8	2.6	B
<i>Ageratina maireriana</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	86.7	1.7	1.371	1.7	3.0	2.1	D
<i>Sambucus nigra</i> L.	260.0	2.3	0.071	1.3	2.6	2.1	B
<i>Ageratina glabrata</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	140.0	1.4	0.057	2.8	1.6	2.0	B
<i>Archibaccharis hirtella</i> Heering	93.3	1.4	0.020	1.2	2.6	1.7	R
<i>Roldana albonervia</i> (Greenm.) H.Rob. & Brettell	233.3	1.9	0.058	1.0	1.8	1.6	B
<i>Symphoricarpos microphyllus</i> Kunth	200.0	1.5	0.036	0.6	2.6	1.6	B
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	130.0	1.8	0.079	0.4	2.4	1.6	R
<i>Salvia fulgens</i> Cav.	200.0	1.6	0.044	0.7	2.2	1.5	B
<i>Baccharis conferta</i> Kunth	126.7	1.9	0.016	1.0	1.3	1.4	N
<i>Monnina ciliolata</i> ex DC.	176.7	1.4	0.025	0.3	2.6	1.4	R
<i>Clinopodium macrostemum</i> (Moc. & Sessé ex Benth.) Kuntze	326.7	2.4	0.038	0.6	1.0	1.4	N
<i>Pinus leiophylla</i> Schldt. & Cham.	26.7	0.7	0.854	1.0	2.3	1.4	R
<i>Fuchsia microphylla</i> Kunth	226.7	1.7	0.013	0.2	2.1	1.3	N
<i>Salvia elegans</i> Vahl	46.7	0.6	0.038	2.2	0.7	1.2	R
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	20.0	0.9	0.929	0.7	1.8	1.2	S
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	20.0	0.6	0.814	0.7	1.1	0.8	R
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	43.3	0.5	0.016	0.3	1.3	0.7	B
<i>Cornus disciflora</i> Moc. & Sessé ex DC.	33.3	0.4	0.012	0.7	1.0	0.7	R
<i>Ternstroemia lineata</i> DC	26.7	0.4	0.003	0.2	1.1	0.6	N
<i>Cleyera integrifolia</i> Choisy	16.7	0.3	0.010	0.1	0.9	0.4	B
<i>Comarostaphylis discolor</i> (Hook.) Diggs	10.0	0.2	0.014	0.1	0.7	0.4	D
<i>Roldana barba-johannis</i> (DC.) H.Rob. & Brettell	20.0	0.3	0.001	0.1	0.5	0.3	N
<i>Verbesina oncophora</i> B.L.Rob. & Seaton	20.0	0.2	0.005	0.2	0.5	0.3	R
<i>Salvia carnea</i> Kunth	46.7	0.3	0.005	0.1	0.2	0.2	N
<i>Archibaccharis serratifolia</i> S.F. Blake	33.3	0.2	0.005	0.1	0.2	0.2	R
<i>Senecio cinerarioides</i> Kunth	26.7	0.2	0.005	0.1	0.2	0.2	N
<i>Quercus crassipes</i> Bonpl.	6.7	0.1	0.002	0.1	0.3	0.2	N
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	6.7	0.1	0.001	0.05	0.3	0.1	N
<i>Ceanothus caeruleus</i> Lag.	6.7	0.1	0.001	0.03	0.3	0.1	N
<i>Acaena elongata</i> L.	6.7	0.05	0.001	0.01	0.2	0.1	N
Total general	7 370	100	43.32	100	100	100	

D = densidad, DR = densidad relativa, Do = dominancia absoluta, DoR = dominancia relativa, FR = Frecuencia relativa, Reg = Regeneración: B = buena, R = regular, D = deficiente, S = sin regeneración, N = especie nueva

TABLA 4. Índices de valor de importancia (IVI) superiores a 1.0 IVI, agrupados por categoría de tamaño y especie del Parque Santuario de Agua Presa Corral de Piedra, Estado de México, México.

Especie	D (ha ⁻¹)	DR (%)	Do (m ² ha ⁻¹)	DoR (%)	FR	IVI
Fustales						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltl. & Cham.	496.7	22.5	19.30	15.8	13.2	17.2
<i>Clethra mexicana</i> DC.	43.3	1.9	9.35	7.7	2.7	4.1
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	50.0	2.2	4.58	3.7	5.0	3.7
<i>Salix paradoxa</i> Kunth	46.7	2.1	3.39	2.8	3.2	2.7
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	20.0	0.9	0.93	0.7	1.8	1.2
<i>Pinus leiophylla</i> Schltl. & Cham.	13.3	0.6	0.85	0.7	1.8	1.0
<i>Ageratina mairetiana</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	13.3	0.6	1.36	1.1	1.4	1.0
Especies con IVI < 1.0 (7 especies)	53.1	2.1	0.92	0.78	3.8	2.4
Subtotal	736.7	33.3	40.68	33.3	33.3	33.3
Latizales						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltl. & Cham.	1100.0	16.9	0.24	15.4	8.8	13.7
<i>Salix paradoxa</i> Kunth	86.7	1.3	0.07	4.4	2.4	2.7
<i>Roldana angulifolia</i> (DC.) H.Rob. & Brettell	180.0	2.7	0.01	0.8	4.0	2.5
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	113.3	1.7	0.03	1.7	2.7	2.0
<i>Archibaccharis hirtella</i> Heering	86.7	1.3	0.02	1.2	2.4	1.6
<i>Baccharis conferta</i> Kunth	126.7	1.9	0.02	1.0	1.3	1.4
<i>Ageratina glabrata</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	46.7	0.7	0.04	2.5	0.8	1.3
<i>Ageratina mairetiana</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	73.3	1.1	0.01	0.6	1.6	1.1
<i>Salvia elegans</i> Vahl	33.3	0.5	0.03	2.1	0.5	1.1
Especies con IVI < 1.0 (17 especies)	327	4.9	0.05	3.44	9.1	5.6
Subtotal	2173.3	33.3	0.51	33.3	33.3	33.3
Brinzales						
<i>Roldana angulifolia</i> (DC.) H.Rob. & Brettell	1106.7	8.3	1.46	23.0	4.8	12.0
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltl. & Cham.	720.0	5.4	0.17	2.6	5.1	4.4
<i>Cestrum thyrsoideum</i> Kunth	240.0	1.8	0.04	0.7	2.7	1.7
<i>Sambucus nigra</i> L.	213.3	1.6	0.07	1.1	2.1	1.6
<i>Symphoricarpos microphyllus</i> Kunth	193.3	1.4	0.04	0.5	2.3	1.4
<i>Salix paradoxa</i> Kunth	240.0	1.8	0.07	1.0	1.5	1.4
<i>Clinopodium macrostemum</i> (Moc. & Sessé ex Benth.) Kuntze	326.7	2.4	0.04	0.6	1.0	1.4
<i>Fuchsia microphylla</i> Kunth	226.7	1.7	0.01	0.2	2.1	1.3
<i>Salvia fulgens</i> Cav.	186.7	1.4	0.04	0.7	1.9	1.3
<i>Monnina ciliolata</i> ex DC.	173.3	1.3	0.02	0.3	2.1	1.2
<i>Roldana albonervia</i> (Greenm.) H.Rob. & Brettell	213.3	1.6	0.06	0.9	1.0	1.2
Especies con IVI < 1.0 (16 especies)	620.2	4.45	0.11	1.79	6.3	4.3
Subtotal	4460.0	33.3	2.12	33.3	33.3	33.3
Total general	7 370	100	43.32	100	100	100

