



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**DIVERSIDAD Y CARACTERIZACIÓN DE LAS
COMUNIDADES ARBÓREO-ARBUSTIVAS DE LOS
BOSQUES TEMPLADOS DE CHIAUTZINGO**

Tesis presentada para obtener el grado de:

LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

PRESENTA:

MARÍA FERNANDA GUTIÉRREZ PÉREZ

DIRECTORA DE TESIS:

M. EN CS. LUCERO MONTSERRAT CUAUTLE GARCÍA

CO-DIRECTOR DE TESIS:

MTRO. VICTOR HUGO DE GANTE CABRERA

REVISORES DE TESIS:

DR. DANIEL SIHUANCA MENDOZA

BIÓL. ELOY HERRERA VÁZQUEZ



OCTUBRE 2024

La presente tesis titulada: “DIVERSIDAD Y CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES ARBÓREO-ARBUSTIVAS DE LOS BOSQUES TEMPLADOS DE CHIAUTZINGO” ha sido revisada y aprobada por el siguiente consejo particular, para obtener el título de:

LICENCIADA EN BIOLOGÍA

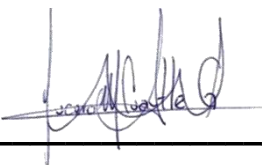
Facultad de Ciencias Biológicas

Consejo Particular integrado por:

Firma

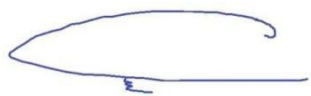
Directora de Tesis:

M. en Cs. Lucero Montserrat Cuautle
García
Profesora Investigadora-FCB-BUAP



Co-director de Tesis:

M. en Cs. Víctor Hugo De Gante Cabrera
Profesor Investigador-Facultad de
Arquitectura-BUAP



Comité Revisor de Tesis:

Dr. Daniel Sihuanca Mendoza
Profesor Investigador-FCB-BUAP



Comité Revisor de Tesis:

Biól. Eloy Herrera Vázquez
Profesor Investigador-FCB-BUAP



Facultad de Ciencias Biológicas, BUAP.

Puebla, Puebla, México. – Octubre de 2024.

El presente trabajo forma parte del GRUPO DE INVESTIGACIÓN denominado: COMUNIDADES SOSTENIBLES, RESILIENTES E INCLUYENTES (BUAP-GI-22074), de la línea de investigación: USO Y CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES en la Facultad de Ciencias Biológicas.

Este trabajo fue financiado con recursos propios y recibió el apoyo logístico del H. Ayuntamiento de Chiautzingo, Puebla, 2021-2024.

DEDICATORIA

A los extraordinarios bosques templados de Chiautzingo: *“en la enigmática naturaleza de este bosque se esconden rincones llenos de vida, misterio y magia, que merecen ser preservados y cuidados para las próximas generaciones”*.

A las comunidades de San Lorenzo Chiautzingo, San Juan Tetla y San Agustín Atzompa, a todas las personas que generosamente me brindaron su ayuda y motivación; a mi familia, profesores, al personal administrativo municipal de Chiautzingo, a mis amigas y a los nuevos amigos que hice en el transcurso de este proyecto, les aprecio y siempre les llevo en mi corazón.

¡Gracias por su amistad, colaboración y por compartir conmigo esta aventura inolvidable!

Con aprecio,

María Fernanda.

EXPRESIONES DE GRATITUD

Agradezco a los integrantes de la comisión revisora, al Dr. Daniel Sihuana Mendoza, al Biól. Eloy Herrera Vázquez y miembros del jurado, al comité tutorial, a la Facultad de Ciencias Biológicas, a la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla y especialmente a mi directora de tesis, M. en Cs. Lucero Montserrat Cuautle García, y a mi co-director, Mtro. Victor Hugo de Gante Cabrera, por su orientación, paciencia y apoyo constante a lo largo de este proyecto de investigación.

Mi más profundo agradecimiento a mi familia, amigas y a todas las personas que contribuyeron en este trabajo. A Fátima Suárez Hernández por su compañía y valiosa ayuda durante el trabajo de campo. A Mariana Gutiérrez Pérez, por capturar la asombrosa diversidad vegetal y la esencia mágica de los bosques de Chiutzingo. A Eusebio Amador Domínguez, Juan López Pérez y Mariela del Rosario de la Luz Villada, integrantes de la Comisaría Ejidal de San Agustín Atzompa, a Eric Osorio Mena y a los regidores Griselda Rivera y Rafael Domínguez, por su valioso apoyo y colaboración en las salidas de campo.

Expreso mi más sincero agradecimiento a cada uno de ustedes.

María Fernanda.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA	4
EXPRESIONES DE GRATITUD	5
ÍNDICE GENERAL	6
ÍNDICE DE CUADROS	9
ÍNDICE DE FIGURAS	10
RESUMEN	11
ABSTRACT	12
1. INTRODUCCIÓN	13
Pregunta de Investigación:	16
Hipótesis:	16
Objetivo general:	16
Objetivos específicos:	16
2. MARCO TEÓRICO	17
2.1 ¿Qué es la biodiversidad?	17
2.1.1 El concepto de biodiversidad	17
2.1.2 Niveles de biodiversidad	18
2.1.3 Factores que influyen en la biodiversidad	20
2.2 ¿Cómo se mide la biodiversidad?	21
2.2.1 Diversidad alfa (α)	21
2.2.2. Diversidad beta (β)	22
2.2.3 Diversidad gamma (γ)	23
2.3 Los bosques templados del mundo	24
2.3.1 Descripción global	25
2.3.2 Tipos de bosques templados	26
2.3.3 Servicios ecosistémicos y económicos	29
2.3.4 Estado actual y problemáticas que enfrentan los bosques templados.	32
2.4 Los bosques templados mexicanos	37
2.4.2 Clasificación de los bosques templados mexicanos	38

2.4.2.1 Rzedowski (2006).....	40
2.4.2.2 Challenger y Soberón (2008).....	45
2.4.2.3 Villaseñor y Ortiz (2014).....	47
2.4.2.4 INEGI (2015).....	47
3. METODOLOGÍA.....	54
3.1 Área de estudio.....	54
3.1.1 Clima y vegetación.....	54
3.1.2 Suelo.....	56
3.1.3 Hidrografía.....	57
3.2 Diseño metodológico.....	57
3.3 Variables de respuesta.....	59
3.3.1 Composición florística.....	59
3.3.2 Diversidad de especies/ diversidad alfa (α).....	59
3.3.2.1 Índice de diversidad de Margalef (D_{Mg}).....	60
3.3.2.2 Índice de Dominancia Simpson (D_0).....	60
3.3.2.3 Índice de Diversidad de Simpson ($1 - D_0$).....	61
3.3.2.4 Índice de equidad de Shannon-Wiener (H').....	61
3.3.2.5 Índice de equidad de Pielou (J').....	62
3.3.3 Estructura arbórea.....	63
3.3.3.1 Índice de Valor de Importancia (IVI).....	63
3.3.3.2 Área basal (m^2).....	64
3.3.3.3 Cobertura de copa (m^2).....	65
3.3.3.4 Volumen Compuesto de Copa (V^3).....	65
3.3.4 Características meteorológicas/Factores climáticos.....	65
3.3.5 Diversidad Beta (β).....	66
3.3.5.1 Índice de Whittaker.....	66
3.3.5.2 Índice de Wilson-Shmida.....	66
3.3.5.3 Índice de Cody.....	67
3.3.5.4 Índice de Routledge.....	67
3.4 Análisis de datos.....	67

4. RESULTADOS	68
4.1 Composición florística	68
4.2 Diversidad de especies/ diversidad alfa (α)	68
4.3 Estructura arbórea y arbustiva	73
4.3.1 Índice de Valor de Importancia (IVI)	73
4.3.2 Área basal	74
4.3.3 Cobertura de copa	78
4.3.4 Volumen	78
4.4 Características meteorológicas/Factores climáticos	80
4.5 Diversidad beta (β)	80
5. DISCUSIÓN	82
5.1 Composición florística	82
5.2 Diversidad de especies/ diversidad alfa (α)	84
5.3 Estructura arbórea y arbustiva	86
5.3.1 Densidad arbórea y arbustiva	87
5.3.2 Índice de Valor de Importancia	87
5.3.3 Área basal	89
5.3.4 Cobertura de copa	90
5.3.5 Volumen	90
5.4 Características meteorológicas/Factores climáticos	91
5.5 Diversidad beta (β)	93
6. CONCLUSIÓN	95
7. REFERENCIAS	97
8. ANEXOS	109

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Biodiversidad a nivel mundial y en México	17
Cuadro 2. Definiciones de biodiversidad	19
Cuadro 3. Clasificación de los bosques templados	27
Cuadro 4. Bosques templados caducifolios y de hoja perenne	29
Cuadro 5. Sistemas de clasificación de los bosques templados de México	39
Cuadro 6. Los biomas de Villaseñor y Ortiz	48
Cuadro 7. Resultados de biodiversidad: listado florístico y biodiversidad α y β	69
Cuadro 8. Índices de valor de importancia de las especies arbóreas y arbustivas por sitio	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución y proporción del área forestal total a nivel mundial	25
Figura 2. Principales causas de la pérdida de masa forestal a nivel mundial	33
Figura 3. Proyección del cambio de vegetación como consecuencia de los “ <i>hotter droughts</i> ” de las últimas décadas, de Allen <i>et al.</i> , 2015	35
Figura 4. Distribución de los bosques templados de México	38
Figura 5. Geoposición del municipio de Chiautzingo	55
Figura 6. Mapas fisiogeográficos del municipio de Chiautzingo	56
Figura 7. Muestreo, procedimiento ilustrado	58
Figura 8. Resultados de cobertura forestal de copa y volumen	79
Figura 9. Análisis de Componentes Principales (PCA)	80
Figura 10. Resultados y pruebas estadísticas de las variables meteorológicas	81

ANEXOS

Figura 11. Gráfico de IVI de la zona 1	109
Figura 12. Gráfico de IVI de la zona 2	109
Figura 13. Gráfico de IVI de la zona 3	110
Figura 14. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 1	110
Figura 15. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 1	111
Figura 16. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 2	111
Figura 17. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 2	112
Figura 18. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 3	112
Figura 19. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 3	113

RESUMEN

En las faldas del Volcán Iztaccíhuatl, en Chiautzingo, Puebla, se encuentran bosques templados que constituyen un importante centro de diversidad biológica. Sin embargo, enfrentan diversas presiones ambientales y antropogénicas, y la información disponible sobre su diversidad y estructura es aún limitada. Ante la falta de estudios específicos sobre la composición arbóreo-arbustiva, este trabajo evaluó la composición, diversidad (alfa y beta) y estructura de estas comunidades, así como las características meteorológicas asociadas, con el fin de caracterizar la variabilidad de los bosques y facilitar futuras investigaciones para preservar su biodiversidad.

Se realizaron muestreos en tres zonas con distintas condiciones geográficas y climáticas, utilizando transectos lineales para medir parámetros estructurales de especies de árboles y arbustos. Se identificaron 30 especies en 12 familias, con variaciones significativas en riqueza, composición y estructura entre las zonas.

La zona 1, caracterizada por *Pinus ayacahuite* y *Abies religiosa*, presentó una alta riqueza y diversidad. La zona 2, representada por *Pinus teocote* y *Quercus mexicana*, mostró el mayor volumen arbóreo. Y la zona 3, dominada por *P. ayacahuite* y *Ageratina glabrata*, fue la de mayor densidad y cobertura de copa, pero la de menor uniformidad. Los factores meteorológicos, como la altitud y los cambios de temperatura, influyen en estas diferencias.

Por otro lado, los índices de diversidad beta indicaron variaciones en la composición entre zonas, siendo las zonas 1 y 3 más similares en comparación con la zona 2. Los resultados sugieren que las zonas corresponden a un bosque de pino (inclinado a un bosque de *Abies*), un bosque de pino-encino y un bosque de pino con variaciones. Esta información es crucial para futuras investigaciones y estrategias de conservación, resaltando la importancia de considerar factores adicionales como condiciones edáficas y otras variables microclimáticas para una mejor comprensión.

Palabras clave: pino-encino, diversidad alfa, diversidad beta, altitud, Iztaccíhuatl.

ABSTRACT:

On the slopes of the Iztaccíhuatl Volcano, in Chiautzingo, Puebla, there are temperate forests that constitute an important center of biological diversity. However, they face various environmental and anthropogenic pressures, and the available information on their diversity and structure is still limited. Given the lack of specific studies on tree-shrub composition, this work evaluated the composition, diversity (alpha and beta) and structure of these communities, as well as the associated meteorological characteristics, in order to characterize the variability of the forests and facilitate future research to preserve their biodiversity.

Sampling was carried out in three areas with different geographic and climatic conditions, using linear transects to measure structural parameters of tree and shrub species. 30 species were identified in 12 families, with significant variations in richness, composition and structure between the areas.

Zone 1, characterized by *Pinus ayacahuite* and *Abies religiosa*, presented high richness and diversity. Zone 2, represented by *Pinus teocote* and *Quercus mexicana*, showed the highest tree volume. And zone 3, dominated by *P. ayacahuite* and *Ageratina glabrata*, had the highest density and canopy cover, but the lowest uniformity. Meteorological factors, such as altitude and temperature changes, influence these differences.

On the other hand, beta diversity indices indicated variations in composition between zones, with zones 1 and 3 being more similar compared to zone 2. The results suggest that the zones correspond to a pine forest (inclined to an *Abies* forest), a pine-oak forest, and a pine forest with variations. This information is crucial for future research and conservation strategies, highlighting the importance of considering additional factors such as edaphic conditions and other microclimatic variables for a better understanding.

Keywords: pine-oak, alpha diversity, beta diversity, altitude, Iztaccíhuatl.

1. INTRODUCCIÓN

En México, se puede apreciar una amplia diversidad de cubierta vegetal, que va desde los imponentes bosques tropicales con árboles como el *Ulmus mexicana* (Liebm.) Planch., que alcanzan alturas de hasta 90 metros y habitan en áreas con lluvias abundantes durante todo el año, hasta los matorrales desérticos con especies vegetales sorprendentes, adaptadas para sobrevivir en periodos secos que pueden extenderse de siete a 12 meses al año (Villaseñor y Ortiz, 2014).

En las zonas montañosas de la república mexicana, habitan bosques repletos de pinos y encinos que conviven con arbustos y herbáceas; en estos bosques los suelos son templados y/o semihúmedos, habitan en casi todos los estados del país (Challenger y Soberón, 2008). Estos bosques representan el 52% (648 000 km²) de la cobertura vegetal de la república (Comisión Nacional Forestal, 2012; López-Hernández *et al.*, 2017), que equivale al 16% del territorio mexicano (INEGI, 2015; CONABIO, 2021).

Su categorización es muy variada, por lo que existen diferentes tipos de clasificaciones de los bosques templados, en este trabajo se utilizan taxonomías mundiales (Tyrrel *et al.*, 2012; Adams *et al.*, 2019; Reid, *et al.*, 2023) y clasificaciones específicas de la vegetación de México, de Rzedowski (2006), Challenger y Soberón (2008), Villaseñor y Ortiz (2014) e INEGI (2015).

Además de ser los bosques más ampliamente distribuidos en nuestro país, son también los que albergan la mayor diversidad vegetal registrada, incluyendo 8,824 especies en total, de las cuales 4,534 son endémicas (Villaseñor y Ortiz, 2014). Se encuentran principalmente en la Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental y Sierra Madre del Sur.

Estos bosques proporcionan importantes servicios ambientales a nivel local, regional y global, como la regulación del agua, el clima y el suelo, además de ser centros de biodiversidad con corredores biológicos y numerosos endemismos. Sin embargo, esta diversidad está siendo amenazada y gradualmente destruida por factores estresantes conocidos a nivel mundial como megaperturbaciones (Millar y Stephenson, 2015), que

incluyen la fragmentación de los ecosistemas (Morreale *et al.*, 2021), sequías intensas y prolongadas (Allen *et al.*, 2015), megaincendios (Stephens *et al.*, 2014), introducción de especies invasoras (Millar y Stephenson, 2015) y prácticas sociales insostenibles (Adams *et al.*, 2019).

Esta pérdida de biodiversidad es uno de los problemas ambientales que más ha llamado la atención a nivel mundial. Evaluar los cambios en la diversidad biológica, considerando su impacto en la composición, estructura y procesos clave, permite identificar los posibles efectos sobre los servicios ecosistémicos. Por ello, los estudios y trabajos sobre biodiversidad se han enfocado en programas de conservación y restauración de ecosistemas (Moreno, 2001).

Una de las herramientas más eficaces para medir la biodiversidad, evaluar los cambios de los ecosistemas a través del tiempo y monitorear los efectos de las actividades antropogénicas y factores estresantes, son los índices de biodiversidad, a nivel local, regional y/o la relación entre ambos, llamados también como diversidad alfa, beta y gamma, respectivamente (Van Dyke y Lamb, 2020).

Estos métodos nos muestran el número de especies que habitan en una comunidad, la abundancia relativa de estas especies, la cantidad de especies que cambian en los ecosistemas a través del tiempo o de diferentes zonas, e incluso miden la biodiversidad general dentro de una región o paisaje. Gracias a estas herramientas se pueden comprender las relaciones entre las comunidades vegetales y animales, y el espacio en el que habitan (González-Medrano, 2004).

En México, los esfuerzos para preservar la diversidad vegetal *in situ* se han concentrado en las Reservas Naturales y Áreas Naturales Protegidas (Jiménez-Sierra *et al.*, 2014), que cubren alrededor del 11.27% y 22.05% del territorio nacional terrestre y marino, respectivamente. Actualmente se tienen 205 Áreas Naturales Protegidas (ANP), en 916 086.0286 km² (CONANP, 2023), las cuales no son suficientes debido a la gran diversidad de nuestro país y al incremento de pérdida de biodiversidad (CONABIO-CONANP, 2007), por esta razón los trabajos de conservación en otras áreas de importancia biológica, son y deben ser una prioridad en nuestro país.

En el estado de Puebla, la protección de la diversidad vegetal se centra principalmente en las reservas naturales a través de la declaración de áreas de protección y sus correspondientes programas de manejo, como el Programa de Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (SEMARNAT-CONANP 2013). Este programa clasifica la vegetación en tres categorías principales según la clasificación de Rzedowski (2006): pino-abeto, pino y herbazales. Los bosques de coníferas predominan, mientras que las asociaciones de bosques de encino son las más complejas debido a su mezcla con otros tipos de vegetación (SEMARNAT-CONANP, 2013).

En los límites del Parque Izta-Popo se encuentra Chiautzingo, uno de los 217 municipios del estado de Puebla, situado al poniente, en las estribaciones de la Sierra Nevada. Este municipio alberga bosques templados de pino y pino-encino de gran valor biológico. Y a pesar de estar contiguo a una reserva natural protegida (SEMARNAT-CONANP, 2013) y contar con bosques que constituyen un importante centro de diversidad biológica (Caballero *et al.*, 2022), la información sobre la diversidad y estructura de estas comunidades vegetales es escasa. La falta de estudios específicos y detallados sobre la composición arbóreo-arbustiva en esta área, limita la capacidad para implementar estrategias efectivas de manejo y conservación.

La degradación del hábitat en esta área, impulsada por prácticas sociales inadecuadas y la fragmentación del paisaje, están afectando negativamente a la biodiversidad local. Además, la ausencia de datos precisos sobre la diversidad de especies y la estructura de las comunidades vegetales impide una evaluación adecuada de los impactos ecológicos y dificulta el desarrollo de programas de restauración y conservación eficaces.

Por lo tanto, el propósito de este estudio fue evaluar la composición, diversidad y estructura de las comunidades arbóreo-arbustivas, así como las características meteorológicas, en tres zonas representativas de los bosques templados de este municipio. Con la finalidad de comprender las características de estos bosques y facilitar la incorporación de trabajos de conservación ecológica en investigaciones futuras, para preservar la valiosa biodiversidad de estos ecosistemas.

Pregunta de Investigación:

¿Existen variaciones en la composición, la diversidad (alfa y beta) y la estructura de las comunidades arbóreo-arbustivas en tres zonas representativas de los bosques templados de Chiautzingo, y qué influencia tienen las características meteorológicas en estas variaciones?

Hipótesis:

La composición, diversidad (alfa y beta) y la estructura de las comunidades arbóreo-arbustivas en tres zonas boscosas de Chiautzingo varían significativamente en función de las características ambientales y meteorológicas locales; afectando tanto la riqueza y estructura de especies dentro de cada zona, como las diferencias en la composición de especies entre las zonas.

Objetivo general:

Evaluar la composición, diversidad (alfa y beta), estructura de las comunidades arbóreo-arbustivas y las características meteorológicas de tres diferentes zonas boscosas del municipio de Chiautzingo.

Objetivos específicos:

1. Analizar y comparar la diversidad (diversidad alfa) y estructura arbórea (área basal, cobertura de copa, volumen e índice de valor de importancia) de tres zonas representativas del bosque templado.
2. Caracterizar las comunidades vegetales de tres zonas seleccionadas, con base en las variables anteriormente mencionadas y los factores meteorológicos asociados.
3. Comparar la diversidad entre las zonas estudiadas (diversidad beta), bajo índices de reemplazo de especies.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 ¿Qué es la biodiversidad?

La palabra "biodiversidad" es un concepto íntegro que describe a toda la variedad de vida que se encuentra (Cuadro 1) y se ha encontrado a nivel global a través del tiempo (Halffter, 1994). Involucra a todo el espectro de organización biológica, interacciones, composición, formas de vida que se han establecido en la Tierra y los diferentes servicios ambientales que proporcionan; que en conjunto, contribuyen al equilibrio ecológico del planeta (Núñez *et al.*, 2003). Abarca desde la variabilidad genética (variedades de una especie, como el maíz) hasta la diversidad de ecosistemas y biomas, como por ejemplo, los diferentes tipos de vegetación que existen en el mundo (Martínez *et al.*, 2014).

Cuadro 1. Biodiversidad a nivel mundial y en México.