D = densidad, DR = densidad relativa, Do = dominancia absoluta, DoR = dominancia relativa, FR = frecuencia relativa



Abies religiosa mostró los valores más altos de densidad y de IVI de toda la flora, seguida de *R. angulifolia*; *Salix paradoxa*, *P. pseudostrabus* y *C. mexicana* fueron codominantes dado que presentaron los terceros IVI más altos de toda la flora (Tabla 3). Dieciséis especies más mostraron un IVI entre 1.2 y 2.6 y quince < 1% (Tabla 3). Los brinzales presentaron la mayor densidad total y 24.8% de ellos estuvo representado por *R. angulifolia*; para el caso de los latizales, *A. religiosa* fue la más abundante (50.6%); y, para fustales, se identificaron catorce especies, de las que *A. religiosa* tuvo la mayor densidad y el IVI más alto (Tabla 4).

El diámetro de los tallos de todos los individuos se clasificó en 15 clases, cada una con una diferencia de 10 cm, los resultados muestran un patrón de J invertida (Fig. 2b). La primera clase diamétrica (< 10 cm) agrupó 84% de todas las plantas leñosas, mientras que 10% de la flora presentó

un diámetro entre 10.1 cm y 50 cm y solo 6% tenían un diámetro > 50 cm (Fig. 2b). La distribución diamétrica de las especies de árboles con altas puntuaciones IVI del SAPCP (*A. religiosa*, *C. mexicana*, *S. paradoxa* y *P. pseudostrabus*) mostró curvas con tendencia a formar una J invertida (Fig. 3e-h) por lo que las tres primeras se consideran como poblaciones dinámicas o en desarrollo (Fig. 3a-c).

La altura de todas las plantas leñosas del SAPCP se clasificó en 15 clases, cada una con una diferencia de 2 m y mostró de forma general un patrón de J invertida (Fig. 2a). Aproximadamente 80% de las plantas presentaron valores < 6 m de altura y 50% se concentró en la clase de baja altura (< 2 m) (Fig. 2a). *Abies religiosa* tuvo los árboles más altos (Tabla 4).

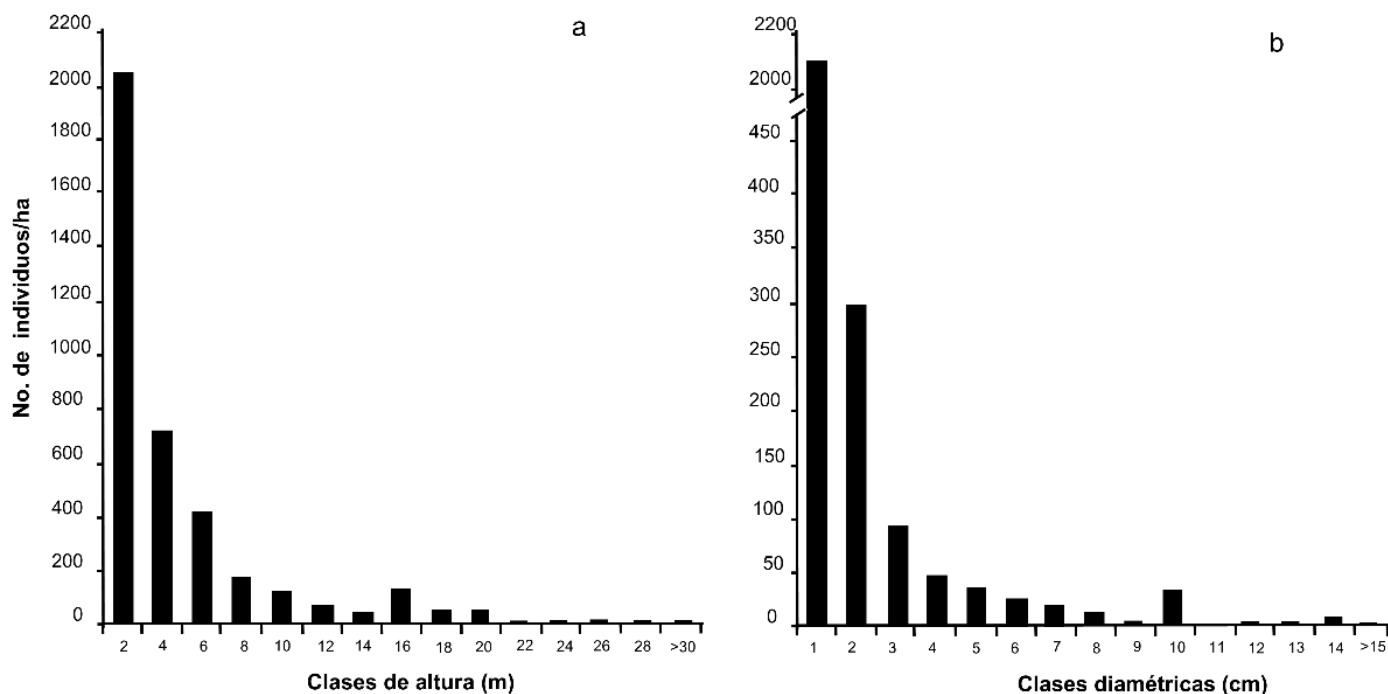
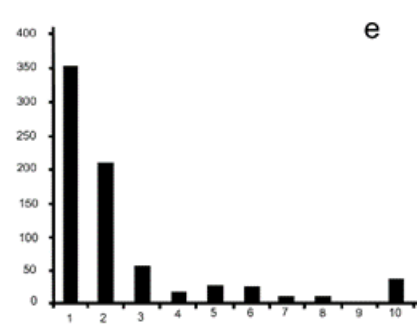
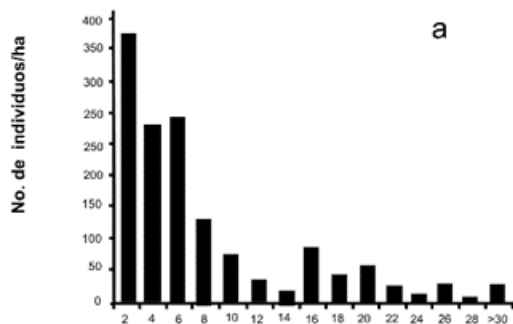
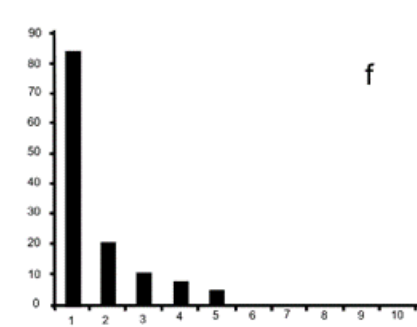
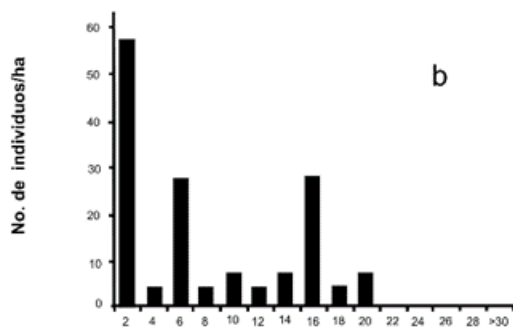


FIGURA 2. Distribución de frecuencia de las especies leñosas del bosque de oyamel del Parque Santuario de Agua Presa Corral de Piedra, Estado de México, México. a) Distribución de alturas (2 m de diferencia entre clases). b) Distribución de diámetros (10 cm de diferencia entre clases).

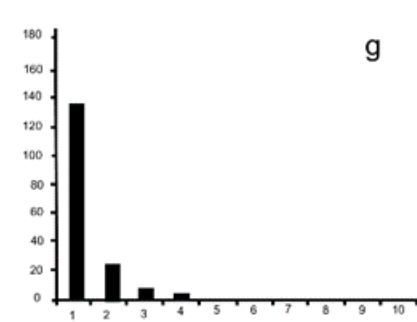
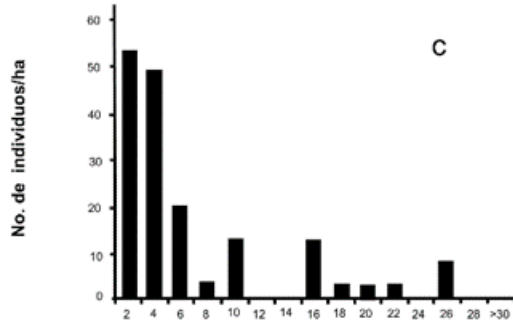
Abies religiosa



Clethra mexicana



Salix paradoxa



Pinus pseudostrubus

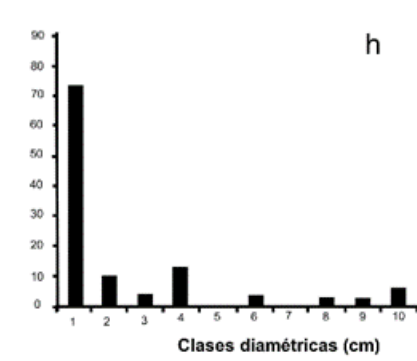
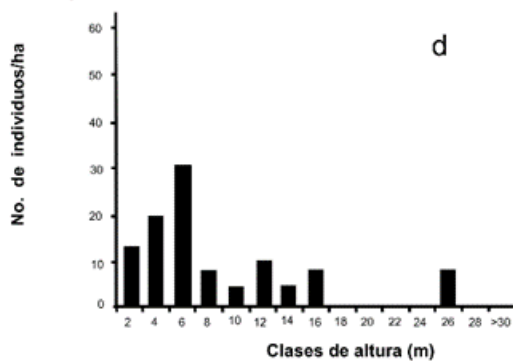


FIGURA 3. Distribución de frecuencia de especies de árboles seleccionados del bosque de oyamel del Parque Santuario de Agua Presa Corral de Piedra, Estado de México, México. a - d) distribución de alturas. e - h) distribución de diámetros.

Clase de diámetros 1: <2 cm; 2: 2-4 cm; 3: 4-8 cm; 4: 8-10 cm; 5: 10-12 cm; 6: 12-14 cm; 7: 14-16 cm; 8: 16-18 cm; 9: 18-20 cm; 10: 20-22 cm; 11: 22-24 cm; 12: 24-26 cm; 13: 26-28 cm; 14: 28-30 cm; 15: >30 cm.



La estructura vertical del bosque se delimitó en tres estratos con diferentes especies (Tabla 5). El estrato superior exhibió el menor número de especies (4 especies, 1%), de las cuales *A. religiosa* alcanzó hasta 37 m de altura y mostró los valores de densidad más altos (71%), también se presentaron ocasionalmente algunos elementos de *S. paradoxa*, *C. mexicana* y *P. pseudostrobus* (Fig. 4). El estrato medio agrupó 10 especies de árboles pequeños y arbustos altos, los cuales midieron entre 12 m y 24 m de alto, todos los árboles presentes en el estrato superior se presentaron en el estrato medio, pero con mayor número de individuos por hectárea. El piso inferior se integró básicamente de arbustos, casi todas las especies leñosas de la zona estaban presentes en este estrato; *R. angulifolia* y *A. religiosa* mostraron la mayor densidad en este estrato (17% y 28% respectivamente). De las especies presentes en el estrato bajo, solo unas pocas alcanzaron los estratos superiores, ya que la proporción entre individuos y especies fue la más baja (Tabla 5). El índice A para evaluar la distribución vertical de las especies tuvo valores de 2.8 con un valor de A_{max} de 4.6 y A_{rel} de 60.4%, lo que indica que la zona presenta uniformidad media en la distribución de alturas.

Regeneración forestal

En el SAPCP, 31% de las especies leñosas exhibió un buen estado de regeneración, 28% mostró un estado de regeneración regular y 6% un estado de regeneración deficiente (Tabla 3). Del total de las especies, 3% no mostró evidencia de repoblado en absoluto y 33% se consideraron nuevas o inmigrantes porque solo estaban presentes en la etapa de brinzal o latizal.

DISCUSIÓN

Riqueza y diversidad florística

Las 36 especies registradas a través del muestro sistemático de la vegetación para evaluar su estructura conforman un grupo de árboles y arbustos relativamente frecuentes en el bosque de *Abies* del SAPCP y constituyen cerca de 80% de las plantas leñosas previamente registradas para la zona (Zepeda-Gómez et al., 2018). La mayoría forma parte de la flora de otros bosques de *Abies* de la FVT (Sánchez-González et al., 2005; Sánchez-González et al., 2006), pero la presencia de *C. mexicana*, *P. montezumae*, *P. hartwegii* y otras especies de *Pinus* y *Quercus* sugieren cierta mezcla con los pinares contiguos.