Organismos	Especies en el mundo	Especies en México
Hongos	69,000 - 70,000	7000
Briofitas	19,400 - 19,900	1482
Algas	27,000	2702
Plantas vasculares	246,394 - 272,655	25,008
Artrópodos	1,053,163 - 1,078,577	59,995 - 60,080
Vertebrados	55,097	5488

Información adaptada de Llorente-Bousquets y Ocegueda (2008) para este.

2.1.1 El concepto de biodiversidad

Para entender el concepto de biodiversidad, es importante señalar que la palabra biodiversidad tiene innumerables definiciones, como lo argumentan Van Dyke y Lamb (2020), dependerá de la rama, aplicación, contexto y área de trabajo, además del estilo de pensamiento del investigador (Nuñez *et al.*, 2003).

Para Van Dyke y Lamb (2020) la definición tiene que centrarse en dos aspectos clave para ser viable en la investigación, **(I)** la variabilidad biológica y **(II)** los niveles de esa variabilidad, dado que para medir la biodiversidad, esa es la variación que se evalúa. Para los autores la definición con mayor utilidad en la investigación científica es la siguiente: *“la biodiversidad es la variedad estructural y funcional de las formas de vida a nivel genético, poblacional, comunitario y ecosistémico”*.

Del mismo modo, Nuñez *et al.* (2003) describen a la biodiversidad como una propiedad de los seres vivos (lo que los hace ser diferentes entre sí), como una característica de la naturaleza y como el resultado de los diferentes procesos evolutivos, desde los genes hasta el nivel ecosistema: *“la biodiversidad abarca todos los tipos y niveles de variación biológica”* (Nuñez *et al.*, 2003).

Para Diniz-Filho y Jardim (2023) el concepto de biodiversidad es multidimensional, abarca la variación genética, fenotípica y funcional de la vida, que se origina a partir de procesos jerárquicos y de multinivel a nivel de población, especie, comunidad y ecosistema. En el Cuadro 2 se presentan diversas definiciones que van desde las legales hasta las relacionadas con el manejo de recursos bióticos.

2.1.2 Niveles de biodiversidad

Dependiendo del autor, existen diferentes tipos de niveles de biodiversidad, por ejemplo, la Sociedad Ecológica Americana (1997) toma en cuenta tres niveles de biodiversidad: **(I)** *el nivel genético*, que es la variedad de genes que se encuentran en cada individuo, ya sean plantas, animales, hongos, microorganismos, etc. y su variedad de alelos, se mide dentro de las especies (es decir, entre individuos) y también entre especies; **(II)** *el nivel de especie*, que mide las diferencias entre especies y dentro de las poblaciones; y **(III)** *el nivel de ecosistemas*, tomando en cuenta todos los diferentes hábitats, comunidades biológicas, y procesos ecológicos, así como la variación dentro de los ecosistemas individuales.

Cuadro 2. Diferentes definiciones de biodiversidad, abordando distintos enfoques desde la diversidad genética hasta la diversidad de ecosistemas, según varios autores y estudios relevantes en el campo.

Autor	Definición
Maclaurin y Sterelny (2008).	<i>“La biodiversidad es una magnitud o magnitudes naturales de los sistemas biológicos”.</i>
Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2010).	<i>“Es la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otros, los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”.</i>
Luna et al. (2011)	<i>“La biodiversidad es la variedad de vida en la Tierra. Implica que ningún organismo vive en aislamiento, puesto que las formas en que los millones de organismos interactúan en la Tierra contribuyen al equilibrio del ecosistema global y a la supervivencia del planeta.”</i>
Ali (2023).	<i>“La biodiversidad es la variedad de vida vegetal, animal, microbiana y de todos los organismos en un hábitat particular y, por lo tanto, un alto nivel de biodiversidad generalmente se considera importante y deseable para el funcionamiento del ecosistema.”</i>

Van Dyke y Lamb (2020) sostienen que, además de los niveles previos, la biodiversidad en el nivel de los ecosistemas puede ser medida a través de la diversidad de hábitats, paisajes y ecosistemas. En cuanto a los hábitats, la diversidad se

manifiesta en los diversos tipos de entornos que están caracterizados por patrones de asociación y la estructura de la vegetación. En los paisajes, estas diferencias se destacan por los elementos y la disposición del paisaje, como los paisajes urbanos, agrícolas y los accidentes geográficos.

Por último, en los ecosistemas se integran los aspectos anteriores (hábitat y paisaje), donde las diferencias se determinan por las especies funcionales de plantas, animales y microorganismos que interactúan entre sí en un espacio definido y delimitado, como por ejemplo los distintos tipos de vegetación (Van Dyke y Lamb, 2020).

2.1.3 Factores que influyen en la biodiversidad

Existen patrones geográficos que determinan la biodiversidad de un hábitat, para ejemplificar, Sugg (1996) argumenta que **(I)** *el número de especies está influenciado por la superficie*, es decir, a mayor área, mayor número de especies, **(II)** *por la cercanía o alejamiento al ecuador*, la biodiversidad aumenta al acercarse al ecuador y el número de individuos por especie aumenta al alejarse del ecuador, y **(III)** *por la heterogeneidad del hábitat*, si es mayor esta heterogeneidad, mayor será la biodiversidad, como sucede en México, que es un país que cumple con dichos patrones geográficos.

También existen factores que influyen en la pérdida de biodiversidad (Srivastava y Vellend, 2005; Luna *et al.*, 2011). Por ejemplo, la destrucción y fragmentación del hábitat (debido a las actividades antropogénicas), las especies invasoras o introducción de especies exóticas, que pueden alterar a los ecosistemas y afectar a las poblaciones de especies autóctonas, la contaminación ambiental generada por malas gestiones ambientales, el cambio climático, la sobreexplotación de recursos naturales como la caza y pesca furtiva, la tala y extracción de plantas, el crecimiento poblacional, entre otros. En el apartado “2.3.4 Estado actual y problemáticas que enfrentan los bosques templados”, se profundiza este tema, los factores conocidos como megaperturbaciones sobre los bosques templados a nivel global.

2.2 ¿Cómo se mide la biodiversidad?

Para entender cómo se mide la biodiversidad, es importante enmarcar que no se mide la diversidad o variabilidad como tal, sino que se miden las representaciones de esas variabilidades que caracterizan los cambios en la biodiversidad, por ejemplo, el número de especies de una comunidad y la cantidad de especies que cambian en los ecosistemas, para así comparar la diversidad entre ecosistemas de diferentes zonas o comparar el cambio del ecosistema a través del tiempo, e incluso para medir la biodiversidad general dentro de una gran región. Estas características se tienen que definir como variables matemáticas, para así expresar dichas características de forma objetiva y significativa, esto se realiza gracias a los índices de biodiversidad (Van Dyke y Lamb, 2020).

Estos índices pueden utilizarse para observar los cambios en la biodiversidad a través del tiempo en un ecosistema, comunidad, población y/o hábitat (Maclaurin y Sterelny, 2008), siendo de gran utilidad. Por ejemplo, permiten evaluar el éxito o fracaso de iniciativas de restauración y/o protección de áreas naturales, y su aplicación universal facilita la comparación con otras comunidades similares.

Partiendo de los diferentes tipos de niveles, es importante recalcar que la unidad de biodiversidad más práctica y utilizada es la de nivel de especie, ya que es la más fácil de entender y definir, tanto para el público en general, como para cuestiones legales (Van Dyke y Lamb, 2020). Además, las especies son más fáciles de detectar y cuantificar (Moreno, 2001).

2.2.1 Diversidad alfa (α)

La diversidad alfa se refiere a la variabilidad de especies dentro de una comunidad ecológica, definida como "*todas las poblaciones que ocupan un área determinada en un momento dado*" (Van Dyke y Lamb, 2020). Según estos autores, la diversidad alfa se caracteriza por dos atributos principales: **(I) la riqueza de especies**, que corresponde al número total de especies presentes en la comunidad, y **(II) la uniformidad de las especies**, que se refiere a la distribución relativa de cada especie; es decir, la

proporción que una especie representa respecto al conjunto total de especies en un sitio específico.

Moreno (2001) define estos dos atributos como métodos en función de las variables, los nombra como: **(I) métodos basados en la cuantificación del número de especies presentes**, que se centran en la riqueza específica; y **(II) métodos basados en la estructura de la comunidad**, que consideran la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie, incluyendo aspectos como la abundancia relativa de individuos, biomasa, cobertura, productividad, entre otros.

2.2.2. Diversidad beta (β)

La diversidad beta, también conocida como diversidad entre hábitats, se refiere al grado de reemplazo o cambio en la composición de especies a lo largo de gradientes ambientales (Villarreal *et al.*, 2006). A diferencia de las diversidades alfa (dentro de una comunidad) y gamma (en un área geográfica), la diversidad beta se centra en las diferencias proporcionales entre comunidades o zonas geográficas (Van Dyke y Lamb, 2020). Esto implica evaluar índices o coeficientes de similitud, disimilitud o distancia basados en datos cualitativos, presencia-ausencia de especies, o cuantitativos, abundancia proporcional de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc. (Moreno, 2001).

Según Van Dyke y Lamb (2020), la diversidad beta revela tres aspectos clave de las comunidades biológicas:

(I) La medición de la variabilidad entre comunidades. La diversidad beta cuantifica cómo varía la composición de especies entre diferentes comunidades que experimentan diferentes condiciones ambientales a lo largo de un paisaje.

(II) La sensibilidad de las especies a cambios ambientales. Proporciona información sobre si las especies en diferentes comunidades responden de manera sensible o insensible a los cambios ambientales, y si dependen unas de otras para persistir o son independientes en su distribución.

(III) La medición de gradientes no ambientales. Además de las variables ambientales, la diversidad beta puede medir cómo las especies aumentan o disminuyen en relación con otros factores, como perturbaciones o cambios temporales, proporcionando *insights* sobre la dinámica de la biodiversidad a lo largo del tiempo y el espacio.

En resumen, estas características ayudan a comprender la biodiversidad en un paisaje y son útiles para priorizar la conservación de comunidades biológicas en función de su valor relativo. La diversidad beta es crucial para entender cómo la biodiversidad se distribuye y cambia en el paisaje, ofreciendo información valiosa para la conservación y la gestión de la biodiversidad a nivel regional y global (Moreno, 2001).

2.2.3 Diversidad gamma (γ)

La diversidad gamma representa la riqueza total de especies en un paisaje más amplio, abarcando diferentes tipos de comunidades o coberturas dentro de dicho paisaje (Villarreal *et al.*, 2006; Van Dyke y Lamb, 2020). Es el resultado combinado de la diversidad alfa (la variedad de especies dentro de cada comunidad local) y la diversidad beta (que indica cómo varía la composición de especies entre estas comunidades). En esencia, la diversidad gamma integra la información biológica a través de múltiples escalas espaciales, proporcionando una visión holística de la biodiversidad en el paisaje.

Según Van Dyke y Lamb (2020), la diversidad gamma se utiliza para medir la diversidad de diferentes tipos de comunidades dentro de un paisaje específico, independientemente del tipo de hábitat. Esto significa que la diversidad gamma refleja la tasa de cambio de especies a medida que nos alejamos entre sitios con hábitats similares o cuando expandimos áreas geográficas. Esta perspectiva contrasta con la diversidad beta, que está influenciada por las diferencias en hábitats específicos.

En otras palabras, la diversidad gamma es esencial para comprender la distribución y la variación de especies a nivel de paisaje, proporcionando una herramienta invaluable

para la evaluación y gestión de la biodiversidad en contextos regionales y globales (Villarreal *et al.*, 2006; Van Dyke y Lamb, 2020).

2.3 Los bosques templados del mundo

Con base en la Evaluación de los recursos forestales mundiales (Global Forest Resources Assessment, FRA) de la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) del 2020, los bosques templados representan el 16% de toda la cubierta forestal (Figura 1) de nuestro planeta Tierra. Si la masa forestal total a nivel global es de 40,6 millones de km² (el 31% de toda la superficie terrestre), los bosques templados cubren aproximadamente 6.5 millones de km².

Hansen *et al.* (2010), señalan que en el año 2000 la cubierta forestal de los bosques templados era de aproximadamente 5.3 millones de km² en todo el mundo, siendo el más bajo de cubierta forestal de todos los biomas, debido a que desde hace muchos años atrás, se han deforestado estos bosques para la agricultura y asentamientos humanos.

A causa de lo anterior, son los bosques con mayor fragmentación y alteración a nivel global (Landuyt *et al.*, 2019). Sin embargo, Reid *et al.*, (2023) explican que el área forestal de los bosques templados ha aumentado (3.8 millones de ha/año) en los últimos años debido a la regeneración pasiva de las áreas agrícolas abandonadas, la restauración activa, la reforestación de especies nativas y principalmente, por las iniciativas políticas y el cumplimiento de las regulaciones ambientales de América del Norte y Sur, Europa, Asia y Australia.

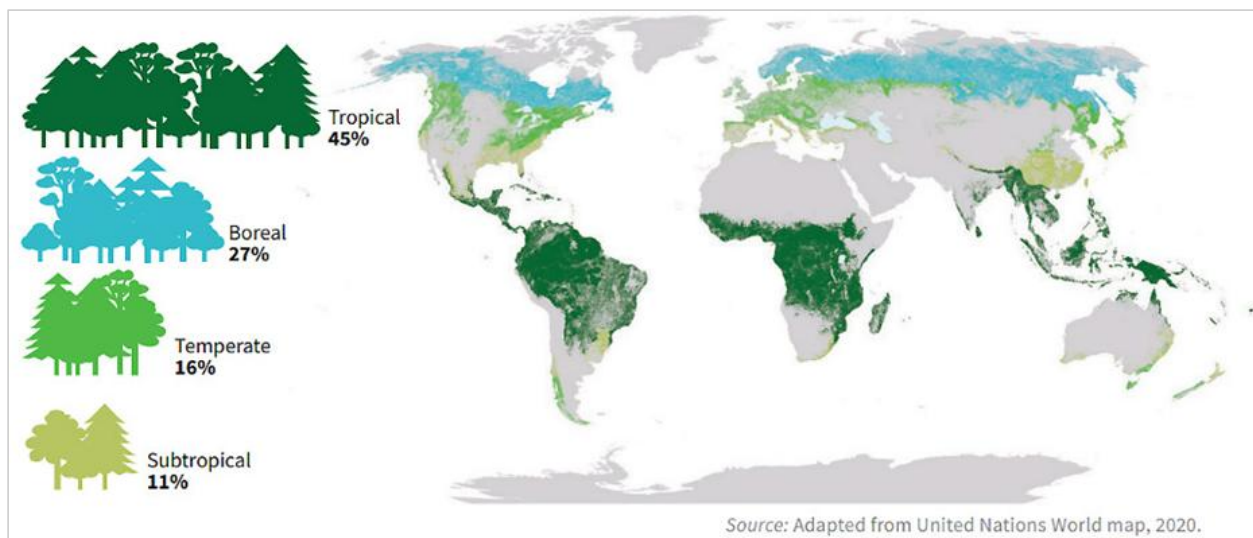


Figura 1. Distribución y proporción del área forestal total a nivel mundial. Los bosques templados representan el 16%. Tomado de FAO (2020).

2.3.1 Descripción global

Los bosques templados se encuentran distribuidos en América del Norte, América Central, Europa, Oceanía y en el noreste de Asia. Habitan en zonas de latitud media y alta, principalmente en el hemisferio norte (Reid *et al.*, 2023); son regiones repletas de árboles perennes y/o caducifolios (Adams *et al.*, 2019).

Los árboles perennes conservan sus hojas por más de un año y permanecen verdes durante todas las estaciones, un ejemplo son las coníferas (a excepción del género *Larix* que, al llegar el otoño, sus hojas se tornan amarillas y caen durante el invierno). Por otro lado, los árboles caducifolios, que comúnmente se encuentran en latitudes medias con una temporalidad de tres o cuatro estaciones, desprenden su follaje (mediante el proceso de abscisión) en una de las estaciones del año, generalmente durante el otoño o invierno, por ejemplo, algunos encinos.

Tyrrell *et al.* (2012), describen a los bosques templados como regiones con una marcada estacionalidad, desde veranos sumamente cálidos de hasta 30°C, con lluvias abundantes y temporadas de crecimiento vegetal de 120 a 250 días, hasta inviernos sutiles de no más de -30°C (que permiten residir angiospermas caducifolias), con

precipitaciones uniformemente distribuidas durante todo el año, de entre 500 a 1 500 mm; esta variación depende de la estación del año, de la posición geográfica y del relieve. Sus suelos son muy fértiles y repletos de hojarasca; por lo general, los bosques templados de América del Norte y Asia se encuentran en suelos de tipo ultisol, alfisol, inceptisol y espodosol, este último también en el hemisferio sur, y los molisoles en Europa.

2.3.2 Tipos de bosques templados

Tyrrell *et al.* (2012), describen y clasifican a los bosques templados en cinco grandes tipos: **(I)** los bosques húmedos latifoliados y de coníferas, **(II)** bosques interiores de coníferas, **(III)** bosques montanos de pino-encino, **(IV)** bosques de pino y **(V)** bosques tropicales-templados (Cuadro 3).

Adams *et al.* (2019) clasifican los bosques templados en dos grupos principales según el tipo de follaje predominante (ver Cuadro 4): **(1)** bosques templados caducifolios (*temperate deciduous forests*) y **(2)** bosques templados de hoja perenne (*temperate evergreen forests*). En los primeros, la estacionalidad es notable, con árboles de hoja ancha que pierden sus hojas en otoño e invierno, para luego regenerarlas en primavera. En contraste, los bosques templados perennifolios enfrentan inviernos largos y severos con abundante nieve, y temperaturas que pueden descender hasta -40 °C.

Por otro lado, Reid *et al.* (2023), catalogan a los bosques templados y boreales del hemisferio norte en tres grupos, bajo criterios y temas de restauración: **(1)** bosques de coníferas, dominados por especies de pino (*Pinus*), píceas (*Picea*), alerces (*Larix*) y abetos (*Abies*); **(2)** bosques de angiospermas latifoliadas, en donde se encuentran especies de los géneros *Quercus* (encinos), *Populus* (álamos), *Betula* (abedules), *Fraxinus* (fresnos), *Ulmus* (olmos) y *Tilia* (tilos); y **(3)** bosques mixtos de coníferas y latifoliadas, en donde habitan en conjunto ambos grupos mencionados anteriormente. En las zonas sureñas, las especies dominantes pertenecen a las familias Araucariaceae y Podocarpaceae y a los géneros *Nothofagus* y *Eucalyptus*.

Cuadro 3. Clasificación de bosques templados en función de criterios específicos, como la distribución geográfica, las especies predominantes, el tipo de suelo, así como las condiciones de temperatura y precipitación.

Tipo de bosque templado	Distribución	Especies que predominan	Tipo de suelo	Temperatura y precipitación
<p>“Moist Broadleaf and Coniferous Forests”</p> <p>(Bosques húmedos latifoliados y de coníferas).</p>	<p>Centro de Europa, este de Estados Unidos, noreste de Asia (Japón, China y Corea).</p>	<p>Encinares (<i>Quercus</i>), pinos (<i>Pinus</i>), fresnos (<i>Fraxinus</i>), arces (<i>Acer</i>), abedules (<i>Betula</i>), hayas (<i>Fagus</i>), nogales (<i>Carya</i>) y especies del género <i>Ulmus</i>, <i>Tsuga</i> y <i>Tilia</i>.</p>	<p>Ultisol, inceptisol y esodosol.</p>	<p>8°C, con variaciones en cada estación; la precipitación oscila entre 750 y 1,500 mm durante el año.</p>
<p>“Interior Coniferous Forests”</p> <p>(Bosques interiores de coníferas).</p>	<p>En la cadena montañosa costera de EE.UU y Canadá; Asia Central.</p>	<p>Píceas (<i>Picea</i>), abetos (<i>Abies</i>), álamos (<i>Populus</i>) y alerces (<i>Larix</i>).</p>	<p>Andisoles e inceptisoles.</p>	<p>Lluvias durante el invierno (nieve o aguanieve). Durante la primavera, la obtención de agua es mediante el derretimiento de la nieve.</p>
<p>“Montane Oak-Pine Forests”</p> <p>(Bosques montanos de pino-encino).</p>	<p>En las cordilleras de México, América Central, el Himalaya, la región mediterránea y Turquía.</p>	<p>Pinos (<i>Pinus</i>) y encinos (<i>Quercus</i>) de hoja perenne.</p>	<p>Alfisoles e inceptisoles.</p>	<p>Precipitaciones durante el invierno.</p>

“Woodland and Pineland Forests”	En la costa del Mediterráneo y en áreas de baja elevación de México; África y Australia.	<i>Costa del Mediterraneo y México:</i> Pinos (Pinus) y encinos (Quercus). <i>África y Australia:</i> acacias (<i>Acacia</i>) y eucalipto (<i>Eucalyptus</i>).	Alfisoles	Climas secos y templados. Precipitación anual de 500 a 700 mm.
“Temperate Rainforests”	En la costa noroeste del Pacífico de los EE. UU. y Canadá. La costa suroeste de Chile y Argentina. Nueva Zelanda y el sureste de Australia.	EE. UU. y Canadá: <i>Abies</i> , <i>Pseudotsuga</i> y <i>Thuja</i> . Chile y Argentina: <i>Nothofagus</i> . Nueva Zelanda y Australia: hayas, <i>Eucalyptus</i> y <i>Podocarpus</i> .	Espodosoles y andisoles.	Precipitaciones anuales de más de 2,000 mm, durante todo el año; los veranos son más secos.

Clasificación de los diferentes tipos de bosques templados según Tyrrell *et al.* (2012).

Con base en estas clasificaciones, los diferentes tipos de bosques templados de México se ajustan en las categorías “bosques montanos de pino-encino” y “bosques de pino” de Tyrrell *et al.* (2012), en ambas clases de bosques templados de Adams *et al.* (2019) y en los tres tipos de Reid *et al.*, (2023).

No obstante, estas clasificaciones son globales y generalizadas; por tanto, para tener una mayor precisión es preferible manejar clasificaciones específicas de cada país y/o región. En la sección “2.4 Los bosques templados mexicanos”, se abordan cuatro estudios de diversos autores que tratan sobre la clasificación de los bosques templados en México.

Cuadro 4. Bosques templados caducifolios y de hoja perenne.

Características	Bosques templados caducifolios (<i>Temperate deciduous forests</i>)	Bosques templados de hoja perenne (<i>Temperate evergreen forests</i>)
Zona geográfica	Este de Estados Unidos, Asia y Australia; Nueva Zelanda; Europa; América del sur (en las regiones más sureñas).	Estados Unidos, Canadá, Europa y Asia.
Precipitaciones	De 750 hasta 1,500 mm.	De entre 300 y 900 mm.
Temperatura	Por debajo de los 0 °C (durante el invierno) y de 21 °C (durante el verano).	De -40 °C hasta 20°C.
Especies dominantes	Encinos (<i>Quercus</i>), nogales (<i>Carya</i>), arces (<i>Acer</i>) y hayas (<i>Fagus</i>). Hayas australes (<i>Nothofagus</i>) y eucaliptos (<i>Eucalyptus</i>) en el hemisferio sur.	Especies del género <i>Picea</i> , pinos (<i>Pinus</i>), abetos (<i>Abies</i>), cicutas (<i>Tsuga</i>) y coníferas de los géneros <i>Araucaria</i> y <i>Podocarpus</i> en el hemisferio sur.

Diferencias basadas en la zona geográfica, patrones de precipitación, variaciones de temperatura y especies arbóreas dominantes, con base en Adams *et al.*, 2019.

2.3.3 Servicios ecosistémicos y económicos

Los bosques templados son regiones muy interesantes, en ellos habitan las especies vegetales más antiguas y grandes del planeta. Son sitios de gran valor e interés a nivel global, destacándose tanto por su biología y función biogeoquímica, como por la diversidad de recursos, productos, empleos y servicios económicos y ecosistémicos que proporcionan a nivel local y mundial (Reid *et al.*, 2023).

Entre estos servicios se incluye la regulación de ciclos del agua, carbono y nitrógeno, la mejora de la fertilidad del suelo, la producción de madera y su papel crucial como sumideros de carbono (Rawat *et al.*, 2022). A continuación, se presentan de manera resumida algunos de estos servicios, clasificados en dos grupos principales: **(1)** servicios ecosistémicos a nivel global y regional, y **(2)** servicios económicos y sociales.

2.3.3.1 Servicios ecosistémicos

Reid *et al.*, (2023), señalan que los bosques templados desempeñan un papel bastante notable en el ciclo global del carbono, como sumideros de C (secuestran C en lugar de emitir). Actualmente absorben alrededor de 0,2 a 0,4 picogramos (Pg) de C por año ($1\text{Pg}=1\times 10^{15}\text{g}$, es decir, mil billones de gramos), esto representa el 37% de la captación de C a nivel mundial (Tyrrell *et al.*, 2012; Adams *et al.*, 2019).

Adams *et al.* (2019) describen que la mayor reserva de C en los bosques, se encuentra en la materia orgánica del suelo. Los suelos forestales funcionan como amortiguadores contra los incrementos de CO_2 y como sumideros potenciales para mitigar el exceso de C atmosférico, resultado de los procesos microbianos edáficos, la fotosíntesis, la respiración vegetal, entre otros.

Si bien es cierto que los bosques templados nos han proporcionado este valioso servicio ambiental en las últimas décadas, Millar y Stephenson (2015) argumentan que es muy probable que este servicio disminuya debido al aumento en gravedad, extensión y frecuencia de las megaperturbaciones que se mencionan más adelante (sección 2.3.4.1 “*principales megaperturbaciones que afectan a los bosques templados*”).

A nivel regional, los bosques templados desempeñan roles cruciales en la mejora y regulación del clima (Sommerfield *et al.*, 2018; Reid *et al.*, 2023). Actúan como filtros naturales y reguladores del clima, mitigando el cambio climático y contribuyendo a la estabilidad climática local mediante la absorción y liberación de gases de efecto invernadero.

A su vez, proporcionan hábitat y alimento vital para una diversa gama de especies, incluyendo fauna silvestre y diversas comunidades de organismos como hongos, líquenes y bacterias (Otsu *et al.*, 2023; Reid *et al.*, 2023). Estas interacciones biológicas son fundamentales para el equilibrio y la salud del ecosistema, por ejemplo, facilitando procesos de polinización, descomposición y ciclos de nutrientes.

También desempeñan un papel crucial en los ciclos biogeoquímicos, influyendo en la dinámica de nutrientes y en la calidad del suelo en todo el ecosistema (Millar y Stephenson, 2015). Esta participación activa en los ciclos biogeoquímicos promueve la productividad vegetal y animal, beneficiando tanto a las especies forestales como a las adyacentes.

Además de su importancia biológica, proveen servicios de regulación hídrica esenciales al proteger las cuencas hidrográficas y mantener la calidad del agua (Reid *et al.*, 2023). Actúan como esponjas naturales que retienen y regulan el flujo de agua, reduciendo la erosión del suelo y mejorando la filtración natural de contaminantes.

Finalmente, entre otros servicios, los bosques templados ofrecen protección contra diversos peligros naturales, como inundaciones, deslizamientos de tierra y avalanchas, al estabilizar el suelo y mantener la estructura del paisaje (Wohlgemuth *et al.*, 2017).

2.3.3.2 Servicios económicos y sociales

La importancia de los bosques templados se extiende más allá de sus funciones ecológicas básicas, abarcando múltiples roles cruciales en la sociedad y el medio ambiente.

Según la FAO (2020), más de 180 millones de hectáreas de bosques templados se destinan a diversos usos, incluyendo centros recreativos para eventos sociales, turismo, conservación del patrimonio natural y cultural, así como espacios para la investigación y educación. Y el 30% (1,150 millones de hectáreas) de la cubierta forestal mundial se utiliza para la producción de madera. El sector forestal (compuesto principalmente por la industria de la madera y papel) aporta en promedio el 0,72% del producto interno bruto (PIB), incluso en los países del norte de Europa, este porcentaje puede llegar al 1,97% (Rumbo *et al.*, 2021).

Además de estos roles fundamentales, proveen servicios que impactan directamente en la calidad de vida humana y la sostenibilidad ambiental. Sommerfield *et al.* (2018) y Reid *et al.* (2023) destacan que estos ecosistemas son vitales para el suministro de

agua potable, actuando como filtros naturales que purifican y regulan el flujo de agua en los sistemas hídricos regionales, como fuentes importantes de medicinas naturales y compuestos bioactivos utilizados en tratamientos médicos y farmacéuticos. Esta biodiversidad vegetal no solo es invaluable para la salud humana, sino que también representa un recurso valioso para la investigación científica y el desarrollo de nuevos tratamientos.

2.3.4 Estado actual y problemáticas que enfrentan los bosques templados.

Según la FAO (2020), el 10% (424 millones de ha) de los bosques están destinados a la conservación de la biodiversidad y 398 millones de hectáreas están asignadas para la protección del suelo y el agua. A pesar del gran trabajo y esfuerzo que se ha realizado en las últimas décadas, los bosques templados y boreales son el tipo de vegetación con mayor fragmentación y alteración a nivel global (Sommerfeld *et al.*, 2018), debido a los asentamientos y actividades antropogénicas, al cambio climático, eutrofización y acidificación del suelo, la contaminación del aire y perturbaciones ambientales que afectan la salud de los árboles, como plagas, enfermedades e incendios catastróficos periódicos (Rawat *et al.*, 2022; Reid *et al.*, 2023).

En el periodo del 2015 al 2020, 0.32 millones de hectáreas se vieron afectadas por la deforestación, y en el 2015 se perdieron alrededor de 9.4 ha a causa de incendios (FAO, 2020; Rawat *et al.*, 2022). Además, la mayoría de los bosques templados se encuentran cerca de grandes zonas urbanas subdesarrolladas y desarrolladas, por ende, se exponen a una serie de factores estresantes que contribuyen a su deterioro. Entre estos factores se incluyen la deforestación, la contaminación, las prácticas de silvicultura intensiva, la agricultura migratoria, los incendios forestales, el pastoreo excesivo, la eliminación de la hojarasca que resulta en suelos empobrecidos en nutrientes, y la gestión ambiental inadecuada (Adams *et al.*, 2019).

Curtis *et al.* (2018) desarrollaron un modelo de clasificación de pérdida de bosques para precisar y categorizar las causas de pérdida de cubierta forestal entre 2001 y 2015. Exponen e indican que la principal causa de pérdida forestal a nivel mundial se le

atribuye a la deforestación: 27%, seguido de la silvicultura: 6%, la agricultura migratoria: 24%, y los incendios forestales: 23% (Figura 2).

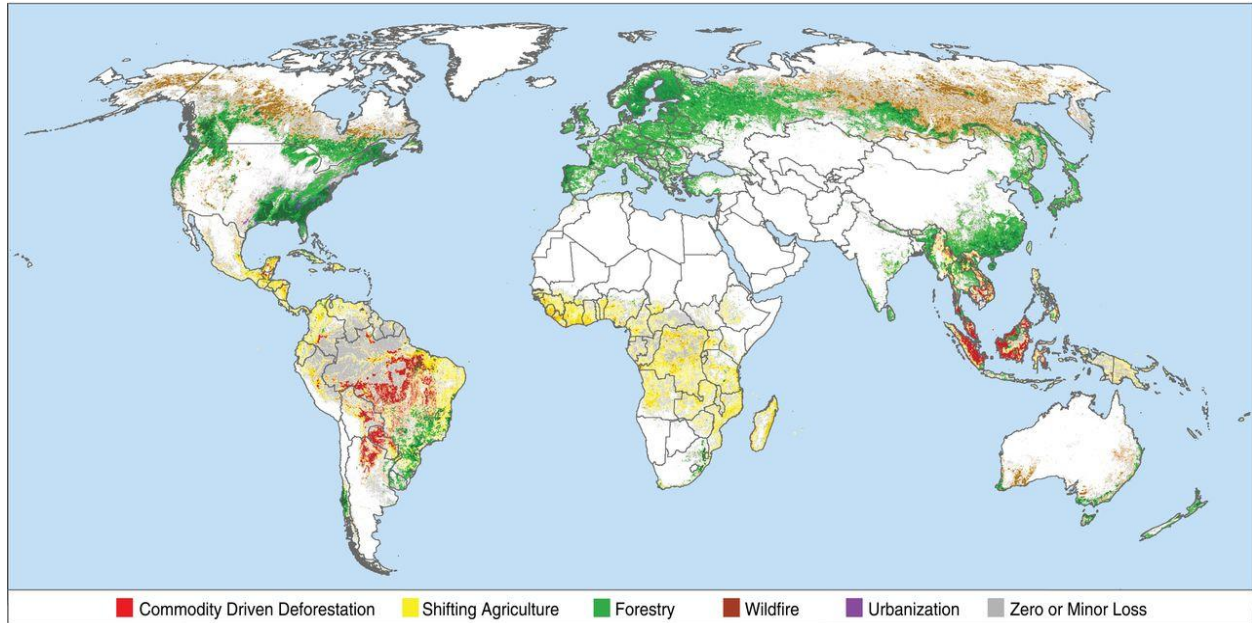


Figura 2. Principales causas de la pérdida de masa forestal a nivel mundial. La proyección expone las causas más importantes de la pérdida de cubierta forestal, la intensidad del color señala una mayor pérdida. Tomado de Curtis *et al.* (2018).

A estos factores estresantes, Millar y Stephenson (2015, p. 823) los presentan y describen como megaperturbaciones: *“disturbios emergentes que son capaces de provocar una mortalidad abrupta de árboles de una extensión, gravedad y frecuencia espacial que supera la registrada durante la historia humana reciente. Cuando esto ocurre, se producen efectos en los ecosistemas y la sociedad”*.

2.3.4.1 Principales megaperturbaciones que afectan a los bosques templados

Desafortunadamente, en la última década, se ha reportado un incremento en la magnitud de las megaperturbaciones, cada año las sequías son más cálidas y prolongadas (Millar y Stephenson, 2015), se intensifican los megaincendios (Stephens *et al.*, 2014) e incrementan las epidemias de insectos (Sommerfeld *et al.*, 2018). A

continuación se describen algunas megaperturbaciones que afectan a los bosques templados.

2.3.4.1.1 Fragmentación

La fragmentación de los bosques está presente en todo el mundo, es una alteración forestal a nivel de paisaje y ocurre cuando hay un aumento en el número de parches y una disminución progresiva de estos, generando espacios de bosque más reducidos e incremento de bordes (Ma *et al.*, 2023). Es una consecuencia generalizada del cambio de uso de suelo (Morreale *et al.*, 2021).

La mayoría de los bosques, más del 70%, se encuentran a menos de 1 km de un borde no forestal (Morreale *et al.*, 2021), este efecto genera cambios físicos, como una mayor incidencia de luz y temperatura, menor humedad, una decadencia en la fertilidad del suelo, aumento de la velocidad del viento, entre otros, y cambios en el funcionamiento, como la composición, diversidad de especies, dispersión de semillas y/o el proceso de polinización de todo el ecosistema (Pérez-Solache *et al.*, 2023). Ma *et al.* (2023) consideran que la fragmentación de los bosques es una de las principales causas de degradación de ecosistemas y de pérdida de biodiversidad a nivel mundial.

2.3.4.1.2 Sequías

A las sequías de los últimos años, que son cada vez más prolongadas y cálidas, Allen *et al.* (2015), y Millar y Stephenson (2015) las denominan como “*hotter droughts*” (sequías más cálidas). Estas sequías afectan a los bosques directamente e indirectamente, dado que, al aumentar la temperatura, hay una mayor demanda de agua (por evaporación) de la atmósfera. Como consecuencia, incrementa el estrés hídrico de los árboles, además de tornarse más vulnerables a enfermedades (Millar y Stephenson, 2015). Allen *et al.* (2015) explican que estas perturbaciones podrían potenciar y acelerar la mortalidad de los árboles y por consiguiente, causar cambios en la vegetación a nivel mundial (Figura 3).

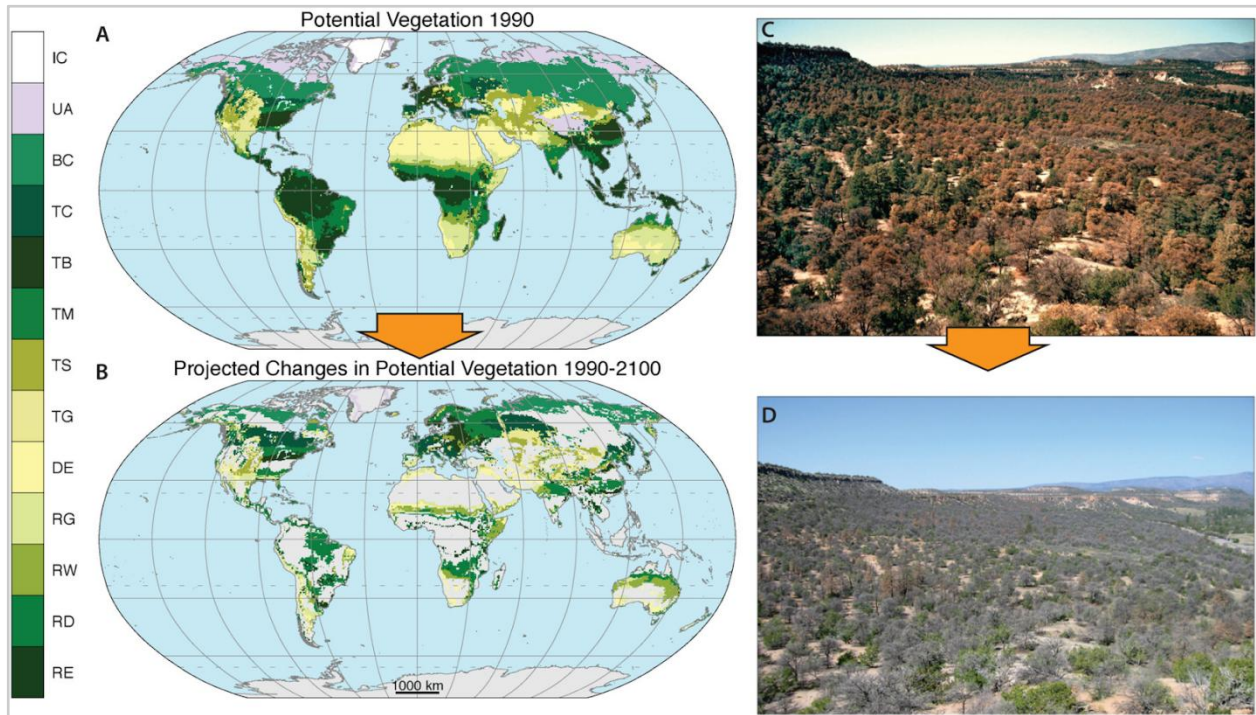


Figura 3. Proyección del cambio de vegetación como consecuencia de los “hotter droughts” de las últimas décadas, de Allen *et al.*, 2015. La proyección A muestra la vegetación global potencial modelada con base en el clima registrado entre 1961 y 1990 y la proyección B, la vegetación potencial modelada bajo el clima proyectado para 2071-2100. Las fotografías C y D exponen la mortalidad de árboles de una región del suroeste de Estados Unidos entre 2002 y 2004. Tomado de Allen *et al.* (2015).

2.3.4.1.3 Megaincendios

Stephens *et al.* (2014) explican que se les ha nombrado “*megaincendios*” a aquellos incendios de alto impacto e intensidad que han sido reportados con una extensión de área mayor a 10,000 ha y que se encuentran fuera de los rangos históricos (basándose en el impacto a nivel social y de salud pública). Sus causas principales están relacionadas con las demás megaperturbaciones comentadas en esta sección, principalmente, las sequías prolongadas, la silvicultura y la alteración en la estructura forestal dominadas por especies no nativas, que aumentan las probabilidades de cambio en los combustibles de los bosques; por ejemplo los brotes de insectos (Jenkins *et al.*, 2014).

Estas grandes superficies quemadas tienen impactos severos en los ecosistemas, desde la pérdida de hábitat de las especies de vida silvestre, hasta la reducción de la captación de *C* y el incremento de la erosión y escorrentía (Stephens *et al.*, 2014; Millar y Stephenson, 2015).

2.3.4.1.4 Especies invasoras

Millar y Stephenson (2015) argumentan que junto con el aumento de la temperatura, las sequías prolongadas y los incendios forestales, muchas especies invasoras como insectos, plantas, mamíferos y patógenos perjudican la salud de los bosques, alterando e incluso transformando el tipo de vegetación primaria. Un ejemplo son las plantaciones forestales de árboles exóticos, que afectan la biodiversidad edáfica, modifican el pH del suelo, la absorción de agua y la cantidad de nutrientes, alterando la estructura y función del bosque, vulnerando a los árboles nativos de plagas y/o enfermedades (Cifuentes-Croquevielle *et al.*, 2020).

Las plagas y las enfermedades son una de las causas principales que generan daños a los ecosistemas (Rumbo *et al.*, 2021). Hay una importante relación con las “*grandes sequías*” o “*sequías más cálidas*”, dado que el aumento prolongado de la temperatura provoca un incremento en las poblaciones de insectos patógenos. Al estar los árboles vulnerables, debido al estrés hídrico, aumentan las probabilidades de brotes de insectos (Jenkins *et al.*, 2014; Millar y Stephenson, 2015).

Esto a su vez, puede generar enfermedades fúngicas; una de las causas más comunes de defoliación de las comunidades arbóreas, y junto con la contaminación atmosférica, contribuir a la mortalidad forestal (De Vries *et al.*, 2014; Millar y Stephenson, 2015; Rumbo *et al.*, 2021).

2.4 Los bosques templados mexicanos

Villaseñor y Ortiz (2014) agrupan a la vegetación de México en cinco grandes grupos que los nombra “*biomas*” o “*formaciones vegetales*”: **(I)** bosque tropical estacionalmente seco, **(II)** bosque húmedo de montaña, **(III)** bosque templado, **(IV)** bosque tropical húmedo y **(V)** matorral xerófilo. Describe a los bosques templados como comunidades de especies vegetales de hoja caduca y/o de hoja perenne, dominadas principalmente por árboles que llegan a medir de 2 a 50 m de altura. Los podemos encontrar en las regiones templadas y semihúmedas de los estados del país, con una altitud que varía desde el nivel del mar, hasta más de 3500 m s. n. m.

Los bosques templados mexicanos ocupan 32.5 millones de hectáreas, equivalentes al 16.5% del territorio nacional (Santini *et al.*, 2019). Según la figura 4, estos bosques se distribuyen en casi todas las entidades federativas del país, exceptuando Yucatán y Quintana Roo.

Este bioma alberga la mayor riqueza y cantidad de especies endémicas de angiospermas en México, con 8,824 y 4,534 especies respectivamente (Villaseñor y Ortiz, 2014). México también es hogar de más del 50% de las especies de pinos conocidos a nivel mundial, así como aproximadamente el 33% de las especies de encinos, lo que lo convierte en el principal centro de diversidad global de pinos y el de mayor diversidad hemisférica de encinos (Challenger y Soberón, 2008).

Challenger y Soberón (2008) explican que esta riqueza se debe principalmente a la convergencia en México de dos de las ocho ecozonas globales, la Neártica y la Neotropical. Además, la notable diversidad orográfica y la presencia prácticamente de todos los climas del mundo en nuestro país facilitan una enorme diversificación de especies y una amplia variedad de ecosistemas. Estas características hacen que México sea reconocido como un país megadiverso.

Una de las formas para clasificar esta diversidad de comunidades, son los tipos de vegetación, que se categorizan bajo principios y criterios estructurales y fisionómicos de la comunidad vegetal: los tipos de clima, la orografía y las características

edafológicas (Challenger y Soberón, 2008). Dependiendo del autor, existen diferentes tipos de vegetación, en la siguiente sección se describen cuatro clasificaciones.