La riqueza florística de SAPCP obtenida es similar a la de los bosques de oyamel de distintas entidades del país, como por ejemplo Michoacán (39 especies: Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez, 2017), Estado de México (33 especies: Sánchez-González et al., 2006) e Hidalgo (30 especies; Hernández-Álvarez et al., 2021), pero resulta inferior comparada con los registros de Jalisco (64 especies: Cuevas-Guzmán et al., 2011; 84 especies: Guerrero-Hernández et al., 2014) o incluso superior a los de Coahuila (19 especies: Encinas-Domínguez et al., 2008) y Nuevo León (15 especies, González-Cubas et al., 2018). La variación de riqueza entre estos bosques y la zona de estudio podría asociarse a diferentes criterios de delimitación y análisis, pero sobre todo se debe a su ubicación en la zona ecológica templada de México, donde la gran heterogeneidad climática, edáfica, topográfica y biogeográfica crean una composición florística diferente de un lugar a otro (Challenger 1998; Rzedowski 2016).

TABLA 5. Altura, densidad, número de especies y proporciones de individuos por estrato en el bosque de oyamel del Parque Santuario de Agua Presa Corral de Piedra, Estado de México, México.

Estrato	Altura (m)	Densidad		Especies		
		Absoluta (A)	%	Número (B)	%	Proporción A:B
Bajo	<11.6	1 094	89	36	100	30:1
Medio	11.7-23.4	109	9	10	28	11:1
Alto	>23.4	21	2	4	1	5:1

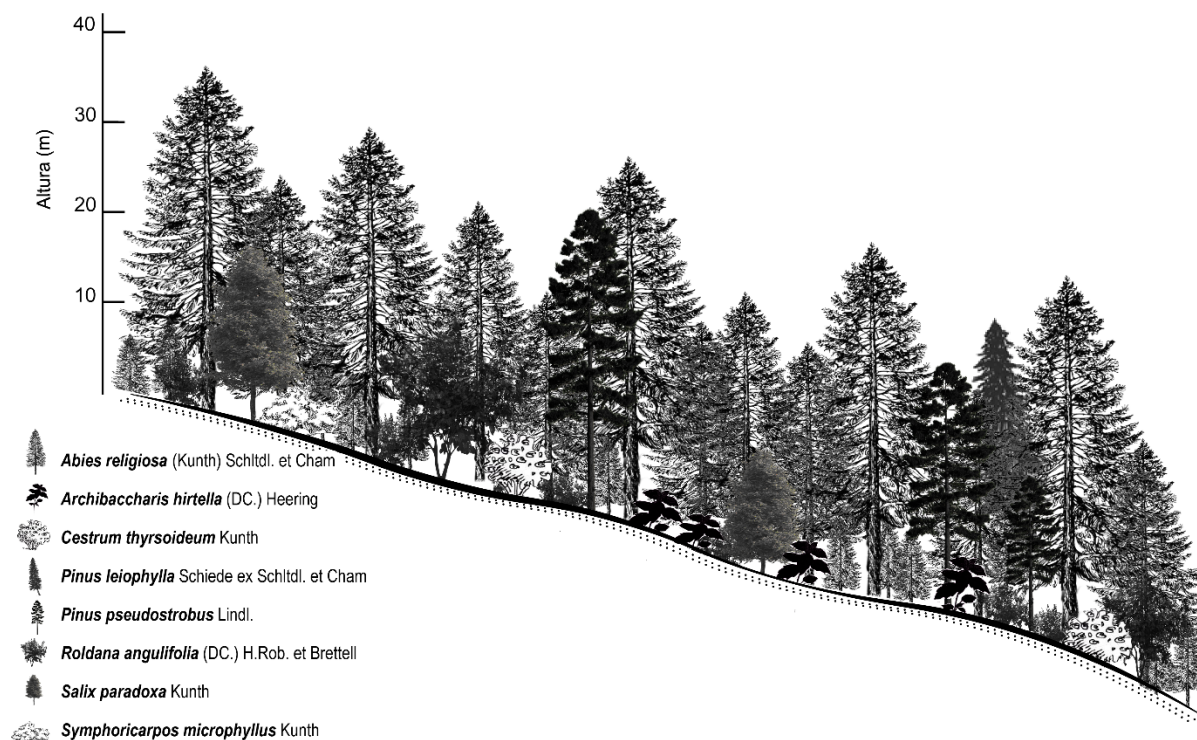


FIGURA 4. Diagrama semirealista del bosque de *Abies religiosa* del Santuario de Agua Presa Corral de Piedra.

Elaboración propia.

Al igual que las diferencias florísticas, la heterogeneidad ambiental podría explicar las diferencias en los valores de diversidad que la zona de estudio muestra con los registros de otros bosques de *Abies*. Considerando solo los datos de organismos con $DAP \geq 2.5$ cm del SAPCP y transformando los valores de diversidad de Shannon-Weiner obtenidos de algunos documentos en número efectivo de especies comunes ($N1 = e^{(H')}$) (Jost y González-Oreja, 2012), se puede ver que la flora leñosa del SAPCP ($e^{(1.9)} = 6.6$) es más del doble y cerca de 50% más diversa que la observada para dos localidades de bosque de *Abies* de Tlaxcala ($e^{(0.99)} = 2.6$ y $e^{(1.47)} = 4.3$, Bautista-Sampayo (2013), y de 20% a 50% más diversa que la encontrada en cuatro localidades de Nuevo León ($e^{(1.47)} = 4.3$, $e^{(1.6)} = 5.4$, $e^{(1.69)} = 5.4$ y $e^{(1.7)} = 5.4$ González-Cubas et al., 2018). Las

actividades humanas a las que están sometidos actualmente estos bosques están influyendo en la riqueza y distribución espacial de los bosques de oyamel (Sánchez-Velásquez et al., 1991; Ávila et al., 1994; Nieto de Pascual, 1995; Ávila-Bello y López-Mata, 2001; Sánchez-González et al., 2005; Encinas-Domínguez et al., 2008; Cuevas-Guzmán et al., 2011; Castro-Luna, 2013; Pineda-López et al., 2013; Rzedowski, 2016). Considerando los criterios de manejo descritos en Hernández-Álvarez et al. (2021), el bosque de oyamel del SAPCP podría estar presentando un manejo de moderado a intensivo, la tala clandestina, el cambio de uso de suelo, los incendios forestales y las actividades ecoturísticas desorganizadas (SMA, 2006; Martínez-Hernández et al., 2009) podrían estar afectando los valores de riqueza y diversidad. En el SAPCP esto se ve reflejado



en la presencia de especies que se reconocen como indicadoras de disturbio como, por ejemplo, *Archibaccharis serratifolia*, *Roldana* spp, *Baccharis conferta*, y *Ageratina* spp. (García-Sánchez et al., 2014; Rzedowski, 2016; Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez 2017), así como en la presencia de algunos tocones, que, si bien no fueron evaluados, sugieren intervenciones al bosque.