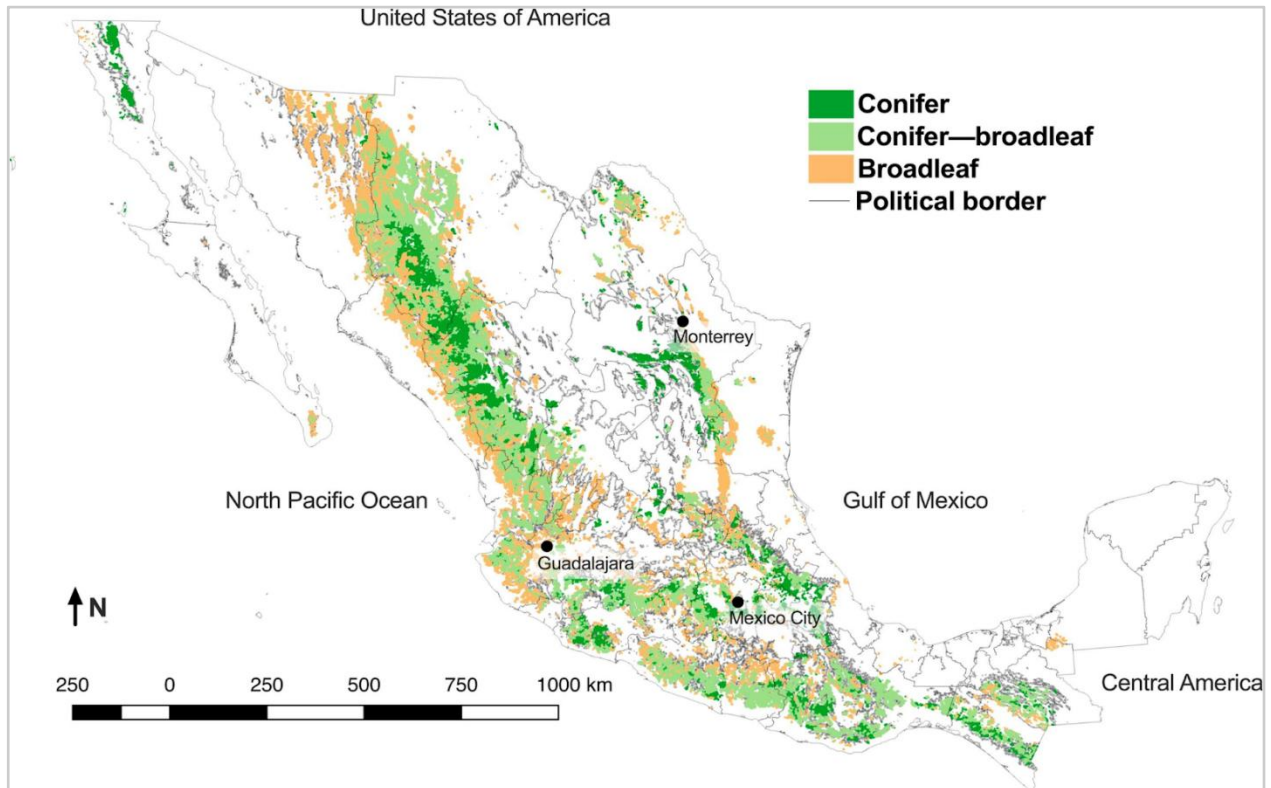


Figura 4. Distribución de los bosques templados de México. Clasificados en tres grupos, (1) bosques de coníferas, (2) bosques de latifoliadas y (3) bosques de coníferas y latifoliadas. Se distribuyen en todos los estados, excepto Quintana Roo y Yucatán. Tomado de Santini *et al.* (2019).

2.4.2 Clasificación de los bosques templados mexicanos

Las clasificaciones de los trabajos mencionados anteriormente sobre los bosques templados a nivel mundial no se ajustan adecuadamente a México debido a la considerable variación y la tendencia de cambio y transición de las comunidades vegetales en el país. Esto se debe a las perturbaciones periódicas que experimentan estos bosques debido a actividades humanas, lo que dificulta deducir la vegetación original de manera directa (Rzedowski, 2006).

Cuadro 5. Sistemas de clasificación de los bosques templados de México y sus equivalencias.

Rzedowski (2006)	Challenger y Soberón (2008)	Villaseñor y Ortiz (2014)	INEGI (2015)
(a) Bosque de coníferas:	(1) Bosques de coníferas:		
- Bosque de <i>Pinus</i> (150 - 4100 m s. n. m.)	- Bosque de pino	(A) Bosque de pino	(I) Bosque de pino (150 - 4200 m s. n. m.)
- Bosque de <i>Abies</i> (1500 - 3600 m s. n. m.)	- Bosque de abeto u oyamel.	(B) Bosque de <i>Abies</i>	(II) Bosque de oyamel (2000 - 3600 m s. n. m.)
- Bosque de <i>Pseudotsuga</i> y <i>Picea</i> (2000 - 3200 m s. n. m.)	- Bosque de ayarin		(III) Bosque de ayarin (1500 - 3400 m s. n. m.)
- Bosque de <i>Cupressus</i> (1800 - 3000 m s. n. m.)			(IV) Bosque de cedro (100 - 3200 m s. n. m.)
- Bosque o matorral de <i>Juniperus</i> (~1500 m s. n. m.)	- Bosque de cedro y táscate		(V) Bosque de táscate (1000 - 2600 m s. n. m.)
- Matorral de <i>Pinus</i> (3450 - 3650 m s. n. m.)			(VI) Matorral de coníferas (3400 - 3600 m s. n. m.)
(b) Bosque de Quercus (0 - 2800 m s. n. m.)	(2) Bosque de latifoliadas	(C) Bosque de encino	(VII) Bosque de encino (0 - 3000 m s. n. m.)
	(3) Bosques mixtos de pino y encino	(D) Bosque de pino-encino	(VIII) Bosque de pino-encino (1200 - 3200 m s. n. m.)
			(IX) Bosque de encino-pino (300 - 3000 m s. n. m.)

Comparativa de los diferentes tipos de bosques según los autores. Elaborado por María Fernanda Gutiérrez Pérez.

Se han propuesto diversos tipos de clasificaciones para regionalizar el territorio y describir las diferentes comunidades vegetales, con base en distintos criterios, enfoques y escalas (Challenger y Soberón, 2008). En las siguientes secciones se presentarán cuatro clasificaciones de diferentes trabajos y autores (Cuadro 5): **(I) Sección 2.4.2.1 Rzedowski (2006)**, **(II) Sección 2.4.2.2 Challenger y Soberón (2008)**, **(III) Sección 2.4.2.3 Villaseñor y Ortiz (2014)** y **(IV) Sección 2.4.2.4 INEGI (2015)**.

2.4.2.1 Rzedowski (2006).

Rzedowski plantea 10 tipos de vegetación: **(1)** bosque tropical perennifolio, **(2)** bosque tropical subcaducifolio, **(3)** bosque tropical caducifolio, **(4)** bosque espinoso, **(5)** pastizal, **(6)** matorral xerófilo, **(7)** bosque de *Quercus*, **(8)** bosque de coníferas, **(9)** bosque mesófilo de montaña y **(10)** vegetación acuática y subacuática. Bajo esta clasificación, los bosques templados de México están divididos en dos tipos de vegetación: bosque de *Quercus* y bosque de coníferas.

2.4.2.1.1 Bosque de coníferas

Son bosques del hemisferio boreal, de clima templado, pero también pueden habitar en zonas de clima húmedo, semihúmedo y semiárido. Tienen una amplia variedad florística y ecológica. Dentro de este tipo de vegetación se encuentran los bosques de *Pinus*, matorral de *Pinus*, bosques de *Abies*, bosques de *Pseudotsuga* y *Picea*, bosque de *Cupressus* y bosque o matorral de *Juniperus*.

2.4.2.1.1.1 Bosque de *Pinus*

Principal distribución: en todos los estados (excepto Yucatán), principalmente en la Sierra Madre Occidental, el Eje Neovolcánico Transversal, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Oriental y las sierras del norte de Oaxaca y Chiapas.

Altitud: entre 150 y 4100 m s. n. m.

Clima: templado y semihúmedo, aunque algunas especies de *Pinus* pueden vivir en regiones semiáridas.

Temperatura: entre 6 y 28 °C.

Precipitación media anual: 350-1000 mm, las lluvias se concentran en 6-7 meses.

Suelo: cambisol, phaeozem, leptosol, luvisol, regosol y umbrisol.

Composición florística: dominan las especies arbóreas, árboles de 8 hasta 40 m.

Especies comunes: en el Eje Neovolcánico Transversal las especies más comunes son *Pinus montezumae*, *P. pseudostrobus*, *P. rudis*, *P. teocote* y *P. hartwegii*.

Relaciones con otros organismos: conviven con líquenes de los géneros *Cladonia*, *Cora*, *Parmelia* y *Ramalina*; con hongos macroscópicos de los géneros *Amanita*, *Cantharellus*, *Russula*, *Hygrophorus*, *Lycoperdon*, *Auriscalpium*, *Baeospora*, *Boletus*, etc.; musgos de los géneros *Brachythecium*, *Rozea*, *Leucodon*, *Leptodontium*, *Entodon*, *Dicranum*, etc.

Aprovechamiento: la madera se utiliza para la construcción, industria papelera, leña y carbón.

Impacto antropogénico: tala clandestina, desmontes para fines de ampliación de zonas agrícolas, ganaderas y habitacionales, pastoreo e incendios provocados.

Los bosques de *Quercus* y de *Pinus*, tienen características muy similares, sin embargo, Rzedowski deja en claro que los toma por separado, por sus evidentes diferencias fisonómicas.

2.4.2.1.1.2 Bosque de *Abies*

Distribución: en el Valle de México, Eje Neovolcánico Transversal, Sierra Madre del Sur, Sierra de Juárez, Sierra de San Felipe, Sierra Madre Occidental y Oriental.

Altitud: de 1500 (en Jalisco) hasta 3600 m s. n. m.

Clima: frío, con nevadas casi todos los años.

Temperatura: entre 7 y 15 °C o hasta 20 y -12 °C.

Precipitación media anual: superior a 1000 mm.

Suelo: andosol, acrisol, cambisol y leptosol.

Especies: *Abies concolor*, *A. durangensis*, *A. durangensis* var. *coahuilensis*, *A. mexicana*, *A. vejarii*, *A. hickelii*, *A. oaxacana*, *A. guatemalensis* y *A. religiosa* en el Eje Neovolcánico Transversal.

Relaciones con otros organismos: conviven con *Pinus*, *Quercus*, *Alnus*, *Arbutus*, *Salix*, *Pseudotsuga*, *Buddleja*, *Garrya* y *Cupressus*. Habitan con otros organismos como hongos macromicetos, líquenes y briofitas.

Impacto antropogénico: deforestación por fines agrícolas.

2.4.2.1.1.3 Bosque de *Pseudotsuga* y de *Picea*

Se distribuyen en la Sierra Madre Occidental y localidades montañosas de Coahuila, Nuevo León, Hidalgo y en el centro de Puebla, en altitudes de entre 2000 y 3200 metros sobre el nivel del mar y en climas húmedos. Las especies que habitan son *Pseudotsuga menziesii*, *Picea chihuahuana* y *Picea mexicana*. Estos bosques conviven con especies de *Cupressus* y *Abies*.

2.4.2.1.1.4 Bosque de *Cupressus*

En nuestro país sólo se encuentran en el centro de México a 1800-3000 metros sobre el nivel del mar, son de clima húmedo y son bosques de *Cupressus lindleyi* de 15 a 35 m de altura, siempre verdes y de follaje oscuro que habitan en cañadas y sobre suelos profundos. Conviven con *Abies*, *Pinus* y *Quercus*.

2.4.2.1.1.5 Bosque o matorral de *Juniperus*

Son comunidades abiertas que pueden variar desde matorrales hasta bosques, de 50 cm a 15 m, respectivamente. Las especies de *Juniperus* que se encuentran en México son: *J. californica*, *J. mexicana*, *J. monosperma*, *J. flaccida* (Puebla), *J. deppeana*, *J. comitana*, *J. gamboana*, *J. monticola* y *J. monticola* f. *compacta*.

Estos bosques habitan en altitudes mayores a 1500 m s. n. m., en suelos alcalinos y climas templados, semihúmedos y fríos en las zonas montañosas.

2.4.2.1.1.6 Matorral de *Pinus*

Principal distribución: el único matorral de *Pinus* de México se encuentra en San Luis Potosí.

Altitud: de 3450 a 3650 m s. n. m.

Clima: frío con heladas frecuentes y nevadas en invierno.

Suelo: kastanozem, calcisol y phaeozem.

Composición florística: son matorrales muy densos, dominan los arbustos y pueden medir de 1 a 5 m de altura.

Especies: *Pinus culminicola*.

Relaciones con otros organismos: conviven con especies arbustivas y herbáceas como *Symphoricarpos microphyllus*, *Holodiscus* sp., *Ribes* sp. *Senecio coahuilensis* y *Stellaria cuspidata*.

2.4.2.1.2 Bosque de *Quercus*

Son comunidades que se distribuyen comúnmente en las zonas montañosas de todos los estados y territorios de la república, a excepción de Yucatán y Quintana Roo.

Habitán en regiones de clima templado y semihúmedo. Son bosques de tipo cerrado y abierto, con encinares arbustivos y/o arbóreos de 2 a 50 m de altura.

Varían de totalmente perennifolios a puramente caducifolios; el periodo de abscisión difiere en las diferentes regiones y no siempre coincide. En los bosques más secos los encinos presentan hojas pequeñas y gruesas, y en los bosques más húmedos, sus hojas son más grandes y menos gruesas. Tienen una gran variedad florística, fisonómica y ecológica. Suelen convivir con los pinos, ya que comparten características ecológicas muy similares.

Principal distribución: Eje Neovolcánico Transversal, Sierra Occidental, Sierra Madre del Sur, Sierra de Baja California, en las sierras del norte de Oaxaca y Sierra de Chiapas.

Altitud: desde el nivel del mar hasta 2800 m.

Clima: templado con lluvias en verano; templado con lluvias todo el año; templado con lluvias en invierno; templado con lluvias escasas; tropical con lluvias todo el año; tropical con lluvias monzónicas; tropical con lluvias en verano y seco estepario.

Temperatura: de 10 a 26 °C. En el invierno por debajo de los 0 °C en algunas zonas.

Precipitación media anual: de 350 a más de 2000 mm.

Suelo: phaeozem, regosol, cambisol, andosol, luvisol y leptosol.

Composición florística: en climas cálidos predominan el número de especies arbustivas y en climas húmedos predominan las especies arbóreas.

Especies: en el Valle de México y zonas aledañas son comunes las especies *Quercus mexicana*, *Q. crassifolia*, *Q. laeta*, *Q. deserticola* y *Q. greggii*.

Habitán junto a otras especies arbóreas como *Abies*, *Arbutus*, *Cercocarpus*, *Crataegus*, *Cupressus*, *Juglans*, *Juniperus*, *Pinus* y *Pseudotsuga*. Y con especies que crecen junto a cuerpos de agua: *Alnus*, *Buddleja*, *Fraxinus*, *Garrya*, *Platanus*, *Populus*, *Prunus* y *Salix*.

Relaciones con otros organismos: líquenes, musgos, epifitas fanerógamas y relaciones micorrícicas ectotróficas con los géneros *Amanita*, *Russala*, *Lactarius*, *Boletus*, *Scleroderma*, entre otros.

Aprovechamiento: su madera se utiliza para la construcción, elaboración de muebles, postes y como combustible. También se utilizan sus cortezas, resina y bellotas.

Impacto antropogénico: este tipo de vegetación es la más afectada, debido a que estas áreas forestales se han utilizado para la agricultura y ganadería.

Información compilada de Rzedowski (2006).

2.4.2.2 Challenger y Soberón (2008).

Challenger y Soberón (2008) clasifican a los bosques templados en 3 grupos: **(1)** bosques de coníferas, **(2)** bosques de latifoliadas y **(3)** bosques mixtos de pino y encino.

2.4.2.2.1 Bosques de coníferas

Son comunidades que permanecen verdes todo el año (perennifolias). En este tipo de vegetación se encuentran bosques de oyamel, bosques de ayarin, bosque de cedro o táscate y bosques de pino.

2.4.2.2.1.1 Bosques de pino

Se encuentran en las zonas montañosas del país, son bosques de densidades y alturas muy variables, habitan en regiones de clima tropical húmedo y a altitudes mayores a los 300 m s. n. m. Son los bosques con mayor distribución en nuestro país, cubren aproximadamente 10 millones de ha, de estas, 5.2 millones de ha están preservadas.

2.4.2.2.1.2 Bosque de abeto u oyamel

Estos bosques se encuentran en regiones frías y húmedas, con altitudes de 2000 a 3400 m s. n. m., dominan las especies del género *Abies*, que pueden llegar a medir hasta 30 m de altura, en nuestro país los podemos encontrar en el Eje Neovolcánico y en la Sierra Madre del Sur.

2.4.2.2.1.3 Bosque de ayarin o pinabete

Se distribuyen principalmente en el norte del país, en la Sierra Madre Oriental, el Eje Neovolcánico, la Sierra Madre Occidental, y los podemos encontrar en otras áreas restringidas. Son bosques en los que dominan las especies de los géneros *Picea* y *Pseudotsuga*.

2.4.2.2.1.4 Bosque de cedro o táscate

Son bosques muy densos y de climas húmedos en los que predomina el género *Cupressus*, aunque se mezclan con otras especies de los géneros *Pinus*, *Quercus* y *Abies*.

Dentro de este grupo, también se encuentran los bosques de *Juniperus*, estos son bosques más abiertos, de zonas con menor humedad y de corta estatura, conviven con *Pinus* y *Quercus*. Generalmente se encuentran en zonas de transición, por lo que podrían considerarse como vegetaciones secundarias.

2.4.2.2.2 Bosques de latifoliadas

Son comunidades de encinares que varían desde completamente caducifolios de clima semicálido y de corta estatura, hasta bosques perennifolios densos de zonas bastante húmedas, donde llueve la mayor parte del año. Cubre una superficie de 6 a 10 millones de hectáreas en el país.

2.4.2.2.3 Bosques mixtos de pino y encino

Se encuentran en las áreas de transición de bosques de pino y los de encino, estos bosques varían en cuanto al número de especies de encinares o pinares que predominan. Habitan en más de 16 millones de hectáreas del territorio mexicano y el 27% de los géneros son endémicos.

Información compilada de Challenger y Soberón (2008).

2.4.2.3 Villaseñor y Ortiz (2014).

Villaseñor y Ortiz clasifican a la vegetación de México en cinco grandes biomas, **(1)** bosque tropical estacionalmente seco, **(2)** bosque húmedo de montaña, **(3)** bosque templado, **(4)** bosque tropical húmedo y **(5)** Matorral xerófilo (Cuadro 6).

Dentro del bioma “*bosque templado*” se encuentran cuatro tipos de vegetación, el bosque de *Abies*, bosque de encino, bosque de pino-encino y bosque de *Pinus*. Sin embargo, dentro del bioma “*bosque húmedo de montaña*” se encuentran otros tipos de vegetación que podrían considerarse dentro de la categoría de bosque templado, el bosque templado siempreverde y el bosque templado lluvioso, ya que presentan características particulares de los bosques templados que describe Rzedowski (2006).

2.4.2.4 INEGI (2015).

El Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) ha clasificado a las comunidades vegetales en 59 grupos, con base en información ecológica, florística y fisonómica. Los tipos de vegetación que forman los bosques templados son los siguientes.

Cuadro 6. Biomás de Villaseñor y Ortiz.

Bosque tropical estacionalmente seco	Bosque húmedo de montaña	Bosque templado	Bosque tropical húmedo	Matorral xerófilo
Bosque tropical caducifolio	Bosque deciduo	Bosque de <i>Abies</i>	Bosque tropical lluvioso	Chaparral
Bosque espinoso	Bosque de neblina	Bosque de encino	Bosque tropical perennifolio	Matorral submontano
	Bosque de Liquidambar	Bosque de pino-encino	Bosque tropical siempre verde	Matorral de desiertos fríos
	Bosque templado siempre verde	Bosque de <i>Pinus</i>	Bosque tropical subcaducifolio	Matorral de desiertos calientes
	Bosque templado lluvioso			
	Bosque tropical húmedo de montaña			

Los cinco principales biomás y sus respectivos tipos de vegetación con base en Villaseñor y Ortiz (2014).

2.4.2.4.1 Bosque de Pino

Distribución: se localizan en las cordilleras de casi todo el país. Se distribuyen principalmente en la Sierra Madre Occidental y el Eje Neovolcánico Transversal.

Clima: templado, subhúmedo y semicálido.

Precipitación anual: de 350 a 1200 mm.

Temperatura: de 6 a 28° C.

Altitud: de 150 hasta 4 200 m s. n. m.

Pendiente: de 10 a 75%.

Tipo de suelo: cambisoles, leptosoles, luvisoles, phaeozems, regosoles y umbrisoles.

Fisonomía: son bosques perennifolios dominados por pinos de 15 a 30 m de altura. En México hay 46 especies registradas de pinares, los más dominantes son *Pinus leiophylla*, *P. hartwegii*, *P. montezumae*, *P. pseudostrobus*, *P. rudis*, *P. devoniana*, *P. michoacana*, *P. teocote*, *P. oocarpa*, *P. ayacahuite*, *P. duranguensis*, *P. chihuahuana*, *P. engelmannii*, *P. lawsoni* y *P. oaxacana*.

2.4.2.4.2 Bosque de Oyamel

Distribución: en el Eje Neovolcánico, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental (en San Luis Potosí, Nuevo León y Tamaulipas) y en la Sierra de Juárez (Baja California).

Clima: templado, húmedo y semifrío.

Precipitación anual: de 600 a 3 000 mm.

Temperatura: entre 6 y 18° C.

Altitud: de 2 000 a 3 600 m s. n. m.

Pendiente: por arriba del 40 %.

Tipo de suelo: andosoles, leptosoles, cambisoles y acrisoles.

Fisonomía: son masas arbóreas perennifolias de hasta 30 m de altura, pueden estar formadas por especies de la misma especie o mixtas, conviviendo con latifoliadas (encinos y ailes) y/o pinares. Las especies dominantes son *Abies religiosa*, *A. durangensis* y otras especies de *Abies*.

2.4.2.4.3 Bosque de Ayarin

Distribución: en los estados de Sonora, Chihuahua, Durango, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas, Puebla, Hidalgo y Oaxaca, en la Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental y en el Eje Neovolcánico.

Clima: templado, semifrío y subhúmedo.

Precipitación anual: varía entre los 600 y 1 600 mm.

Temperatura: de 5 a 22 °C.

Altitud: de 1 500 a 3 400 m s. n. m.

Pendiente: de 20 a 65%.

Tipo de suelo: cambisoles, leptosoles y luvisoles.

Fisonomía: son bosques de especies arbóreas perennifolias de 15 a 40 m de altura. Los géneros dominantes son *Pseudotsuga* spp. y/o *Picea* spp., en algunas regiones conviven con especies del género *Cupressus*.

2.4.2.4.4 Bosque de Cedro

Distribución: en el Eje Neovolcánico Transversal, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Occidental y una región pequeña de Baja California.

Clima: templado, húmedo, semifrío y semicálido.

Precipitación anual: varía de 800 a 2 500 mm.

Temperatura: oscila entre 10 y 20° C.

Altitud: de 100 hasta 3 200 m s. n. m.

Tipo de suelo: andosoles, leptosoles, luvisoles y cambisoles.

Fisonomía: son comunidades perennifolias de follaje oscuro con árboles de 15 a 35 m de alto.

Especies dominantes: *Cupressus lusitanica*, *C. benthami*, *C. arizonica* y *C. guadalupensis*.

2.4.2.4.5 Bosque de Táscate

Distribución: en el Eje Neovolcánico, en los estados de Hidalgo, Tlaxcala y Puebla, Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental y Sierra Madre del Sur.

Clima: frío, templado subhúmedo y semiseco.

Precipitación anual: oscila entre 200 y 1 200 mm.

Temperatura: de 12 a 22° C.

Altitud: de 1 000 a 2 600 m s. n. m.

Tipo de suelo: leptosoles, regosoles, luvisoles, vertisoles, chernozem y phaeozem.

Fisonomía: son comunidades formadas por árboles del género *Juniperus* (táscate) de entre 8 a 15 m de altura, que están en contacto con selvas bajas caducifolias, matorrales, bosques de encino y bosques mixtos de pino-encino.

Las especies dominantes son *Juniperus flaccida*, *J. deppeana* y *J. monosperma*.

2.4.2.4.6 Matorral de Coníferas

Distribución: en las zonas montañas del país.

Clima: templado y frío subhúmedo.

Precipitación anual: entre 350 y 600 mm.

Temperatura: de 12 a 16° C.

Altitud: de 3400 a 3600 m s. n. m.

Tipo de suelo: suelos ricos en materia orgánica como castañozem y calcisol.

Fisonomía: son matorrales densos formados por comunidades arbustivas y subarbóreas de especies de pinos y táscate de menos de 5 m de altura.

Las especies dominantes son *Pinus cembroides* y *Juniperus monosperma*. Otras especies que habitan en estos matorrales son *P. culminicola*, *J. monticola* y *P. johannis*. Conviven con otras especies vegetales de los géneros *Quercus*, *Agave*, *Yucca* y *Dasyllirion*.

2.4.2.4.7 Bosque de Encino

Distribución: en la Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental, Eje Neovolcánico Transversal, Sierra Madre del Sur, Sierra Norte de Oaxaca, y también en zonas montañosas de todo las entidades federativas (excepto Yucatán).

Clima: cálido, templado-húmedo, subhúmedo y seco.

Precipitación anual: de 350 a 2 000 mm.

Temperatura: de 10 a 26° C.

Altitud: desde el nivel del mar hasta los 3000 metros.

Tipo de suelo: regosoles, leptosoles, cambisoles, andosoles y luvisoles.

Fisonomía: son comunidades perennifolias y caducifolias formadas por una variedad de encinares de 4 hasta 30 m de altura. Nuestro país tiene una inmensa diversidad de robles, habitan más de 200 especies del género *Quercus*.

2.4.2.4.8 Bosque de Pino-Encino

Distribución: en la Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental, Eje Neovolcánico y Sierra Madre del Sur.

Clima: templado, semifrío, subhúmedo, cálido-húmedo y semicálido.

Precipitación anual: de 600 a 2 500 mm.

Temperatura: 10-28° C.

Altitud: entre 1 200 y 3 200 m s. n. m.

Tipo de suelo: cambisoles, leptosoles, luvisoles y regosoles.

Fisonomía: son comunidades perennifolias y caducifolias de 8 a 35 m, conformadas por encinares y pinares, éstos últimos en mayor proporción, habitan en las zonas montañosas del país.

2.4.2.4.9 Bosque de Encino-Pino

Distribución: Sierra Madre Occidental, Eje Neovolcánico Transversal, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Oriental y otras cordilleras del país.

Clima: templado, semifrío, semicálido, cálido húmedo y subhúmedo.

Precipitación anual: de 600 a 2 500 mm.

Temperatura: de 10 a 28° C.

Altitud: de 300 a 2 800 m s. n. m.

Tipo de suelo: leptosoles, luvisoles, regosoles, phaeozem, durisoles y umbrisoles.

Fisonomía: son bosques perennifolios y caducifolios dominados en mayor proporción por encinares y en menor proporción por pinares, de 8 a 35 m de altura.

3. METODOLOGÍA

3.1 Área de estudio

Chiautzingo es un municipio que se encuentra en la región centro-oeste del estado de Puebla. Se localiza entre los paralelos 19° 09' 31.32" y 19° 14' 21.84" de latitud norte y los meridianos 98° 36' 01.08" y 98° 26' 19.68" de longitud oeste (Brito, 2018; INEGI, 2023). El municipio, colinda al norte con el municipio de San Felipe Teotlalcingo, al sur con el municipio de Huejotzingo, al este con San Martín Texmelucan y al oeste con el municipio de San Salvador el Verde (Figura 5a). Chiautzingo cuenta con una cabecera municipal (San Lorenzo Chiautzingo) y cuatro juntas auxiliares (San Antonio Tlatenco, San Nicolás Zecalacoayan, San Agustín Atzompa y San Juan Tetla). Tiene una población de 22039 habitantes, una superficie de 81.02 km² y 56.92 km de perímetro (INEGI, SINCE 2020).

El muestreo se realizó en tres zonas diferentes del municipio. La zona 1 ubicada en el suroeste de la región, con coordenadas UTM (Sistema de Coordenadas Universal Transversal de Mercator, en inglés Universal Transverse Mercator) 14Q 0547245 2121526, entre 2632 y 3095 m s. n. m; la zona 2 en la región sureste (14Q 0555152 2120636) con una altitud de 2181-2442 m y la zona 3 en el noroeste de Chiautzingo, con coordenadas 14Q 0546348 2121227, entre 2869 y 3192 m s. n. m.

Las zonas se encuentran separadas entre sí, por barreras geográficas y diferencias espaciales > 0.5 km. La zona 1 y 3 divididas por el río Cotzala (Figura 5b) y la zona 2, por una distancia de 6.90 km.

3.1.1 Clima y vegetación

El municipio se caracteriza por tener un clima templado semifrío húmedo y templado subhúmedo (Figura 6a), con una precipitación media anual con lluvias en verano del 67 al 33% (INEGI, 2023). La temperatura oscila desde los 6 hasta los 16°C (INEGI, 2009). Esto permite que el tipo de vegetación sea principalmente arbórea y arbustiva y posibilita la formación de bosques, siendo los bosques templados de coníferas, los que

predominan en el municipio. También habitan bosques de encino, bosques bajos abiertos, entre otras asociaciones, aunque estos se encuentran en menor proporción (Figura 6d).

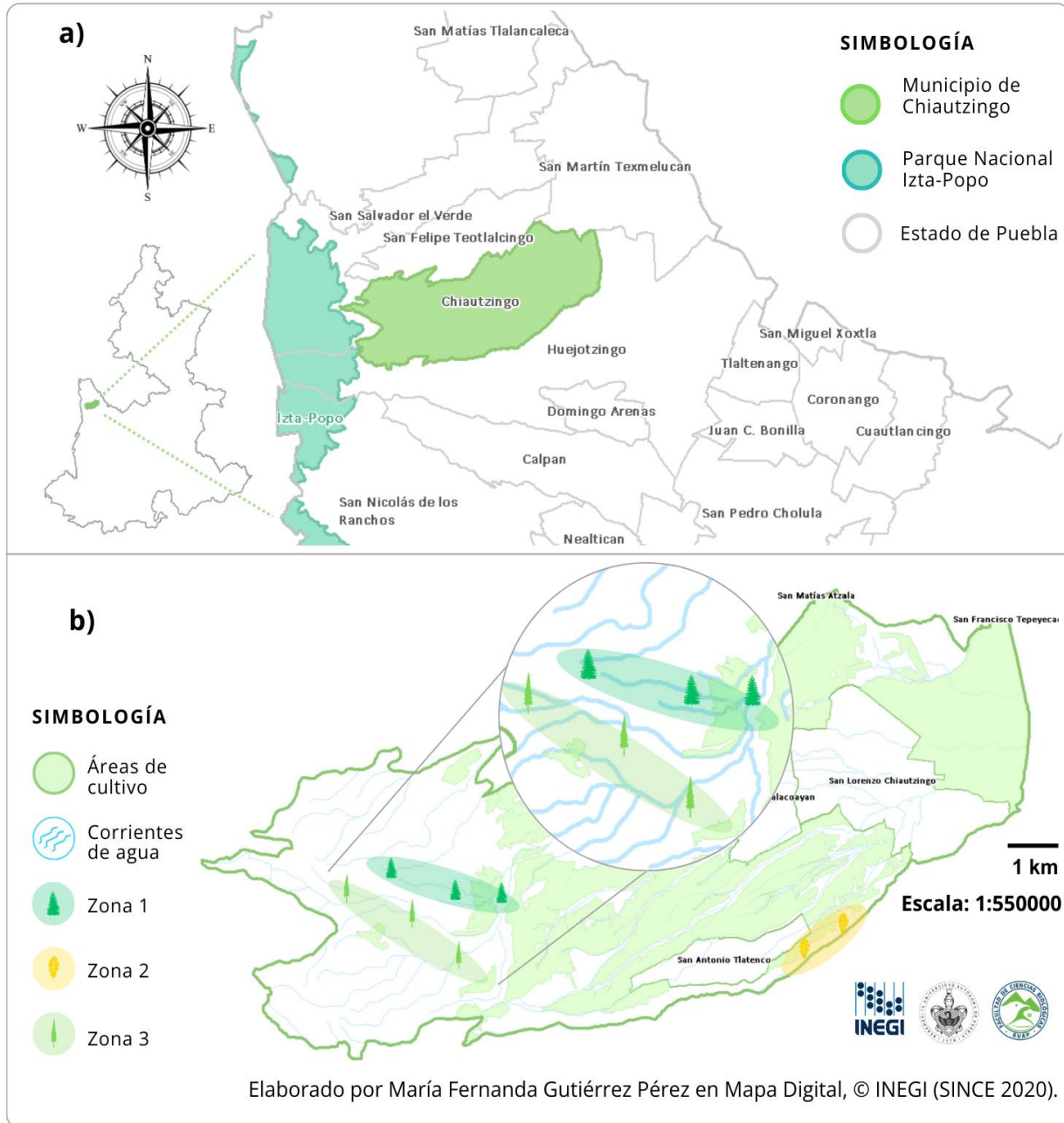


Figura 5. Geoposición del municipio de Chiautzingo. (a) Ubicación en el estado de Puebla y municipios colindantes. (b) Zonas y sitios de muestreo; zonas 1 y 3 divididas por corrientes de agua.

3.1.2 Suelo

Los suelos característicos y predominantes de la región son los andosoles (INEGI, 2023), debido a la cercanía con el Volcán activo Popocatepetl. Son un tipo de suelo originado de materiales volcánicos (ceniza, rocas ígneas y minerales como el alófono); estos suelos son de colores oscuros y con una alta capacidad de retención de agua; sin embargo, cuando llega el invierno, al ser muy ligeros, son altamente sensibles a los procesos erosivos (CONABIO, 2011; INEGI, 2005). También se encuentran suelos de tipo leptosol (suelos rocosos y superficiales) en la región noroeste, aunque son muy escasos (Figura 6b).

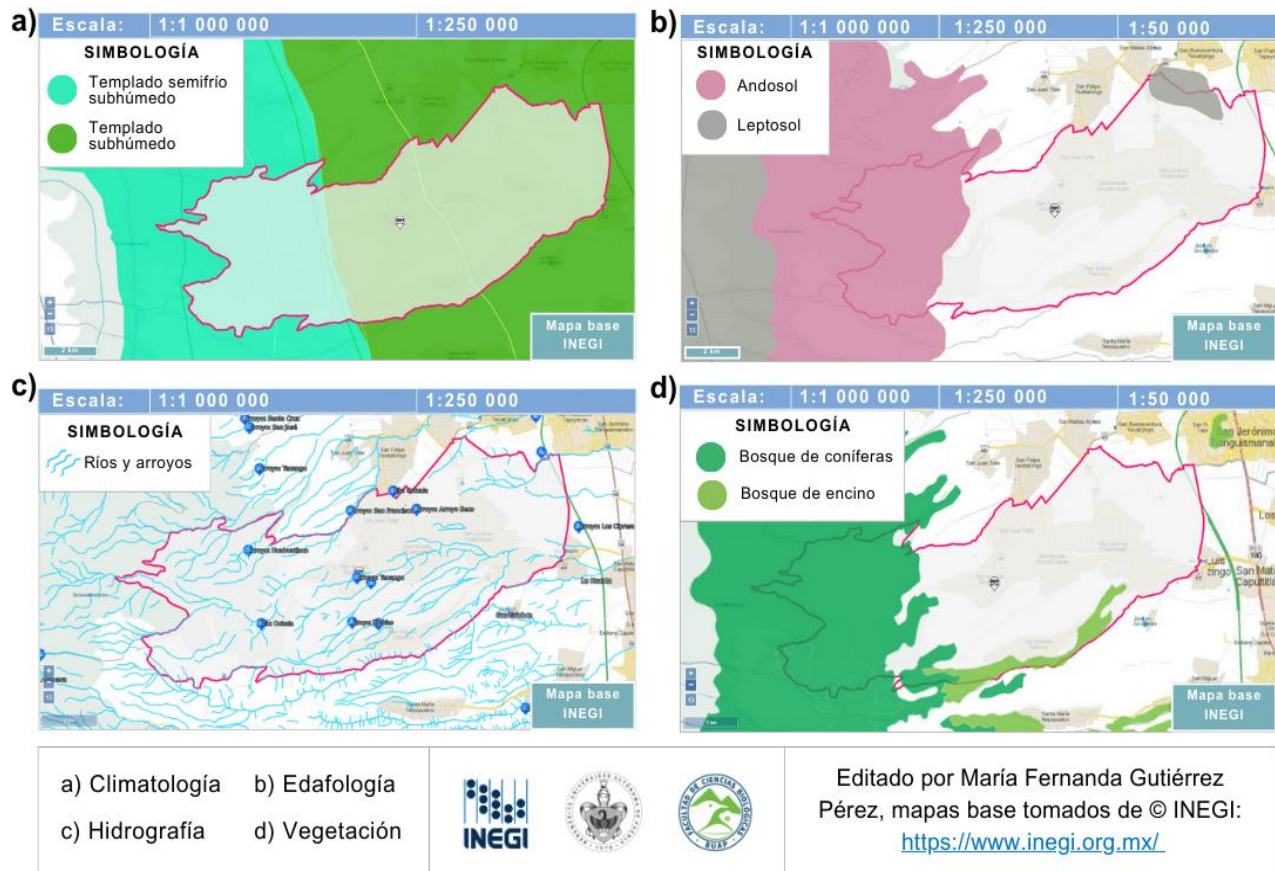


Figura 6. Mapas fisiogeográficos del municipio de Chiantzingo. Características meteorológicas, hidrográficas, edafológicas y tipo de vegetación.

3.1.3 Hidrografía

Los afluentes que atraviesan y recorren el municipio son el Río Cotzala y los Arroyos San Francisco, Seco, Tenenango, Huahuatlaco, Cotzala y Xochiac (Figura 6c). También se encuentra una presa (Presa de San Esteban) en la región sur del municipio y diversos cuerpos de agua dispersos en todo el territorio (INEGI, 2023), además de las ventiscas del Iztaccíhuatl que almacenan agua y los pozos que se generan a través de la infiltración de agua en los suelos (PMD, Chiautzingo, 2018).

3.2 Diseño metodológico

Con base en la clasificación de Sampieri *et al.* (2014), este trabajo de investigación tiene un enfoque cuantitativo descriptivo, no experimental, de tipo transversal o transeccional (misma temporalidad), con un tipo de muestreo no probabilístico.

Se realizaron transectos lineales de 100 m (tres transectos por zona), debido a la rapidez con que se mide y por la mayor heterogeneidad con que se muestrea la vegetación (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Cada transecto se dividió en 5 puntos con 25 m de distancia (Figura 7a). En cada punto se midieron los 4 árboles y/o arbustos más cercanos al transecto (Figura 7b).

El muestreo fue de tipo no probabilístico debido a que sólo se midieron árboles y arbustos con un Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) > 10 cm, con una altura ≥ 1.50 m para los árboles (Martin *et al.* 2021); y un diámetro ≥ 5 cm, con una altura ≥ 1 m para los arbustos. Diferenciándolos de las herbáceas por sus troncos leñosos; crecimiento y ramificación acrótona para los árboles (troncos definidos) y troncos ramificados basítonos para los arbustos (Troiani *et al.*, 2017). Se tomaron muestras de 30 a 40 cm de largo, con hojas, estróbilos, flores y/o frutos, u otras características diagnósticas que ayudaran a la identificación, las cuales fueron etiquetadas, herborizadas y secadas.

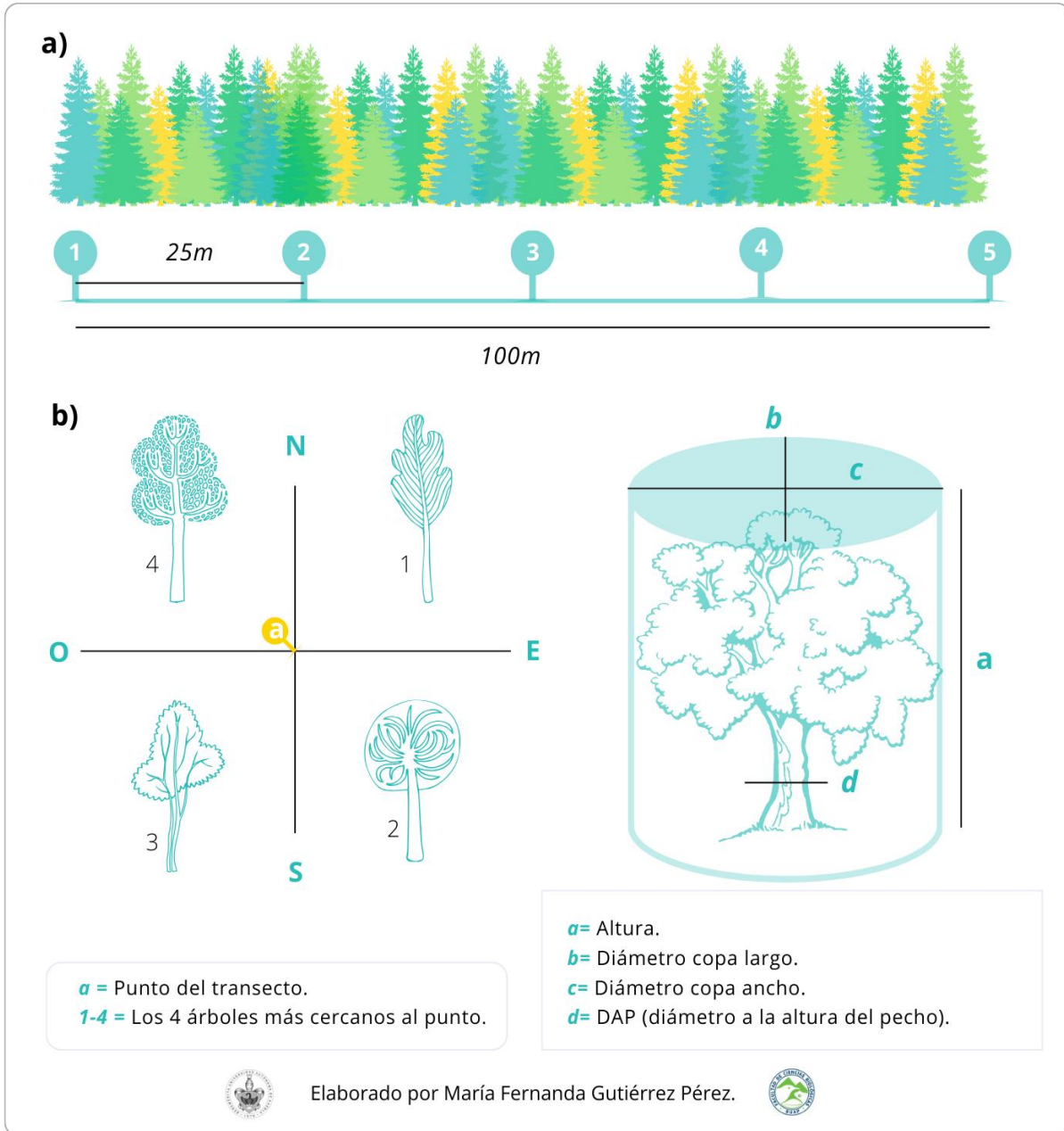


Figura 7. Muestreo, procedimiento ilustrado. (a) Transecto de 100 m con 5 puntos; (b) Medición de los cuatro árboles más cercanos al punto, de las zonas noroeste, noreste, suroeste y sureste; (c) Parámetros dasométricos medidos por individuo.