Asteraceae, Lamiaceae y Pinaceae fueron las familias más diversas, su prevalencia ha sido documentada en trabajos previos con una vegetación similar a la de la zona de estudio (Sánchez-González, 2004; Cuevas-Guzmán et al., 2011; Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez, 2017; Mejía-Canales et al., 2018; González-Cubas et al., 2018) y su presencia se reconoce como uno de los patrones florísticos que definen a los bosques de *Abies* de la FVT (Sánchez-González et al., 2005). El predominio de estos grupos puede ser consecuencia de que algunos de sus integrantes han desarrollado mecanismos morfológicos, anatómicos y fisiológicos que les permiten tolerar las heladas frecuentes en este tipo de bosques (Rzedowski, 2016).

Estructura del bosque

La densidad y el área basal total de la flora leñosa del SAPCP muestran valores más altos que los observados por Ávila-Bello y López-Mata (2001), Encinas-Domínguez et al. (2008), Cuevas-Guzmán et al. (2011) y González-Cubas et al. (2018) para otros bosques mexicanos de *Abies*. Las diferencias encontradas pueden deberse a la composición de especies, las condiciones climática, edáfica y de exposición, así como al nivel de intervención humana que cada masa forestal presenta (Sánchez-González et al., 2005; Rzedowski, 2016). Estos factores son los que están determinando tanto la distribución, como las características florísticas, ecológicas y estructurales de los bosques de *Abies* (Ávila et al., 1994; González-Cubas et al., 2018; Hernández-Álvarez et al., 2021) pero además, los contrastes en la abundancia y cobertura de las plantas, también pueden asociarse a diferencias metodológicas y a que los autores mencionados midieron plantas con un DAP $\geq 2,5$ cm, mientras que en esta investigación se consideraron además

individuos con un DAP menor, lo que permitió incluir diferentes estados de desarrollo de las plantas y generar una mayor densidad por especie (Jardel-Peláez, 2015).

A nivel de especie, los altos valores de IVI de *A. religiosa* la ubican como la especie dominante y que está determinando la estructura de la comunidad de estudio. Lo anterior es consistente con la definición de los bosques de *Abies* de la FVT en los que *A. religiosa* es el principal componente del estrato superior y el elemento con mayores dimensiones (Rzedowski, 2016). No obstante, en la zona de estudio, la densidad y el área basal de los árboles de *A. religiosa* con DAP ≥ 2.5 cm resultó superior a la señalada para otras poblaciones de la misma región biogeográfica, entre ellas las de Hidalgo (258 ha⁻¹ – 950 ha⁻¹, Hernández-Álvarez et al., 2021), Tlaxcala (876 ha⁻¹ – 1037 ha⁻¹, Bautista-Sampayo, 2013), Jalisco (58 ha⁻¹ – 500 ha⁻¹, Cisneros-Lepe, 2005) y el mismo Estado de México (637 ha⁻¹, Endara-Agramont et al., 2012). De esta forma, en SAPCP las condiciones ambientales, y probablemente el nivel de manejo del bosque, están permitiendo que las plantas leñosas y en particular los árboles de *A. religiosa* mantengan una alta ocupación del espacio y que tiendan a formar un dosel más denso que otros bosques de oyamel, incluso de zonas aledañas (menos de 10 km, de distancia) como los del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT), en la que se ha observado menos de la mitad de la densidad de oyameles del SAPCP (Endara-Agramont et al., 2012). Desde el punto de vista comunitario, esto tiene implicaciones importantes y puede indicar el estado de conservación del bosque, ya la mariposa monarca prefiere bosques de *Abies* con dosel cerrados, densos e intactos para protegerse del congelamiento, la lluvia excesiva, la nieve, los fuertes vientos y la desecación (Brower et al., 2002).

Roldana angulifolia fue la segunda especie con mayor área basal de todas las especies leñosas en el SAPCP y la de mayor importancia relativa en la categoría de brinzales, lo que señala su jerarquía en la estructura del sotobosque de la zona de estudio. Esta planta constituye un elemento dominante en el estrato arbustivo de los bosques de *A. religiosa* en el centro de México (Sánchez-González 2004; Castro-Luna 2013; Mejía-Canales et al., 2018), y en algunos

lugares, forma asociaciones vegetales claras con *A. religiosa*, *Acaena elongata*, *Roldana barba-johannis* y otras especies de Asteraceae (Castro-Luna, 2013). Su dominio puede estar asociado con mecanismos eficientes de reproducción, dispersión y capacidad adaptativa, frecuentes en muchas especies de la familia Asteraceae (Villaseñor, 2017), así como en la altura y amplia cobertura que alcanza, lo cual le permite ser más hábil frente a sus competidores y dominar en el sotobosque. Junto con *R. angulifolia*, *S. paradoxa*, *P. pseudostrabus* y *C. mexicana* representaron 33% del IVI total y estuvieron entre las seis especies más densas y con mayor área basal, por lo que podrían considerarse como codominantes (Jardel-Peláez, 2015) en el bosque de oyamel del SAPCP e importantes en la conformación vertical y horizontal de la comunidad de estudio.

La altura del componente arbóreo del SAPCP alcanzó los 35 m y 37 m y, en su estructura, las especies se distribuyeron en tres estratos de forma medianamente uniforme ($A_{rel} = 60,4\%$). El estrato más alto estuvo dominado por *A. religiosa* que resultó la especie con los individuos de mayores dimensiones, aunque también se encontraron algunos elementos de *S. paradoxa*, *C. mexicana* y *P. pseudostrabus*. Esto es consistente con los 20 m a 40 m de altura que caracteriza a los bosques de oyamel de México, lo mismo que la distribución de las especies en tres a cinco estratos, con *A. religiosa* dominando en los estratos superiores de los bosques de la FVT, así como los géneros de las especies de árboles frecuentes en estratos inferiores del techo forestal y que acompañan a los oyameles en el centro de México, entre ellos *Pinus*, *Quercus*, *Salix*, *Cletra*, *Arbutus*, *Cupressus* (Nieto de Pascual, 1995; Cuevas-Guzmán et al., 2011; Rzedowski 2016). Aun cuando estos patrones generales se cumplen, los registros de esta investigación, así como los Hernández-Álvarez et al. (2021) y Bautista-Sampayo (2013), muestran que cada manchón de bosque de esta región biogeográfica tiene una conformación estructural, riqueza y codominancia particular.

La distribución de categorías diamétricas y de altura en forma de J invertida que presentaron en conjunto las plantas leñosas en SAPCP, y en particular las especies con el IVI más altos, reflejan que hay un reclutamiento

permanente de individuos nuevos que esperan alcanzar mayor altura para formar parte del dosel, y desde el punto de vista ecológico significa que es una comunidad auto regenerativa (Newton, 2007). En la zona de estudio, más de 80% de los individuos se concentraron en alturas < 6 m y tallos de < 20 cm de diámetro, esto podría deberse a que el análisis considera especies tanto de hábito arbustivo como arbóreo, pero sobre todo a que varias de las especies de árboles corresponden biológicamente a taxones de bajo porte y a que varios de los individuos de las especies de estratos altos se encontraban en diferentes estados de desarrollo (Cuevas-Guzmán et al., 2011). En cualquier caso, estas proporciones sugieren que las especies leñosas del SAPCP tienen capacidad de repoblación a través de la incorporación de plantas en varios estados de desarrollo, sobre todo en estado juvenil.