Los parámetros que se midieron por individuo fueron los siguientes: con una cinta métrica, **(I)** la distancia entre el árbol y el punto del transecto, el **(II)** diámetro copa largo y el **(III)** diámetro copa ancho; con una cinta diamétrica, el **(IV)** DAP; con un clinómetro

PM-5 marca ©SUUNTO, la **(V)** altura; la altitud y coordenadas con un GPS marca ©Garmin modelo eTrex, y finalmente, con un medidor de clima portátil ®Kestrel 3000 Pocket Weather Meter, los datos meteorológicos: **(VI)** punto de rocío (DP), **(VII)** índice de estrés por calor (HI), **(VIII)** humedad relativa, **(IX)** temperatura, **(X)** sensación térmica y **(XI)** la velocidad del viento media. Los datos se recolectaron en un periodo de 6 meses, del mes de junio al mes de noviembre del año 2022.

3.3 Variables de respuesta

Se consideraron cinco variables clave: la composición florística, la diversidad alfa, la estructura arbórea, las características meteorológicas y la diversidad beta. A continuación, se describen cada una de estas variables con mayor detalle.

3.3.1 Composición florística

La composición florística se midió con base en el número de familias y la riqueza específica de cada zona (Manzanilla *et al.*, 2020). Para identificar las familias se utilizó la clave politómica FAMEX ©AbaTax - Taxonomic Web Keys y para la determinación de especies, los ejemplares se trasladaron y se integraron a la colección del Herbario del Jardín Botánico de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (HUAP), donde fueron identificadas por el botánico y taxónomo MPhil Allen James Coombes e inventariadas en el portal de datos SEINet en la sección de Red de Herbarios del Noroeste de México.

3.3.2 Diversidad de especies/ diversidad alfa (α)

La diversidad alfa se evaluó mediante la diversidad y la estructura de la comunidad. La primera se midió utilizando el índice de Margalef y el índice de diversidad de Simpson. Por otro lado, la estructura se analizó a través de dos componentes: la dominancia, que

se determinó utilizando el índice de dominancia de Simpson, y la equidad, evaluada mediante los índices de Shannon-Wiener y Pielou.

3.3.2.1 Índice de diversidad de Margalef (D_{Mg})

Se utilizó el índice de Margalef para medir la diversidad de especies, el cual evalúa la relación entre el número de especies y el número de individuos muestreados (Moreno, 2001). Este índice proporciona un valor que estima y clasifica la diversidad de la comunidad como baja, moderada o alta, se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

S es el número de especies y N el número total de individuos.

Cuando sólo hay una especie en la muestra el valor es igual a cero; si el rango del valor es $0 < D_{Mg} < 2$ se considera una diversidad baja; cuando $2 < D_{Mg} < 5$, la diversidad de especies es moderada, y finalmente, cuando $D_{Mg} > 5$, se estima que la región presenta una alta diversidad (Das, 2021).

Moreno (2001), enfatiza que el resultado dependerá del tipo de logaritmo que se utilice, ya sea \log_{10} o \ln (logaritmo natural), recalcando que, si se realizan comparaciones entre las comunidades, es fundamental utilizar el mismo logaritmo en todos los índices de diversidad. Con base en Das (2021), en este trabajo se utilizó “ \ln ” en todos los índices.

3.3.2.2 Índice de Dominancia Simpson (D_0)

Este índice toma en cuenta la riqueza y la uniformidad de las especies, dándole mayor peso a las especies con mayor representatividad (dominantes); mide la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de una muestra pertenezcan a la misma especie (Moreno, 2001; Xia y Sun, 2023).

Dando como resultado un valor que oscila entre 0 y 1, si $D_0 < 0.5$, hay baja probabilidad de que dos individuos sean de la misma especie, es decir, hay mayor diversidad, y si $0.5 < D_0 < 1$, significa que hay mayor probabilidad y por lo tanto, menor diversidad (Xia y Sun, 2023). Su fórmula es la siguiente:

$$D_0 = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

S es el número de especies de la comunidad y p_i es la abundancia relativa de las especies.

3.3.2.3 Índice de Diversidad de Simpson (1– D_0)

El índice de dominancia de Simpson es el inverso del anterior; se resta de 1 para facilitar su interpretación (Xia y Sun, 2023). Valores cercanos a cero ($D < 0.5$) indican menor diversidad, mientras que valores cercanos a 1 ($0.5 < D \leq 1$), señalan mayor diversidad. La fórmula es bastante sencilla:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Siendo,

S = número de especies

p_i = abundancia relativa de las especies

3.3.2.4 Índice de equidad de Shannon-Wiener (H')

El índice de Shannon-Wiener también es nombrado como índice de Shannon-Weaver o entropía de Shannon (Xia y Sun, 2023). Es el índice más utilizado, debido a que, como lo indica Das (2021), representa de mejor manera, comparando con los demás índices,

la biodiversidad, la diversidad de especies, la riqueza de especies y la uniformidad o equidad.

Este índice expresa qué tan uniformes están representadas las especies en cuanto a su abundancia. Consiste en calcular el nivel de incertidumbre que hay al predecir a qué especie pertenece un individuo, si este es elegido aleatoriamente, dando por hecho que todas las especies se encuentran representadas en la muestra (Moreno, 2001). Se obtiene de la siguiente manera:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde:

p_i = número de individuos de la especie.

El valor que se obtiene, representa la uniformidad o equidad de la comunidad. El rango de valores va desde cero hasta el logaritmo (ln o log₁₀) del número de especies (S), cuanto mayor es el número de H', mayor es la incertidumbre.

3.3.2.5 Índice de equidad de Pielou (J')

Con base en Moreno (2001) es un índice que mide la diversidad junto con la riqueza de especies. Está relacionado con el índice de Shannon (H') y depende en gran medida del número de especies (Xia y Sun, 2023). Su valor varía de 0 (sin uniformidad) a 1 (completamente uniforme).

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

H' = valor del índice de Shannon y $H'_{max} = \ln(S)$

3.3.3 Estructura arbórea

La estructura arbórea se evaluó a partir de cuatro componentes principales: el índice de valor de importancia, que considera la abundancia, dominancia y frecuencia; el área basal; la cobertura de copa; y el volumen total de la copa.

3.3.3.1 Índice de Valor de Importancia (IVI)

El IVI es un parámetro que calcula el valor y determina la jerarquía de las especies de una comunidad o región con base en tres factores, o en algunas ocasiones dos, cuando no se tiene la suficiente información (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Este valor es la suma de **(1)** la abundancia relativa, es decir, el número de individuos por especie, dividido entre el número total de individuos; **(2)** la dominancia relativa, en función de la cobertura, y **(3)** la frecuencia relativa (las veces que aparece cada especie en las unidades muestrales) de cada especie (Bhadra y Pattanayak, 2017). Estos factores, al ser relativos, se presentan como porcentajes (Monárrez *et al.*, 2020). Y la suma de todos los IVI de las especies es igual a 300.

Abundancia absoluta (A_a) = Número de individuos registrados por especie

$$\text{Abundancia relativa } (A_r\%) = \frac{\text{Número de individuos registrados por especie}}{\sum \text{ de } A_a \text{ de todas las especies}} \times 100$$

Frecuencia absoluta (F_a) =

$$\frac{\text{\# de veces que aparece cada especie en las unidades muestrales}}{\text{\# de unidades muestrales estudiadas (transectos, cuadrantes, etc.)}} \times 100$$

$$\text{Frecuencia relativa } (F_r) = \frac{F_a \text{ de la especie}}{\sum \text{ de } F_a \text{ de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Dominancia absoluta } (D_a) = \sum \text{ de las áreas basales o cobertura por especie}$$

$$\text{Dominancia relativa } (D_r) = \frac{D_a \text{ de la especie}}{\sum \text{ de } D_a \text{ de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Valor de Importancia } (IVI) = A_r + F_r + D_r$$

3.3.3.2 Área basal (m²)

Este parámetro es utilizado para estimar la superficie de una sección transversal del tallo o tronco de un arbusto o árbol, de una determinada altura del suelo. En el caso de los árboles, se mide obteniendo el diámetro a la altura del pecho (1.20 a 1.30 m) y en el caso de los arbustos y/o árboles juveniles ramificados, se mide el diámetro a una determinada altura (Mostacedo y Fredericksen, 2000). En este trabajo, en el caso de los arbustos ramificados, se midió el promedio del diámetro, a 5 cm del suelo por individuo.

El área basal se obtiene con la siguiente fórmula:

$$\text{Área basal } (m^2) = \pi \left(\frac{DAP}{2} \right)^2$$

Donde:

$$\pi = 3.1416\dots$$

DAP = Diámetro a la Altura del Pecho

3.3.3.3 Cobertura de copa (m²)

La cobertura de copa es la proyección ortogonal de los árboles (Benavides y Fernández, 2012), es decir, el área que se genera en la superficie del suelo, debido a la cubierta de las ramas y hojas de los árboles. Este parámetro sirve para determinar las dominancias de las especies de una zona, área o región (Mostacedo y Fredericksen, 2000). En este estudio se determinó la cobertura de copa por zona (Zona 1, Zona 2 y Zona 3). Se mide a partir del promedio del diámetro copa ancho y diámetro copa largo, utilizando la fórmula del área del círculo:

$$Cobertura\ copa\ (CC) = \pi \left(\frac{\text{promedio diámetro copa}}{2} \right)^2$$

3.3.3.4 Volumen Compuesto de Copa (V³)

Por último, este parámetro mide la masa del individuo, con la finalidad de comparar las masas forestales de las diferentes zonas (Saavedra-Romero *et al.*, 2019; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2022). Se obtuvo a partir de la siguiente fórmula:

$$V_{CC} (m^3) = \frac{1}{3} \pi \times CC \times h$$

Donde:

CC = Cobertura Copa

h = Altura

3.3.4 Características meteorológicas/Factores climáticos

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) en el programa PAST® Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (Hammer *et al.*, 2023), para ordenar y determinar qué variable o variables agrupan, separan o representan las tres zonas, tomando en cuenta los siguientes factores climáticos: altitud

(m s. n. m.), punto de rocío (°F), índice de estrés por calor (°F), humedad relativa (%), temperatura (°F), sensación térmica (°F) y velocidad del viento media (mph).

3.3.5 Diversidad Beta (β)

Se emplearon los índices de diversidad beta de Whittaker, Wilson-Shmida, Cody y Routledge para cuantificar el cambio o reemplazo de especies entre sitios adyacentes o a lo largo de gradientes ambientales, y para evaluar la exclusividad o sustitución de especies entre hábitats. Los valores se efectuaron en el programa PAST® (Hammer *et al.*, 2023); cada índice ofreciendo una perspectiva diferente sobre la variación de especies:

3.3.5.1 Índice de Whittaker

Este índice compara la diversidad total (gamma) con la diversidad local (alfa). Se utiliza para medir la variación de especies entre distintos sitios y se calcula como el cociente entre la diversidad total y la diversidad local (Moreno, 2001). En términos simples, nos indica cómo la diversidad de especies en un área, varía en relación con la diversidad en áreas más amplias.

3.3.5.2 Índice de Wilson-Shmida

Se centra en contar cuántas especies nuevas se añaden y cuántas se pierden a lo largo de un transecto o línea de muestreo, es decir, calcula la variación en la diversidad de especies a medida que se recorren diferentes secciones del transecto. Este índice utiliza el de Cody para medir el número promedio de especies encontradas en cada muestra, proporcionando así, una visión de cómo cambian las especies a lo largo del transecto (Moreno, 2001; Badii *et al.*, 2008).

3.3.5.3 Índice de Cody

Con base en Magurran (1988), este índice mide el cambio en la composición de especies a lo largo de gradientes ambientales del hábitat (por ejemplo, la altitud, la humedad relativa, la temperatura, etc.), sumando el número de especies nuevas encontradas y las especies perdidas a medida que se recorre un transecto.

3.3.5.4 Índice de Routledge

Este índice considera tanto la riqueza total de especies en todas las muestras (gamma) como el grado de solapamiento entre las especies. Permite evaluar cómo las especies están distribuidas y solapadas entre diferentes muestras, ofreciendo una visión más completa de la variación de especies en el área estudiada (Imanbayeva Akzhunis *et al.*, 2024).

3.4 Análisis de datos

Las pruebas de normalidad se realizaron en el programa PAST® Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (Hammer *et al.*, 2023). Las pruebas estadísticas se realizaron en Minitab® Statistical Software Minitab Versión 21.3 (2022), para aquellas variables con datos no paramétricos se analizaron con la prueba estadística de Kruskal-Wallis y para las variables con datos de distribución normal, se utilizaron Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía. El nivel de significancia de las pruebas fue del 95% de confiabilidad.

4. RESULTADOS

4.1 Composición florística

Se recabó una riqueza específica total (de las tres zonas) de 30 especies (19 árboles y 11 arbustos) distribuidas en 12 familias (Asteraceae, Betulaceae, Caprifoliaceae, Cupressaceae, Ericaceae, Fabaceae, Fagaceae, Garryaceae, Onagraceae, Pinaceae, Salicaceae y Scrophulariaceae). De las 30 especies totales, 27 especies fueron identificadas hasta el nivel de especie, subespecie y/o variedad, una especie a nivel de familia, una especie a nivel de género y una especie no identificada (Cuadro 7).

Las muestras se encuentran registradas en el portal de datos SEINet en la sección de Red de Herbarios del Noroeste de México, los links de acceso se muestran en el Cuadro 7, junto con el ID del Herbario del Jardín Botánico de la BUAP.

En la zona 1 se registró un total de 17 especies procedentes de siete familias, siendo las familias Asteraceae y Pinaceae las más representativas del lugar. En la zona 2 se obtuvo un total de 5 familias y 11 especies, la familia Fagaceae es la más relevante, con cinco especies. Y finalmente, en la zona 3, se observaron y examinaron 14 especies provenientes de 9 familias, la familia Asteraceae es la que presentó un mayor número de especies.

4.2 Diversidad de especies/ diversidad alfa (α)

El índice de diversidad de Margalef (D_{Mg}) mostró diversidades medias (mayor a 2 y menor a 5) en las tres zonas, con valores de 3.908 (zona 1), 2.711 (zona 2) y 3.175 (zona 3). Con respecto a la estructura, el índice de dominancia de Simpson (D_0), indicó probabilidades de 0.121, 0.134 y 0.176, respectivamente. En cuanto a su inverso, el índice de diversidad de Simpson ($1 - D_0$), los resultados fueron de 0.879 en la zona 1, 0.866 en la zona 2 y 0.824 en la zona 3, denotando diversidades altas (mayor a 0.67) en los tres grupos, siendo la zona 1 la más diversa (Cuadro 7a).

Cuadro 7. Resultados de biodiversidad: listado florístico y biodiversidad α y β .

Zona	Familia	Nombre científico	Biotipo	ID Herbario
1 y 3		<i>Ageratina glabrata</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	Arbusto	89272 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31434064&clid=0
1 y 3		<i>Roldana angulifolia</i> (DC.) H. Rob. & Brettell	Arbusto	88878 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546726&clid=0
	Asteraceae			89442 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546726&clid=0
3		<i>Roldana barba-johannis</i> (DC.) H. Rob. & Brettell	Arbusto	89491 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546696&clid=0
1 y 3		<i>Verbesina oncophora</i> B.L. Rob. & Seaton	Arbusto	89490
1 y 3		Asteraceae *	Arbusto	89273 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31434130&clid=0
1 y 2		<i>Alnus acumiata</i> Kunth ssp. <i>glabrata</i> (Fernald) Furrow	Árbol	88882 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117765&clid=0
	Betulaceae			
1 y 3		<i>Alnus jorullensis</i> Kunth ssp. <i>jorullensis</i>	Árbol	88875 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117805&clid=0
3	Caprifoliaceae	<i>Symphoricarpos microphyllus</i> Kunth	Arbusto	88902 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117734&clid=0

				88904	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117788&clid=0
2 y 3	Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	Árbol	88906	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117788&clid=0
3	Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	Árbol	88903	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117798&clid=0
2		<i>Calliandra grandiflora</i> (L'Hér.) Benth.	Arbusto	89447	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546753&clid=0
	Fabaceae				
2		<i>Ricoa leptophylla</i> (DC.) Duno & Torke.	Arbusto	88913	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117778&clid=0
2		<i>Quercus castanea</i> Née	Árbol	89445	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546720&clid=0
2		<i>Quercus crassipes</i> Bonpl.	Árbol	89443	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546675&clid=0
2	Fagaceae	<i>Quercus laeta</i> Liebm.	Árbol	88907	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117739&clid=0
				89444	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546618&clid=0
3		<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	Árbol	88901	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117754&clid=0

				88908	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117758&clid=0
1 y 2		<i>Quercus mexicana</i> Bonpl.	Árbol	88905	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117732&clid=0
2		<i>Quercus</i> L.*	Árbol	88912	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117719&clid=0
3	Garryaceae	<i>Garrya laurifolia</i> Hartw. ex Benth.	Árbol	88876	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117717&clid=0
				88877	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117721&clid=0
3	Onagraceae	<i>Fuchsia microphylla</i> Kunth	Arbusto	88900	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117804&clid=0
1		<i>Fuchsia encliandra</i> Steud.	Arbusto	88879	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117740&clid=0
1 y 3		<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	Árbol	88899	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117773&clid=0
1 y 3	Pinaceae	<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. var. <i>veitchii</i> Shaw	Árbol	88884	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117813&clid=0
1 y 2		<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	Árbol	88915	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117748&clid=0
1 y 2		<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	Árbol	88917	https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117795&clid=0

1		<i>Salix bonplandiana</i> Kunth	Árbol	88880 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117741&clid=0
	Salicaceae			
1		<i>Salix paradoxa</i> Kunth	Árbol	88881 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117749&clid=0
				89446 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546635&clid=0
1		<i>Buddleja parviflora</i> Kunth	Arbusto	88883 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31117790&clid=0
	Scrophulariaceae			
1		<i>Buddleja cordata</i> Kunth ssp. <i>cordata</i>	Árbol	89440 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546658&clid=0
				89441 https://herbanwmex.net/portal/collections/individual/index.php?occid=31546638&clid=0
1	-	No identificado *	Árbol	-

a) Diversidad alfa (α)		Zona 1	Zona 2	Zona 3
	Riqueza específica	17	11	14
Diversidad	Margalef (D_{Mg})	3.908	2.711	3.175
	Simpson (1-D)	0.879	0.866	0.824
Estructura (dominancia)	Simpson (D_0)	0.121	0.134	0.176
	Shannon-Wiener (H')	2.489	2.174	2.107
Estructura (equidad)	Pielou (J')	0.879	0.907	0.798

b) Diversidad beta (β)		Zona 1 y 2:	Zona 2 y 3:	Zona 3 y 1:	
Índices de reemplazo de especies	Whittaker	1.14	0.714	0.92	0.548
	Wilson-Shmida	1.54	0.714	0.92	0.548
	Cody	21.5	10	11.5	8.5
	Routledge	0.298	0.2	0.27	0.16

**No identificada a nivel de especie.*

Listado de las especies identificadas con el ID de las muestras depositadas en el HUAP y los links de las muestras registradas en el portal de datos SEINet. a) Valores de los índices de diversidad alfa por zona y, b) resultados de diversidad beta.

Acerca de la Equidad, el índice de Shannon-Weiner (H') definió a las tres zonas con uniformidades medianamente altas, 2.489 para la zona 1, con un rango de 0 a 2.83 ($\ln(17)$); 2.174 en la zona 2, con un margen de 0 a 2.398 ($\ln(11)$); y 2.107 en la zona 3, con una amplitud de 0 a 2.64 ($\ln(14)$). Por otro lado, el índice de equidad de Pielou (J') presentó valores de 0.879, 0.907 y 0.798, correspondientemente, indicando equidades medianamente altas (categoría de 0 a 1).

4.3 Estructura arbórea y arbustiva

A continuación se presentan los resultados del análisis de la estructura arbórea, incluyendo el índice de valor de importancia (IVI), el área basal, la cobertura de la copa y el volumen total, detallando las especies predominantes y su relevancia en cada zona.

4.3.1 Índice de Valor de Importancia (IVI)

En la zona 1, *Pinus ayacahuite* Ehrenb. var. *veitchii* Shaw y *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham., fueron las especies con el índice de valor de importancia más alto,

97.45 y 22.25, respectivamente (Cuadro 8). *P. ayacahuite* var. *veitchii* obtuvo el mayor porcentaje de abundancia (28.33%), frecuencia (20%) y dominancia por cobertura (49.12%), la especie *A. religiosa* fue la segunda más abundante junto con *Buddleja cordata* Kunth ssp. *cordata* (8.33%). Por otro lado, *Salix paradoxa* Kunth presentó una frecuencia relativa de 8.89%, siendo la segunda más frecuente, y *Quercus mexicana* Bonpl. la segunda más dominante, con un porcentaje del 12.26.

En cuanto a la zona 2, las especies con mayor índice de importancia fueron *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl. & Cham. y *Q. mexicana*, con valores de 73.59 y 60.76 (Cuadro 8). *P. teocote* fue la especie más abundante (22.5%) y frecuente (17.86%) y la segunda más dominante (33.23%), por otra parte, *Q. mexicana* fue la más dominante, con un porcentaje de 33.97% y *Ricoa leptophylla* (DC.) Duno & Torke, la segunda más abundante y frecuente, con valores de 17.50 y 17.86%.

Por último, en la zona 3, los valores de importancia más altos fueron de las especies *P. ayacahuite* var. *veitchii* (98.61) y *Ageratina glabrata* (Kunth) R.M. King & H. Rob. (60.44). La primera, con una abundancia relativa de 25 %, que muestra la proporción del total de individuos, una frecuencia del 22.5% y una dominancia del 51.11%; y *A. glabrata* con un 30% de abundancia relativa, 22.50% de frecuencia y 7.94% de dominancia (Cuadro 8).

4.3.2 Área basal

Se recabó un promedio de 0.69 m² de área basal de arbustos y árboles en la zona 1, 1.1 m² en la zona 2 y 0.87 m² en la zona 3. Las especies con mayor área fueron *Q. mexicana* en la zona 1 (8.45 m²) y en la zona 2 (14.8 m²); en la zona 3 la especie *A. religiosa* fue la de mayor área (18.9 m²). En la prueba estadística de Kruskal-Wallis se obtuvo un valor de *p* de 0.031 (con un IC=95%), reflejando diferencias significativas en el área basal de las tres zonas (Figura 8a).

Cuadro 8. Índices de valor de importancia de las especies arbóreas y densidad por sitio.

Zona	Especie	Abundancia (%)	Frecuencia (%)	Dominancia por cobertura (%)	IVI
1	<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. var. <i>veitchii</i> Shaw	28.33	20	49.12	97.46
1	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	8.33	6.67	7.25	22.25
1	<i>Salix paradoxa</i> Kunth	6.67	8.89	3.22	18.77
1	<i>Budelleja cordata</i> Kunth ssp. <i>cordata</i>	8.33	6.67	3.59	18.59
1	<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	6.67	6.67	4.90	18.24
1	<i>Alnus acumiata</i> Kunth ssp. <i>glabrata</i> (Fernald) Furlow	6.67	6.67	3.69	17.02
1	<i>Quercus mexicana</i> Bonpl.	1.67	2.22	12.26	16.15
1	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth ssp. <i>jorullensis</i>	5.00	6.67	1.81	13.48
1	Asteraceae *	5.00	6.67	0.86	12.53
1	<i>Roldana angulifolia</i> (DC.) H. Rob. & Brettell	5.00	6.67	0.20	11.87
1	<i>Ageratina glabrata</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	1.67	2.22	5.74	9.63
1	<i>Fuchsia encliandra</i> Steud.	3.33	4.44	0.59	8.37

1	<i>Verbesina oncophora</i> B.L. Rob. & Seaton	3.33	4.44	0.58	8.36
1	<i>Buddleja parviflora</i> Kunth	3.33	4.44	0.53	8.31
1	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	1.67	2.22	3.58	7.47
1	<i>Salix bonplandiana</i> Kunth	3.33	2.22	0.69	6.25
1	No identificado *	1.67	2.22	1.36	5.24
<hr/>					
2	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	22.50	17.86	33.23	73.59
2	<i>Quercus mexicana</i> Bonpl.	12.50	14.29	33.97	60.76
2	<i>Ricoa leptophylla</i> (DC.) Duno & Torke.	17.50	17.86	4.18	39.54
2	<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	12.50	10.71	9.21	32.43
2	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	10.00	10.71	3.58	24.30
2	<i>Quercus</i> L.*	5.00	7.14	6.26	18.40
2	<i>Quercus castanea</i> Née	5.00	7.14	0.09	12.24
2	<i>Quercus laeta</i> Liebm.	5.00	3.57	3.05	11.62
2	<i>Quercus crassipes</i> Bonpl.	2.50	3.57	3.74	9.81
2	<i>Alnus acumiata</i> Kunth ssp. <i>glabrata</i> (Fernald) Furlow	2.50	3.57	2.65	8.72
2	<i>Calliandra grandiflora</i> (L'Hér.) Benth.	5.00	3.57	0.03	8.60

3	<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. var. <i>veitchii</i> Shaw	25.00	22.50	51.11	98.61
3	<i>Ageratina glabrata</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	30.00	22.50	7.94	60.44
3	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	6.67	5.00	11.24	22.91
3	<i>Garrya laurifolia</i> Hartw. ex Benth.	6.67	7.50	8.58	22.75
3	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	3.33	5.00	13.57	21.90
3	<i>Fuchsia microphylla</i> Kunth	8.33	10.00	0.35	18.68
3	<i>Verbesina oncophora</i> B.L. Rob. & Seaton	5.00	7.50	0.85	13.35
3	<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	3.33	5.00	3.84	12.17
3	<i>Roldana angulifolia</i> (DC.) H. Rob. & Brettell	3.33	2.50	0.38	6.22
3	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth ssp. <i>jorullensis</i>	1.67	2.50	1.24	5.41
3	<i>Symphoricarpos microphyllus</i> Kunth	1.67	2.50	0.35	4.51
3	Asteraceae *	1.67	2.50	0.32	4.49
3	<i>Roldana barba-johannis</i> (DC.) H. Rob. & Brettell	1.67	2.50	0.13	4.30
3	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	1.67	2.50	0.10	4.27

Densidad	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Árboles y arbustos/ha	393	172	1019
Área de copa forestal (m ² ha ⁻¹)	7551 (75.5%)	6781 (67.8%)	9079 (90.8%)
Volumen promedio (m ³)	103.2	244	102.5

* Especies no identificadas.

P. ayacahuite var. *veitchii* es la especie con los valores más altos en la zona 1 y 3, y *P. teocote* en la zona 2. La zona 3 fue la de mayor densidad.

4.3.3 Cobertura de copa

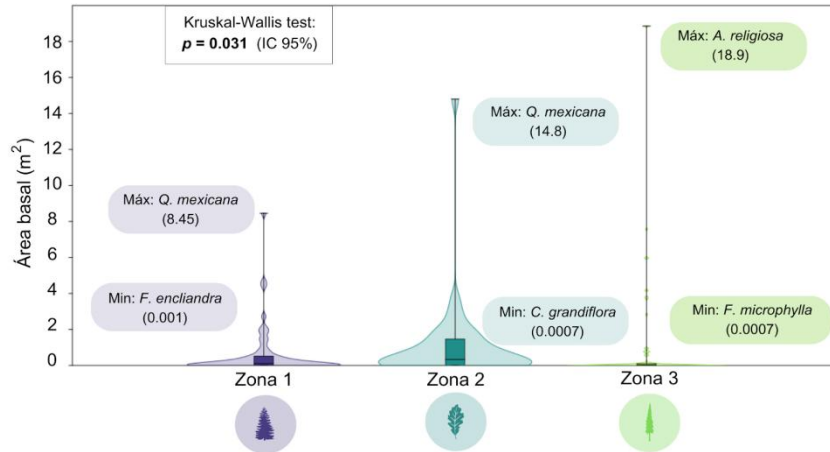
Los promedios obtenidos de la cobertura forestal de la copa fueron de 25.86 m² para la zona 1, 67.65 m² para la zona 2 y 26.6 m² para la zona 3, siendo la segunda la de mayor cobertura. Los valores máximos fueron de las especies *Q. mexicana* en la zona 1 y 2, con áreas de 190.3 m² y 199.8 m², y *P. ayacahuite* var. *veitchii* con una cobertura de 190.5 m² en la zona 3.

Por otro lado, las especies con menor cobertura fueron *R. angulifolia* (0.4 m²), *C. grandiflora* (0.4 m²) y *V. oncophora* (0.5 m²). En la prueba estadística, se obtuvo una *p* de 0.001, con un *alpha* de 0.05 (Figura 8b), demostrando diferencias relevantes entre los tres grupos.

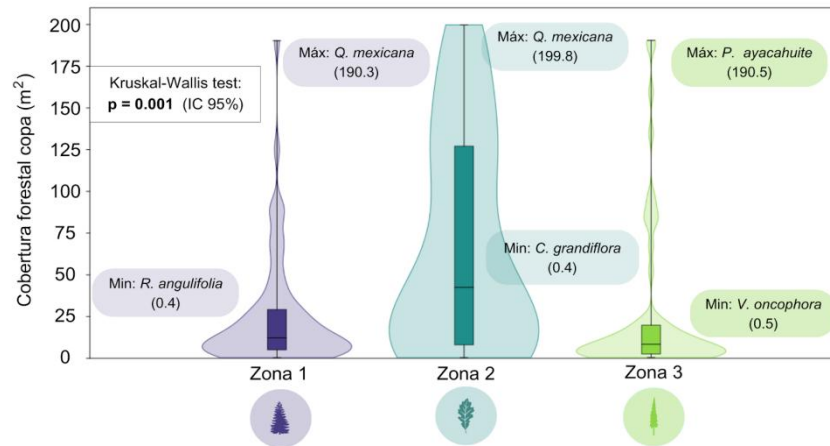
4.3.4 Volumen

Los valores con mayor volumen fueron de las especies *Q. mexicana* con 1319.3 m³ en la zona 1 y 959.1 m³ en la zona 2, y *A. religiosa* con 934.5 m³ en la zona 3. La prueba de Kruskal-Wallis reveló diferencias significativas entre las tres zonas (Figura 8c), con un valor de *p* de 0.01 (con un 95% de confiabilidad). Los volúmenes promedios de las tres zonas fueron de 103.2 m³, 244 m³ y 102.5 m³, respectivamente.

a)



b)



c)

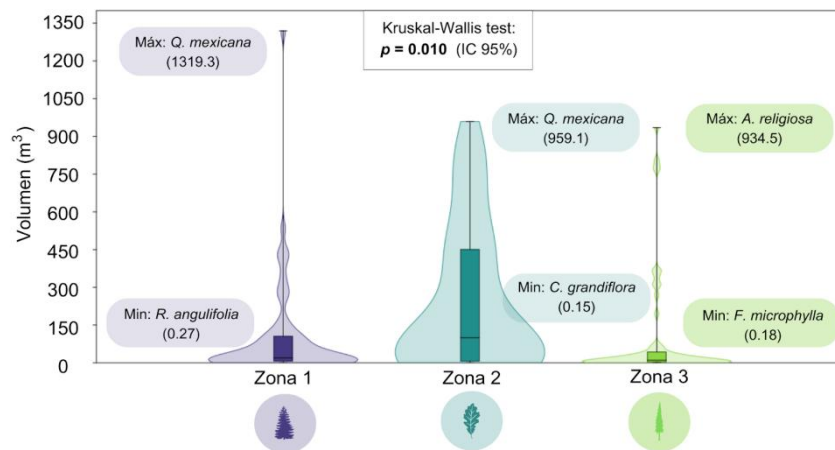
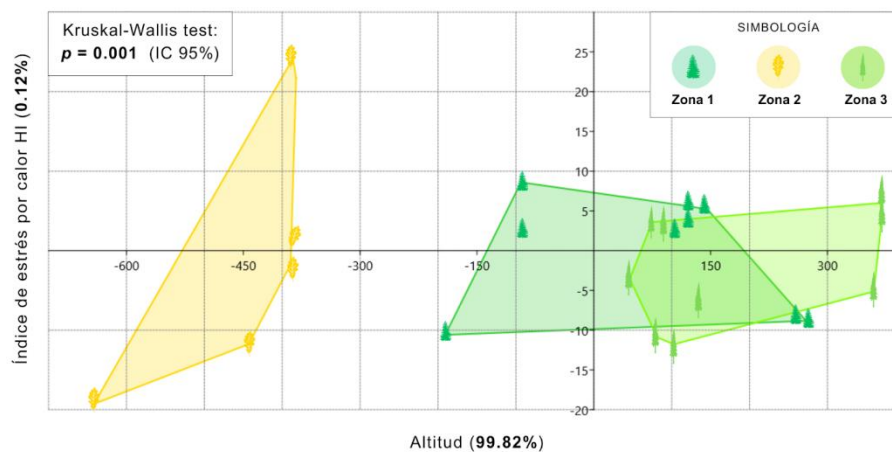


Figura 8. Resultados de cobertura forestal de copa y volumen. Se señalan los valores máximos y mínimos de cada zona de los parámetros: a) área basal, b) cobertura de la copa y c) volumen; las pruebas Kruskal-Wallis muestran que existen diferencias significativas entre las zonas.

4.4 Características meteorológicas/Factores climáticos

El Análisis de Componentes Principales (PCA) denotó a la altitud como el componente principal que agrupa a las zonas 1 y 3 y separa a la zona 2, con un 99.82% de la varianza total, y al índice de estrés por calor como el segundo componente, con un 0.12% (Figura 9). La prueba de Kruskal-Wallis confirma que existen diferencias significativas en cuanto a la altitud, con un valor de p de 0.001 y un 95% de confiabilidad.

Con respecto a las demás variables, el punto de rocío, el índice de estrés por calor, la temperatura y la sensación térmica, presentaron diferencias significativas con un valor de p de 0.045 y 0.001 (véase en la Figura 10), a diferencia de la velocidad del viento y humedad relativa, que presentaron valores de 0.97 y 0.8, las cuales no distinguen cambios entre las zonas.



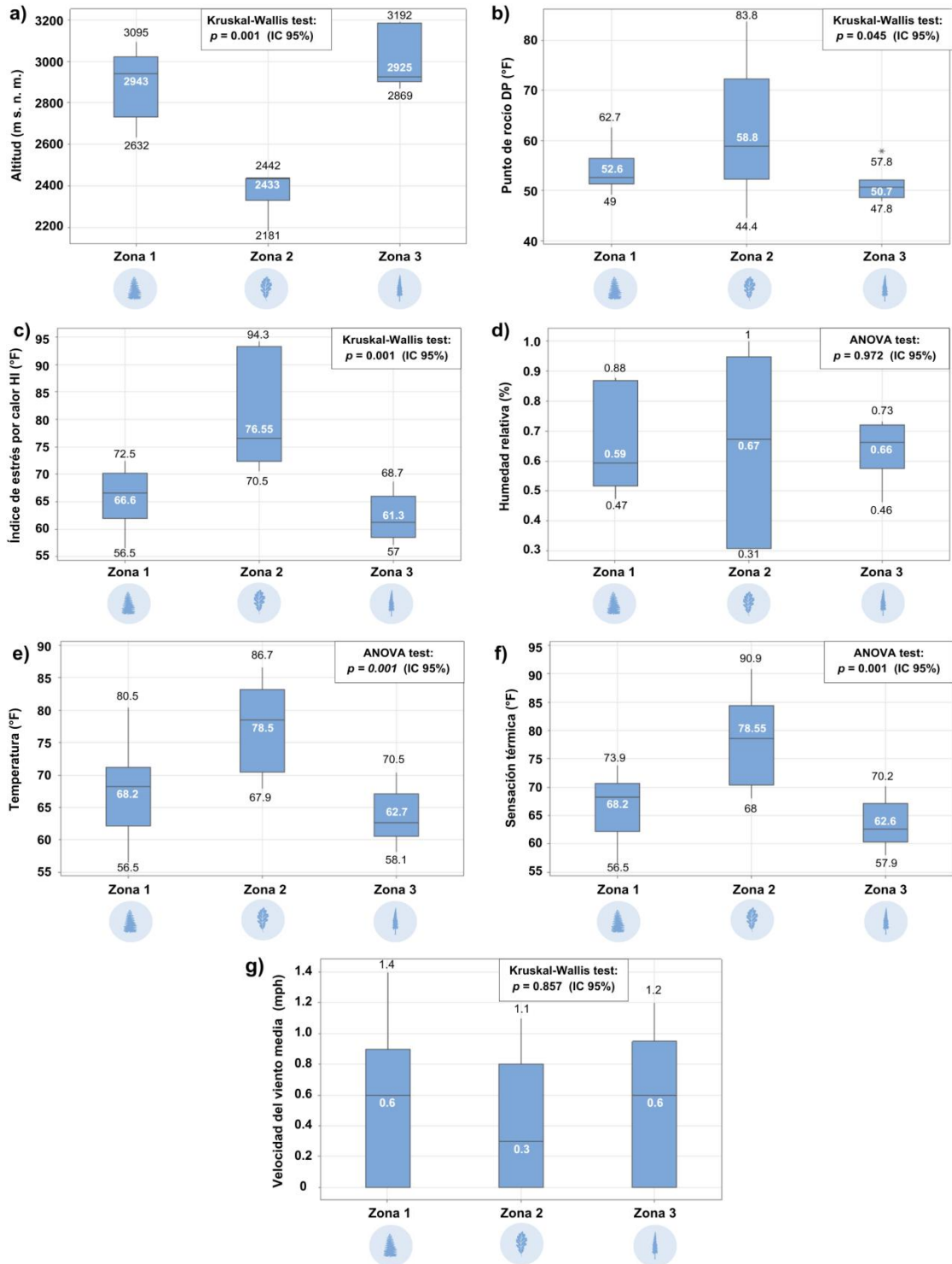


Figura 10. Resultados y pruebas estadísticas de las variables meteorológicas. Se empleó la prueba Kruskal-Wallis para las variables con datos no paramétricos: **a)** altitud, **b)** punto de rocío, **c)** índice de estrés por calor y **g)** velocidad del viento media; y análisis de la varianza (ANOVA) para las variables con datos paramétricos: **d)** humedad relativa, **e)** temperatura y **f)** sensación térmica.

5. DISCUSIÓN

5.1 Composición florística

Los resultados de riqueza específica total son semejantes a los reportados por Rendón-Pérez *et al.* (2021), quienes identificaron 30 especies leñosas (20 arbóreas y 10 arbustivas) en el Cerro de Las Navajas, Sierra de Pachuca, Hidalgo. Coincidiendo con 10 especies arbóreas (*P. montezumae*, *Q. laurina*, *A. xalapensis*, *P. teocote*, *A. acuminata*, *S. paradoxa*, *A. religiosa*, *C. lusitanica*, *B. cordata* y *Q. crassipes*) y tres arbustivas (*A. glabrata*, *B. parviflora* y *S. microphyllus*), siendo Pinaceae y Asteraceae las familias más representativas.

Estas similitudes se deben a que el área estudiada también pertenece al Eje Neovolcánico, con características climáticas (clima semifrío subhúmedo y templado subhúmedo), topográficas (gradiente altitudinal de 2800 a 3100 m) y edafológicas (suelos Feozem y Andosol) similares.

Caballero *et al.* (2022) identificaron 11 especies arbóreas en tres sitios del suroeste de Chiautzingo. De estas, 10 coinciden con las reportadas en el presente estudio. La única especie que no se encontró es *Pinus hartwegii*, la cual fue registrada por los autores a altitudes de 2900 a 3600 m, superiores a las altitudes de las áreas estudiadas en este trabajo (2380 a 3192 m). Dado que *P. hartwegii* es común en altitudes superiores a 3400 m (Chávez-Aguilar *et al.*, 2022), su ausencia en el presente estudio es consistente.

En cuanto a la composición florística, los resultados son equiparables con los trabajos de Martínez-Calderón *et al.* (2021) en Aguascalientes y Silva-González *et al.* (2021) en Durango. Sin embargo, el número de especies es menor a lo documentado por Zepeda *et al.* (2023) en el Santuario de Agua Presa Corral de Piedra, Velasco *et al.* (2023) en Oaxaca, y Silva-García *et al.* (2022) en la Sierra Madre Occidental.

A pesar de ello, la riqueza de especies es mayor a muchos otros trabajos de bosques templados mexicanos, publicados del 2017 en adelante, de diferentes estados de la república, por ejemplo, Puebla (López-Hernández *et al.*, 2017), Durango (Graciano-

Ávila *et al.*, 2017), San Luis Potosí (Dávila-Lara *et al.*, 2019), Nuevo León (Manzanilla *et al.*, 2020) y Chihuahua (García-García *et al.*, 2023).

Estas diferencias pueden atribuirse a factores meteorológicos (Rzedowski, 2006), como el intervalo altitudinal (Silva-García *et al.*, 2022), las prácticas silvícolas (Hernández-Salas *et al.*, 2013), megaperturbaciones (Millar y Stephenson, 2015), etc., e incluso las metodologías de muestreo. Por ejemplo, Velasco *et al.* (2023) y Zepeda *et al.* (2023) ampliaron el rango de selección incluyendo plantas con un DAP menor o igual a 2.5 cm.

Las especies arbóreas más frecuentemente identificadas en la literatura antes mencionada y en el presente estudio son *P. montezumae*, *P. teocote*, *A. religiosa*, *C. lusitanica*, *Q. castanea*, *Q. laeta*, *Q. laurina*, *Q. crassipes*, *A. acumiata*, *A. xalapensis*, *S. paradoxa* y *B. cordata*, las cuales son representativas de los bosques mexicanos de pino y oyamel (*Abies*). Y a pesar de haber variaciones en la vegetación, esta coincidencia se debe a que estos bosques templados suelen albergar una rica diversidad de especies de los géneros *Quercus*, *Abies*, *Arbutus*, *Alnus*, *Buddleja*, *Cupressus*, entre otros (Rzedowski, 2006; INEGI, 2015).

Los estudios revisados corresponden que las familias Pinaceae y Fagaceae son las más representativas entre las especies arbóreas (López-Hernández *et al.*, 2017; Silva-González *et al.*, 2021; Velasco *et al.*, 2023), con los géneros *Pinus* y *Quercus*, destacando por su alta densidad y número de especies (Graciano-Ávila *et al.*, 2017; Rendón-Pérez *et al.*, 2021). Mientras que en los arbustos, Asteraceae es la familia más significativa en bosques dominados por pinos (Rendón-Pérez *et al.*, 2021; Velasco *et al.*, 2023), y Fabaceae en los bosques de *Quercus*, *Quercus-Pinus* o *Pinus-Quercus* (Velasco *et al.*, 2023).

Esto se debe a la frecuente presencia de especies de las familias Asteraceae, Fabaceae, Scrophulariaceae y Onagraceae en los bosques de encino, y a la común asociación con los géneros *Verbesina*, *Fuchsia*, *Salix* y *Symphoricarpos* en los bosques de coníferas (Rzedowski, 2006).

Es importante recalcar que, en sitios con cierto grado de perturbación, puede existir mayor heterogeneidad y, por tanto, mayor diversidad, sin embargo, eso no significa que

sea idónea, pues es un fenómeno causado por las actividades antropogénicas, que ponen en riesgo la estructura y composición del bosque; un ejemplo es la introducción de especies, que a escala local tienen mayor potencial invasor (Mardones *et al.*, 2015). Además, un manejo forestal inadecuado puede perjudicar la diversidad al favorecer exclusivamente a las especies de mayor valor forestal. Este aumento en abundancia, dominancia y frecuencia de dichas especies (Hernández-Salas *et al.*, 2013) puede conducir a la formación de bosques monoespecíficos, afectando negativamente la vegetación nativa de la región y aumentando la vulnerabilidad de las especies amenazadas.

Entre las especies identificadas en este trabajo, *Cupressus lusitanica* se encuentra sujeta a protección especial (Pr) en la NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2010).