El tipo de distribución de J invertida es típica de plantas tolerantes a la sombra y que pueden regenerarse bajo su propio dosel (Sánchez-Velásquez et al., 1991), como es el caso de *A. religiosa*, que durante su etapa inicial permanece varios años en el sotobosque, creciendo lentamente y desarrollando características afines a ambientes con poca luz (Nieto de Pascual, 1995). Si este patrón de distribución se mantiene a lo largo del tiempo, se esperaría que cuando las poblaciones vayan madurando, el número de individuos probablemente irá disminuyendo debido a la competencia intra e interespecífica, por lo que relativamente pocos individuos podrán formar parte de las categorías de mayor altura (Sánchez-Velásquez et al., 1991).

De acuerdo con los diagramas de distribución de alturas, *A. religiosa* y *S. paradoxa* expusieron algunas clases con más registros que las clases inmediatas anteriores, esto sugiere que en la comunidad hay competencia por la luz, probablemente como resultado de la alta densidad de individuos, lo que origina que las plantas se alarguen incluso sobre su crecimiento en diámetro (Swanson y Franklin, 1992). Este comportamiento se ha observado en *A. religiosa* de zonas aledañas donde los individuos llegan a medir 20 m de altura, pero su DAP no rebasa los 20 cm (Endara-Agramont et al., 2012). Para el caso de *P. pseudostrabus*, se encontró una distribución heterogénea de clases de altura y



diámetro lo que sugiere que esta especie parece tener dificultades para regenerarse, es probable que esta condición se derive de alguna extracción selectiva ya documentada en la región para otras especies (Endara-Agramont et al., 2012) y que este impidiendo la conversión exitosa de las plantas jóvenes en árboles en etapa de maduración.

La distribución en forma de J invertida y la prevalencia de un gran número de individuos en las clases de altura y diámetro inferiores también se ha observado en otras poblaciones de oyamel (Sánchez-Velásquez et al., 1991; Cuevas-Guzmán et al., 2011; Bautista-Sampayo, 2013; Pineda-López et al., 2013; Hernández-Álvarez et al., 2021). En algunos bosques naturales de *Abies* con bajos niveles de disturbio o de lugares inaccesibles, este patrón de desarrollo refleja una dinámica de regeneración constante y estable (Sánchez-Velásquez et al., 1991; Encinas-Domínguez et al., 2008). Pero de acuerdo con Pineda-López et al. (2013) y Hernández-Álvarez et al. (2021) en otros bosques, también dinámicos, e incluidos en áreas naturales protegidas o con veda para el oyamel, la alta proporción de plantas jóvenes podría estar relacionada a un nivel de manejo leve o moderado. Si bien el bosque del SAPCP se encuentra en etapa de regeneración activa y pertenece a un ANP, no tiene un programa riguroso que evite la tala y, desafortunadamente, se mantiene bajo una política ambiental deficiente sobre el manejo y la conservación de los recursos (Velásquez, 2006; Martínez-Hernández et al., 2009). La distribución diamétrica y de alturas que presentan sus especies sugiere algún tipo intervención, aunque es necesario incrementar las investigaciones para determinar qué tipos de intervenciones ocurren y cuáles son sus efectos en las diferentes etapas de desarrollo de las especies, incluida la fase de germinación y el establecimiento de las plántulas, así como el impacto que tienen sobre los servicios ambientales que ofrece el bosque.

Regeneración forestal

En el SAPCP se identificó que cerca de 60% de las especies leñosas se ubicaron en una categoría de

regeneración buena o regular; entre ellas, 10 de las 16 especies de árboles y 12 de las 20 especies de arbustos (Tabla 3). Esto se pudo ver al analizar la composición y densidad de cada etapa de desarrollo de las distintas plantas, de tal forma que puede reflejar la composición futura del bosque (Henle et al., 2004).

Numerosos factores ambientales, bióticos y antrópicos determinan la regeneración de las poblaciones vegetales (Tinya et al., 2019), pero derivado de la estructura poblacional de las especies vegetales, se puede decir que el bosque de *A. religiosa* del SAPCP es un bosque con tendencia de regeneración satisfactoria. Esta información, así como la identificación de las especies dominantes, es útil para interpretar la respuesta de la comunidad vegetal a intervenciones silvícolas futuras, así como para conocer las posibles tendencias sucesiones y dirigir el diseño de algunas prescripciones de manejo y aprovechamiento (Jardel-Peláez, 2015).

Algunos estudios realizados en bosques dominados por el género *Abies* indican que la extracción de leña y el pastoreo son los factores de disturbio que producen más cambios en su estructura y desarrollo (Ávila-Bello y López-Mata, 2001; Encinas-Domínguez et al. 2008; Cuevas-Guzmán et al., 2011; Endara-Agramont et al., 2012). Villers-Ruiz et al. (1998) y Endara-Agramont et al. (2012) encontraron que, en el APFFNT, alledaña a la zona de estudio, las masas forestales de *A. religiosa* presentan pocos elementos regenerativos y una alta densidad de árboles grandes, de tal forma que el reclutamiento y la regeneración del bosque están comprometidos como consecuencia de las presiones antrópicas a las que está sometido. Junto con el APFFNT, el SAPCP alberga el bosque de *Abies religiosa* más relevante del centro de México en términos de conservación y biodiversidad, dado que constituye uno de los parches de bosque más continuos, sin embargo, en los últimos años ha experimentado una fuerte reducción en su cobertura debido a la tala inmoderada (González-Fernández et al., 2022).

CONCLUSIONES

El bosque de *A. religiosa* del SAPCP posee una riqueza florística comparable con la de otros bosques de oyamel del centro de México, no obstante, es más diverso, estructuralmente más denso y de dosel cerrado, lo que en algunas zonas está favoreciendo la presencia de la mariposa monarca. La presencia de individuos de múltiples tamaños y la prevalencia de árboles jóvenes indica que se trata de poblaciones dinámicas y sugiere un proceso de regeneración activo con posibilidades de desarrollo hacia etapas de crecimiento y productividad vegetal más avanzadas. Si bien el bosque del SAPCP aún mantiene condiciones para el arribo de la mariposa monarca, es prioritario implementar estrategias eficientes que permitan su manejo y conservación, no solo por el bosque mismo y los bienes y servicios que aporta, sino porque el arribo y la continuidad del ciclo de vida de *D. plexippus* depende de que pueda encontrar áreas boscosas que satisfagan sus requerimientos ambientales para reproducirse, crecer y sobrevivir.

RECONOCIMIENTOS

A la Universidad Autónoma del Estado de México por el financiamiento otorgado a través del proyecto 6465/2022CIB, y a los revisores anónimos por sus comentarios y aportaciones para mejorar la versión final.

REFERENCIAS

- Ávila, C. H., Aguirre, J. R., & García, E. (1994). Variación estructural del bosque de oyamel (*Abies hickelii* Flous & Gausson) en relación con factores ambientales en el Pico de Orizaba, México. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 3(1), 5-17.
- Ávila-Bello, C. H., & López-Mata, L. (2001). Distribución y análisis estructural de *Abies hickelii* Flous y Gausson en México. *Interciencia*, 26(6), 244-251.
- Bautista-Sampayo, C. (2013). *Estructura del bosque y arquitectura de brinzales de Abies religiosa en Tlaxco, Taxcala* [Tesis de Maestría, Colegio de Posgraduados].
- Brower, J. E., Zar, J. H., & Ende, V. C. (1997). *Field and Laboratory Methods for General Ecology* (4a ed.). McGraw-Hill.
- Brower, L. P., Castilleja, G., Peralta, A., López-García, J., Bojórquez-Tapia, L., Díaz, S., Melgarejo, D., & Missrie, M. (2002). Quantitative changes in forest quality in a principal overwintering area of the monarch butterfly in Mexico, 1971-1999. *Conservation Biology*, 16(2), 346-359. <https://www.jstor.org/stable/3061361>
- Burrola-Aguilar, C., Garibay-Orijel, R., & Argüelles-Moyao, A. (2013). *Abies religiosa* forests harbor the highest species density and sporocarp productivity of wild edible mushrooms among five different vegetation types in a neotropical temperate forest region. *Agroforestry Systems*, 87(5), 1101-1115. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9623-z>
- Castro-Luna, M. (2013). *Registro de la riqueza herbácea y arbustiva en el bosque de Abies religiosa de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Iztá-Popo y el Parque Nacional Zoquiapan* [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Challenger, A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México; pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Instituto de Biología.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao, A., Ma, K. H., Hsieh, T. C., & Chiu, C. H. (2016). User's guide for online program Spade R (Species-richness prediction and diversity estimation in R). Institute of Statistics National Tsing Hua University. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/softwarespader_online/.
- Cisneros-Lepe, A. (2005). *Estructura, composición florística y diversidad de los bosques de Abies en el estado de Jalisco, México* [Tesis de Licenciatura, Universidad de Guadalajara].
- Colwell, R. K. (2013). *EstimateS Statistical estimation of species richness and shared species from samples* (version 9) [software]. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2012). *Inventario nacional forestal y de suelos. Informe 2004-2009*. Comisión Nacional Forestal - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://www.ccmss.org.mx/wp-content/uploads/2014/10/Inventario_nacional_forestal_y_de_suelos_informe_2004_-2009_.pdf
- Cornejo-Tenorio, G., & Ibarra-Manríquez, G. (2017). Flora of the core zones of the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico: composition, geographical affinities and beta diversity. *Botanical Sciences*, 95(1), 103-129. <https://doi.org/10.17129/botsci.803>
- Cuevas-Guzmán, R., Cisneros-Lepe, E. A., Jardel-Peláez, E. J., Sánchez-Rodríguez, E. V., Guzmán-Hernández, L., Núñez-López, N.



- M., & Rodríguez-Guerrero, C. (2011). Análisis estructural y 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>
- Encinas-Domínguez, J. A., Encinas-Domínguez, F. J., Mata-Rocha, E., & Valdés-Reyna, J. (2008). Aspectos estructurales, composición florística y características ecológicas del bosque de oyamel de la Sierra Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica Mexicana*, 83, 13-24.
- Endara-Agramont, A., Franco-Maass, S., Nava-Bernal, G., Valdez-Hernández, J. I., & Fredericksen, T. S. (2012). Effect of human disturbance on the structure and regeneration of forests in the Nevado de Toluca National Park, Mexico. *Journal of Forestry Research*, 23(1), 39-44. <https://doi.org/10.1007/s11676-012-0226-8>
- Flores Villela, O., & Gerez, P. (1994). Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Sánchez, C. A., Sánchez-González, A., & Villaseñor, J. L. (2014). La familia Asteraceae en el Parque Nacional Los Mármoles, Hidalgo, México. *Acta Botánica Mexicana*, 106, 97-116. <https://doi.org/10.21829/abm106.2014.219>
- Gómez-Peralta, M., & Wolf, H. D. (2001). Commercial bryophyte harvesting in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Sierra Chincua, Michoacan, Mexico. *The Bryologist*, 104(4), 518-521. [https://doi.org/10.1639/00072745\(2001\)104\[0517:CBHITM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/00072745(2001)104[0517:CBHITM]2.0.CO;2)
- González-Cubas, R., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Duque-Montoya, A., & Gómez-Cárdena, M. (2018). Diversidad y estructura arbórea en un bosque de *Abies vejarii* Martínez en el sur del estado de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(45), 36-64. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.142>
- González-Fernández, A., Segarra, J., Sunny, A., & Couturier, S. (2022). Forest cover loss in the Nevado de Toluca volcano protected area (Mexico) after the change to a less restrictive category in 2013. *Biodiversity and Conservation*, 31(3), 87-894. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02368-y>
- Guerrero-Hernández, R., González-Gallegos, J. G., & Castro-Castro, A. (2014). Análisis florístico de *Abies* y el bosque mesófilo de montaña adyacente en Juanacatlán. Mascota, Jalisco, México. *Botanical Sciences*, 92(4), 541-562. <https://doi.org/10.17129/botsci.119>
- Hegland, S. J., Van Leeuwen, M., & Oostermeijer, J. G. B. (2001). Population structure of *Salvia pratensis* in relation to vegetation and management of Dutch dry floodplain grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 38(6), 1277-1289. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8901.2001.00679.x>
- Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity Conservation*, 13(1), 207-251. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e>
- Hernández, M. E. (1985). Distribución y utilidad de los *Abies* en México. *Investigaciones Geográficas*, 15, 75-118. <https://doi.org/10.14350/rig.59477>
- Hernández-Álvarez, A. G., Reyes-Ortiz, J. L., Villanueva-Díaz, J., & Sánchez-González, A. (2021). Variación de la estructura del bosque de *Abies religiosa* (Pinaceae), en diferentes condiciones de manejo y disturbio. *Acta Botánica Mexicana*, 128, e1752. <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1752>
- International Plant Names Index [IPNI] (2022). *The International Plant Name Index*. <http://www.ipni.org>
- Jardel-Peláez, E. (2015). *Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales*. Comisión Nacional Forestal - Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo.
- Jost, L., & González-Oreja, J. A. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoologica Lilloana*, 56(1-2), 3-14. <https://www.lillo.org.ar/journals/index.php/acta-zoologica-lilloana/article/view/240>
- Lamprecht, H. (1989). *Silviculture in tropics: tropical forest ecosystems and their tree species: possibilities and methods for their long-term utilization*. Institute of Silviculture, University of Gottingen - Technical Cooperation of Federal Republic of Germany.
- Magurran, A. E. (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.
- Martínez-Hernández, P., Calderón-Maya, J. R., & Campos-Alanís, H. (2009). Santuarios del agua (SA) como política ambiental en el estado de México, hacia una protección de los recursos hídricos, caso de estudio: Área Natural Protegida Parque Estatal (SA) Presa Corral de Piedra. *Quivera*, 11(1), 22-35. <https://quivera.uaemex.mx/article/view/10299>
- Matteucci, S. D., & Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Mejía-Canales, A., Franco-Maass, S., Endara-Agramon, R., & Ávila-Akerberg, V. (2018). Caracterización del sotobosque en bosques densos de pino y oyamel en el Nevado de Toluca, México. *Madera y Bosques*, 24(3), e2431656. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431656>

- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manuales y Tesis SEA. Vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo - Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe, UNESCO - Sociedad Entomológica Aragonesa.
- Newton, A. C. (2007). *Forest ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press.
- Nieto de Pascual P., C. (1995). Estudio sinecológico del bosque de oyamel de la cañada de Contreras, Distrito Federal. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 20(77), 3-34. <http://cienciasforestales.inifap.gob.mx/index.php/forestales/article/view/1021>
- Pineda-López, M. R., Ortega-Solís, R., Sánchez-Velásquez, L., 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(3), 375-385. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.11.058>
- Pretzsch, H. (2009) *Forest dynamics, growth and yield. From measurement to model*. Springer-Verlag.
- Rendón-Salinas, E., Martínez-Meza, F., Mendoza-Pérez, M. A., Cruz-Piña, M., Mondragón-Contreras, G., & Martínez-Pacheco, A. (2021). *Superficie forestal ocupada por las colonias de mariposas monarca en México durante la hibernación de 2020-2021*. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales - Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas - Mariposa Monarca Reserva de la Biosfera - WWF - Fundación Telmex Telcel.
- del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., & Montero, G. (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistemas de Recursos Forestales*, 12(1), 159-176. <https://doi.org/10.5424/795>
- Rzedowski, J. (2016). *Vegetación de México* (1a. ed.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Saavedra-Romero, 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, G. P., & Finegan, B. (2000). Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. *Catie*.
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G. E., Duval, P., & Lindig-Cisneros, R. (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>
- Sánchez-González, A. (2004). *Análisis sinecológico, florístico y biogeográfico de la vegetación del norte de la Sierra Nevada* [Tesis de Doctorado, Colegio de Postgraduados].
- Sánchez-González, A., López-Mata, L., & Granados-Sánchez, D. (2005). Semejanza florística entre los bosques de *Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. & Schltdl. de la Faja Volcánica Transmexicana. *Investigaciones Geográficas*, 56, 62-76. <https://doi.org/10.14350/ig.30097>
- Sánchez-González, A., López-Mata, L., & Vibrans, H. (2006). Composición y patrones de distribución geográfica de la flora del bosque de oyamel del Cerro Tláloc, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 79, 67-78. <https://doi.org/10.17129/botsci.1734>
- Sánchez-Velásquez, L. R., Pineda-López, M. R., & Hernández-Martínez, A. (1991). Distribución y estructura de la población de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham., en Cofre de Perote, estado de Veracruz, México. *Acta Botanica Mexicana*, 16, 45-55. <https://doi.org/10.21829/abm16.1991.625>
- Scott, D. W. (2009). Sturges' rule. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 1(3), 303-306. <https://doi.org/10.1002/wics.35>
- Secretaría del Medio Ambiente del Estado de México [SMA] (2006). *Programa de conservación y manejo del Parque Estatal Santuario del Agua, Presa Corral de Piedra*. Gobierno del Estado de México.
- Secretaría del Medio Ambiente del Estado de México [SMA] (2018). *Acuerdo por el que se da a conocer el resumen del programa de manejo del área natural protegida, con la categoría de parque estatal denominado Cerro Cuautenco, ubicado en el municipio de Valle de Bravo, Estado de México*. Periódico Oficial Gaceta del Estado Libre y Soberano de México. <https://legislacion.edomex.gob.mx/sites/legislacion.edomex.gob.mx/files/files/pdf/gct/2020/ago111.pdf>
- Shankar, U. (2001). A case of high tree diversity in a sal (*Shorea robusta*) dominated lowland forest of eastern Himalaya: floristic composition, regeneration and conservation. *Current Science*, 81(7), 776-786. <http://www.jstor.org/stable/24106397>
- Swanson, F. J., & Franklin, J. F. (1992). New forestry principles from ecosystem analysis of pacific northwest forests. *Ecological Applications*, 2(3), 262-274. <https://doi.org/10.2307/1941860>
- Tinya, F., Márialigeti, S., Bidló, A., & Ódor, P. (2019). Environmental drivers of the forest regeneration in temperate mixed forests. *Forest Ecology and Management*, 433, 720-728. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.051>
- Missouri Botanical Garden (2022). *Tropicos connecting the world to botanic data since 1982*. Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. <http://www.tropicos.org>



- Velázquez, P. (2006). Diagnóstico y propuesta de zonificación ecoturística en el Paraje Piedra Herrada, Estado de México. *El Periplo Sustentable*, 11, 69-96.
- Vidal, O., López-García, J., & Rendón-Salinas, E. (2014). Trends in deforestation and forest degradation after a decade of monitoring in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico. *Conservation Biology*, 28(1), 177-186. <https://doi.org/10.1111/cobi.12138>
- Villaseñor, J. (2017). Diversidad y distribución de la familia Asteraceae en México. *Botanical Sciences*, 95(2), 332-358. <https://doi.org/10.17129/botsci.1872>
- Villers-Ruiz, L., García del Valle, L., & López-Blanco, J. (1998). Evaluación de los bosques templados en México: una aplicación en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Investigaciones Geográficas*, 36, 7-19.
- Zepeda-Gómez, C., Burrola-Aguilar, C., Estrada-Zúñiga, M. E., & White-Olascoaga, L. (2018). Riqueza y afinidades geográficas de la flora de un bosque de *Abies religiosa* de la Faja Volcánica Transmexicana. *Caldasia*, 40(1), 54-70. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v40n1.68658>

Manuscrito recibido el 19 de mayo de 2022

Aceptado el 07 de marzo de 2023

Publicado el 18 de diciembre de 2023

Este documento se debe citar como:

Zepeda Gómez, C., Estrada Zúñiga, M. E., Burrola Aguilar, C., Manjarrez, J., & White Olascoaga, L. (2023). Diversidad, estructura y regeneración del bosque de *Abies religiosa* en una zona de hibernación de la mariposa monarca del centro de México. *Madera y Bosques*, 29(2), e2922488. <https://doi.org/10.21829/myb.2023.2922488>



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercialCompartirIgual 4.0 Internacional.