Aunado a lo anterior, los bosques templados son más susceptibles a los efectos del calentamiento global. Gutiérrez y Trejo (2014) señalan que cinco especies, incluidas *P. ayacahuite* y *Q. laurina* (especies observadas en este estudio) experimentarán reducciones en sus regiones de distribución, debido a que habitan en zonas con mayor altitud, las cuales se verán afectadas por los cambios de temperatura y precipitación generados por el cambio climático.

5.2 Diversidad de especies/ diversidad alfa (α)

Los resultados de diversidad alfa se alinean a lo observado por Caballero *et al.* (2022). De los tres bosques que evaluaron, los valores del bosque de pino-encino (BPQ) coinciden con los resultados de diversidad y uniformidad de la zona 3 de este trabajo, dado que hay una estrecha distancia entre ambas zonas estudiadas.

Registraron una diversidad de 3.53, mediante el índice de riqueza de Margalef y una uniformidad de Shannon de 1.99. Sin embargo, una dominancia de Simpson de 0.84, mucho mayor a la evaluada en la zona 3 (D_0 (zona 3) = 0.176) y una equidad de Pielou de 0.91 también mucho mayor (J' (zona 3) = 0.798).

La diferencia de valores en el índice de Pielou, puede estar relacionada al número de árboles y arbustos por hectárea. La zona 3 es la de mayor densidad, con 1019 árboles y arbustos/ha (Cuadro 8), pero es la de menor equidad (Cuadro 7a). Esto podría atribuirse a que el índice de Pielou se asocia negativamente con el número de árboles, es decir, sugiriendo que la diversidad y equidad de árboles es menor en los bosques más densos (Monárrez-González *et al.*, 2020).

Y en cuanto a la dominancia, se ha observado que a medida que esta aumenta, la diversidad tiende a disminuir (Moreno, 2001). Por otro lado, la zona 2 presenta la menor densidad y la mayor equidad, como se detalla en los Cuadros 8 y 7a.

Retomando el trabajo de Caballero *et al.*, (2022), los bosques de pino (BP) y aile-pino (BHP), a diferencia del bosque de pino y encino (BPQ), resultan tener menor diversidad (D_{Mg} BP = 1.50; D_{Mg} BHP = 1.94), uniformidad (H' BP = 0.40; H' BHP = 1.58) y equidad (J' BP = 0.25; J' BHP = 0.68), pero mayor dominancia en el bosque de aile-pino (D_0 BHP = 0.69). Esta situación podría ser consecuencia de la fragmentación de los bosques en la región, principalmente por el cambio de uso de suelo que se ha documentado en estudios previos (García-Hernández *et al.*, 2020).

Estos cambios se deben principalmente a actividades agrícolas y a procesos de deforestación (Zepeda *et al.*, 2023). Sin embargo, otro factor potencialmente relevante es el efecto de borde. Aunque en los bosques templados y otros ecosistemas el borde puede incrementar la diversidad, diversos estudios han indicado que las áreas de transición tienden a experimentar una disminución notable en la diversidad y equidad (Granados *et al.*, 2014). Esto a menudo resulta en un aumento de la dominancia de ciertas especies.

Por otro lado, los índices de Margalef, Shannon-Wiener y Simpson reportados por Zepeda *et al.* (2023) en un bosque de *Abies*, muestran valores significativamente más altos, con 4.7, 3.2 y 0.9 respectivamente. El índice de equidad de Pielou, con un valor de 0.8, es similar al reportado en este estudio. Sin embargo, se han documentado valores de menor diversidad y equidad en otros bosques templados de la república (Caballero *et al.*, 2022; Manzanilla *et al.*, 2020; Silva-González *et al.*, 2021; Dávila-Lara

et al., 2019; Graciano-Ávila *et al.*, 2017; López-Hernández *et al.*, 2017; Rendón-Pérez *et al.*, 2021).

En conclusión, la zona 1 destaca por su mayor diversidad y equidad, así como por su menor dominancia, lo que sugiere un ecosistema más sano y en equilibrio, en comparación con las otras zonas. La zona 2, a pesar de tener una diversidad moderada, presenta una equidad superior en comparación con la zona 3, lo que indica una distribución más uniforme de las especies. En contraste, aunque la zona 3 también muestra una diversidad moderada, tiene una dominancia ligeramente mayor y una equidad menor, sugiriendo un posible desequilibrio en la composición de especies, según los índices de diversidad alfa evaluados.

Aunque los valores de diversidad no muestran diferencias significativas entre las tres zonas, la identificación de especies indicadoras de disturbio podrían ofrecer una visión más clara sobre el manejo deficiente de estos bosques. Por ejemplo, la presencia de los géneros *Roldana* y *Ageratina* (Zepeda *et al.*, 2023) sugieren tal problemática. En el presente estudio, se identificaron tres especies de estos géneros: *A. glabrata*, *R. angulifolia* y *R. barba-johannis*. De estas, *Ageratina glabrata* se destaca como la segunda especie de mayor importancia en la zona 3 (ver Cuadro 8).

5.3 Estructura arbórea y arbustiva

La estructura arbórea y arbustiva muestra que *P. ayacahuite* es la especie predominante en las zonas 1 y 3, y *P. teocote* en la zona 2. En cuanto al área basal, *Q. mexicana* y *A. religiosa* son las más relevantes, aunque el área promedio es inferior a estudios previos. La cobertura de copa foliar y el volumen de los árboles revelan patrones significativos: la zona 3 muestra la mayor cobertura y la zona 2, a pesar de su menor densidad, presenta el volumen más alto. A continuación, se detallan estos aspectos con mayor profundidad.

5.3.1 Densidad arbórea y arbustiva

La densidad arbórea y arbustiva de la zona 1 (393 árboles y arbustos/ha) es similar a los resultados de López-Hernández *et al.* (2017) y Caballero *et al.* (2022) quienes estudiaron bosques templados del estado de Puebla y registraron densidades de 362 árboles por hectárea y 227 árboles/ha, respectivamente.

En cuanto a la densidad de la zona 2 (172 árboles y arbustos/ha), se encuentra notablemente por debajo de los valores de Martínez-Calderón *et al.* (2021), Graciano-Ávila *et al.* (2017) y Hernández-Salas *et al.* (2013). Estos estudios registraron densidades considerablemente más altas: 2200 ± 600 árboles y arbustos/ha en un bosque de *Quercus-Pinus*, 575.11 árboles/ha en un bosque de pino-encino en el estado de Durango y 716.30 árboles/ha en un bosque templado del estado de Chihuahua.

Por otro lado, la densidad en la zona 3 (1019 árboles y arbustos/ha) es significativamente superior a la reportada en los estudios antes mencionados. Estas discrepancias se pueden atribuir principalmente al manejo forestal. Por ejemplo, Hernández-Salas *et al.* (2013) realizaron un estudio de la estructura y composición de un bosque durante un período de 30 años, obteniendo densidades de 940.65 árboles/ha en 1986, 895.65 árboles/ha en 1996 y 716.30 árboles/ha en el 2006, notando una disminución significativa en la diversidad y composición del estrato arbóreo y arbustivo, resultado de un inadecuado manejo forestal.

5.3.2 Índice de Valor de Importancia

En las zonas 1 y 3, se observa que *P. ayacahuite* es la especie con mayor índice de valor de importancia (32.5% y 32.9%, respectivamente), siendo también la especie con mayor dominancia (49.12% y 51.11%), y de las de mayor frecuencia. Esta observación coincide con los resultados de Caballero *et al.* (2022) en el bosque de pino-encino (PQ) cercano al área estudiada, donde *P. ayacahuite* fue la especie más dominante, la

segunda más frecuente y la tercera más abundante, aunque con un IVI ligeramente menor (23.13%) en comparación con la zona 1 del presente estudio.

Por otro lado, en la zona 2, *P. teocote* es la especie más abundante y con el mayor IVI, seguido de *Q. mexicana*, siendo también la más dominante. Estos resultados son consistentes con las observaciones de Manzanilla *et al.* (2020) y Dávila-Lara *et al.* (2019) quienes encontraron que *P. teocote* fue una especie dominante y con un alto valor ecológico en bosques templados con características meteorológicas similares, y *Q. mexicana* una de las especies más abundantes. Siendo los géneros *Pinus* y *Quercus* los de mayor importancia ecológica (Monárrez-González *et al.*, 2020).

Por otro lado, en la zona 3, *P. ayacahuite* es la especie de mayor IVI, seguido de *A. glabrata*. Aunque *A. glabrata* es la especie más abundante (30%), *P. ayacahuite* es la de mayor dominancia por cobertura. Estos resultados son respaldados por Rendón-Pérez *et al.* (2021), quienes también encontraron que las especies del género *Pinus* fueron dominantes, mientras que *A. glabrata* fue la segunda especie más dominante en el estrato arbustivo, y el género *Arbutus*, de los menos abundantes (Monárrez-González *et al.*, 2020).

La variabilidad en los resultados entre las zonas y los estudios previos puede explicarse por una combinación de factores ambientales y de manejo forestal. Las fluctuaciones climáticas, la actividad humana y la selección de especies dominantes pueden influir en la composición y estructura de los bosques, como han señalado López-Hernández *et al.* (2017) y Martínez-Calderón *et al.* (2021).

Además, la forma en que las especies predominan puede estar influenciada por variaciones en la altitud, según lo planteado por Rendón-Pérez *et al.* (2021), lo que evidencía la adaptación de las especies a distintas condiciones ambientales, algunas de las cuales pueden ser indicativas de entornos más húmedos o secos, un ejemplo es *P. teocote*, que se distribuye en regiones de menor humedad.

5.3.3 Área basal

Las especies predominantes en términos de área basal varían según la zona estudiada. *Q. mexicana* se registró como la especie con mayor área basal, alcanzando 8.45 m² en la zona 1 y 14.8 m² en la zona 2, valores que se encuentran dentro del rango reportado por Manzanilla *et al.* (2020), quienes registraron un promedio de área basal para *Q. mexicana* de 1.30 m², 18.59 m² y 21.53 m².

Por otro lado, en la zona 3, *A. religiosa* es la de mayor área. Estos resultados concuerdan con el estudio de Zepeda-Gómez *et al.* (2023), donde se observó que *A. religiosa* destacaba en términos de área basal.

Sin embargo, el área promedio de las tres zonas es significativamente menor a otros trabajos (Martínez *et al.*, 2021 con 37.11 ± 9.3 m²/ha, Zepeda-Gómez *et al.*, 2023 con 43.32 m²/ha y Caballero-Cruz *et al.*, 2022 con 24.6 m²/ha. Estas diferencias podrían atribuirse al hecho de que en los dos últimos estudios únicamente se consideraron árboles, mientras que en el presente trabajo también se incluyeron arbustos, los cuales generalmente tienen un diámetro menor.

A pesar de lo anterior, al igual que Manzanilla *et al.* (2020), se detectaron ejemplares con diámetros superiores a 40 cm. Según los autores, a medida que aumenta el diámetro de los árboles, la densidad de la estructura del bosque disminuye, un fenómeno también observado en la zona 2, indicando posiblemente un flujo adecuado de regeneración, con una reserva de árboles jóvenes que aseguran la continuidad del ecosistema (Manzanilla *et al.*, 2020).

Sin embargo, Caballero *et al.* (2022) argumentan que la disparidad en los tamaños de los árboles es resultado de procesos competitivos entre especies durante diversas etapas de desarrollo del bosque, así como de intervenciones antropogénicas. Por lo tanto, sería necesario realizar un análisis más detallado de las dinámicas de competencia entre especies y el impacto de las prácticas de manejo forestal para entender mejor las variaciones observadas en el área basal.

5.3.4 Cobertura de copa

Los valores de cobertura de copa foliar en las diversas zonas se encuentran dentro de los márgenes previamente informados por Monárrez-González *et al.* (2020) en un estudio donde se compara la diversidad y estructura arbórea en la aplicación de tratamientos silvícolas en un bosque templado del norte de México, donde se registró una máxima cobertura de 12072 m²/ha (en el grupo control) y una mínima de 3854 m²/ha.

Del mismo modo, en un bosque templado ubicado en el estado de Puebla (López-Hernández *et al.*, 2017), se registró una cobertura de 8463 m²/ha, lo que equivale al 84% de la cobertura total. Este valor supera significativamente los registros de las zonas 1 y 2 (7551 m²/ha y 6781 m²/ha, respectivamente), aunque es inferior al de la zona 3, que alcanzó los 9079 m²/ha.

5.3.5 Volumen

En el estudio de Monarrez-Gonzales *et al.* (2020) sobre un bosque templado en el estado de Durango, se observó una variabilidad considerable en el volumen de los árboles, con valores que oscilaron entre un mínimo de 69.3 m³/ha y un máximo de 199.6 m³/ha. Los promedios obtenidos en diferentes bosques bajo diversos tratamientos silvícolas (conservador, semiintensivo e intensivo) fueron de 67.75 m³/ha, 143.82 m³/ha y 152 m³/ha, respectivamente. Estos resultados son similares a los obtenidos en este estudio. Además, coinciden con los datos reportados por Hernández-Salas *et al.* (2018), quienes obtuvieron promedios de volumen de 143.82 m³/ha, 189.20 m³/ha y 183.12 m³/ha.

Por otro lado, Graciano *et al.* (2020) documentaron una tendencia muy interesante, también en el estado de Durango, donde observaron un incremento no significativo en el volumen total de los árboles que analizaron entre los años 2007 y 2017, con volúmenes de 197.89 a 245.57 m³/ha, sin embargo, observaron que el aumento del volumen estaba asociado a una mayor concentración de individuos de *Pinus* y *Quercus*,

explicando que, mientras la diversidad de especies se mantuvo estable en los diferentes estratos que monitorearon, el área basal y el volumen tendieron a aumentar en los estratos que tenían una proporción adecuada de *Pinus* y *Quercus*.

La tendencia anteriormente mencionada también lo indican los estudios de Hernández-Salas *et al.* (2018) y Návar-Cháidez y González-Elizondo (2009), esto podría explicar el por qué la zona 2 es la de mayor volumen, a pesar de ser la de menor densidad, ya que es la zona donde *Pinus* y *Quercus* son los géneros con mayor frecuencia, mayor índice de importancia, y con mayor concentración de individuos. Sin embargo, la literatura antes mencionada argumenta que la densidad total también es un factor importante en el aumento del volumen total, fenómeno que no se observa en este estudio.

En cuanto al volumen por especie, *Q. mexicana* se destacó por su mayor volumen en las zonas 1 y 2 (Figura 8c). Se ha observado que la altura y, por consiguiente, el volumen de los individuos del género *Quercus* en bosques de *Quercus*, *Quercus-Pinus* y *Pinus-Quercus* están estrechamente relacionados a las condiciones edáficas y climáticas del entorno. Específicamente, los individuos tienden a alcanzar mayores alturas en zonas con mayor humedad, como los bosques mesófilos (Martínez-Calderón *et al.*, 2021). Aunque las zonas 1 y 2 no son bosques mesófilos, se distinguieron por un alto porcentaje de humedad relativa.

5.4 Características meteorológicas/Factores climáticos

La distribución de las especies y comunidades está significativamente condicionada por factores meteorológicos. Entre las variables más influyentes, con base en Martínez-Antúnez *et al.* (2013), Gutiérrez y Trejo (2014) y Virgen-Cobos *et al.* (2022), se encuentran en primer lugar la altitud, que puede influir hasta en un 65.28%, la temperatura, que está relacionada con la anterior, y la precipitación, la cual está relacionada con la temperatura, la humedad relativa y el punto de rocío.

Como se ha documentado en diversos estudios, las alteraciones en estas variables afectan tanto la distribución como la diversidad de especies (Martínez-Antúnez *et al.*, 2013; Virgen-Cobos *et al.*, 2022). Además, se ha proyectado que estos cambios podrían provocar una reducción futura en la presencia de especies de *Pinus* y *Quercus* (Gutiérrez y Trejo, 2014).

En relación con la altitud y la temperatura, los resultados obtenidos para las zonas 1 y 3 (Figura 10) se encuentran dentro de los rangos documentados en la literatura. En estas zonas predominan bosques de pino, pino-encino y de *Abies*, con altitudes que varían entre 2800 y 3100 m s. n. m (Rendón-Pérez *et al.*, 2021), 2480 y 3030 m s. n. m (Martínez-Calderón *et al.*, 2021), 2660 y 3440 m s. n. m (Zepeda *et al.*, 2023), y 2900 a 3600 m s. n. m (Caballero *et al.*, 2022). Las temperaturas asociadas a estas altitudes oscilan entre 12 y 18°C (53.6 – 64.4°F), 0.5 y 29.7°C (32.9 – 85.46°F), y de 3° a 22°C (37.4 – 71.6°F), respectivamente.

En contraste, la zona 2 se sitúa dentro de los rangos de altitud y temperatura donde predominan los bosques mixtos de encino-pino y pino-encino. Aquí, las altitudes varían entre 1800 – 2400 y 2133 – 2806 m s. n. m, reportado por Dávila-Lara *et al.* (2019) y Manzanilla *et al.* (2020), con temperaturas superiores a 18°C (64.4°F).

Otra de las variables significativas es la precipitación, la cual está relacionada con la temperatura y humedad. A pesar de que este estudio no reveló diferencias significativas en la humedad relativa, se ha documentado que tiene un papel crucial en la estructura, crecimiento y desarrollo de los árboles (Pompa-García *et al.*, 2022). La humedad relativa, junto con la temperatura, influye en la condensación y, por ende, en la disponibilidad de agua para los árboles.

La literatura ha demostrado que el cambio climático y las actividades humanas afectan los bosques, alterando la respuesta de crecimiento arbóreo a variables como la temperatura y la humedad. Por ejemplo, en el centro y norte de México, las altas temperaturas invernales afectan negativamente el crecimiento de las coníferas jóvenes, indicando una alta sensibilidad al estrés térmico (Pompa-García *et al.*, 2022).

Asimismo, la precipitación invernal tiene una influencia significativa en el crecimiento radial de los árboles, siendo crucial para la disponibilidad de agua y el desarrollo arbóreo (González-Cásares *et al.*, 2017). Las especies sensibles a la sequía, como *Pinus teocote* y *Pinus montezumae*, muestran mayor sensibilidad a las variaciones climáticas y presentan menos limitaciones en sitios más húmedos y a mayor altitud.

En contraste, especies de hábitats más húmedos, como *Pinus ayacahuite*, responden de manera menos pronunciada a la humedad del suelo (Pompa-García *et al.*, 2022). Resulta relevante para futuras investigaciones explorar estos patrones en los bosques estudiados, especialmente considerando que el índice de estrés por calor mostró diferencias significativas entre las tres zonas analizadas.

5.5 Diversidad beta (β)

Los índices de diversidad beta de Whittaker y Wilson-Shmida ofrecen una visión general de la variabilidad en la composición de especies (Calderón-Patrón, 2012). Los valores obtenidos (Whittaker = 1.14 y Wilson-Shmida = 1.54) revelan una variabilidad moderada en la composición de especies entre las tres zonas estudiadas, indicando que, aunque hay diferencias significativas en la presencia de especies, estas no son extremas. Además, los resultados de ambos índices son consistentes en cuanto a las diferencias entre pares de zonas, lo que sugiere que están capturando aspectos similares de la variabilidad en la composición.

Por otro lado, el valor obtenido en el índice de Cody, revela una alta variabilidad entre las zonas, denotando que las comunidades de especies son muy diferentes, especialmente entre la zona 2 y la zona 3. Esta alta variabilidad puede atribuirse a la heterogeneidad entre las zonas, incluyendo factores como la altitud (Wu *et al.*, 2013; He *et al.*, 2022) y posiblemente otras variables no consideradas en este estudio, pero que han sido documentadas en investigaciones previas en distintas regiones de bosques templados.

Por ejemplo, factores como la biomasa en el suelo o materia orgánica (Yao *et al.*, 2023), la presencia de árboles invasores (Dyderski y Jagodziński *et al.*, 2020; Dyderski y Jagodziński *et al.*, 2021), la posición de nicho (He *et al.*, 2022), la pérdida o conservación de especies fundacionales (Ellison *et al.*, 2019), y la fragmentación causada por actividades humanas (Avilés-Ramírez *et al.*, 2018) podrían influir en esta variabilidad.

El índice de Routledge obtenido, ofrece una perspectiva adicional al revelar una variabilidad moderada en la composición de especies. Esto sugiere que, a pesar de las diferencias observadas entre las zonas, algunas especies se mantienen comunes en las tres, indicando una cierta continuidad en las comunidades. En otras palabras, aunque se presentan variaciones en la composición de especies, hay una estabilidad relativa en su distribución a lo largo de las zonas.

En resumen, los cuatro índices indican que las zonas 2 y 3 presentan la mayor variabilidad en la composición de especies, mientras que las zonas 1 y 2 muestran una variabilidad moderada, y la comparación entre la zona 3 y la zona 1 revela la menor variabilidad, sugiriendo una mayor similitud en la composición de especies entre estas dos zonas.

Como se puede observar, el índice de Cody revela cambios sustanciales en la composición de especies, mientras que los índices de Whittaker, Wilson-Shmida y Routledge muestran diferencias moderadas. Este patrón también ha sido registrado en estudios de otros tipos de vegetación, como el de Imanbayeva Akzhunis *et al.* (2024), quienes subrayan la importancia de emplear múltiples índices para tener una comprensión integral de la diversidad beta en la región que se estudie.

Para obtener una comprensión más completa de la diversidad beta en la región, es fundamental aplicar metodologías adicionales y considerar mediciones complementarias, lo que permitirá una evaluación más exhaustiva y precisa de las dinámicas de diversidad en la región.

6. CONCLUSIÓN

Este estudio ofrece una visión general de la variabilidad en la composición y estructura de las comunidades leñosas de las tres zonas analizadas. En cuanto a la composición florística y la estructura arbórea, la zona 1 se destaca por su alta riqueza específica y sus índices favorables de uniformidad y equidad. Por otro lado, la zona 2, aunque presenta una menor densidad y riqueza específica, sobresale por su volumen. En cambio, la zona 3 indica una alta densidad y área de copa, con una dominancia notable y una uniformidad reducida.

Estas diferencias subrayan una considerable variabilidad ecológica entre las zonas, con la zona 1 destacándose por su mayor diversidad general, mientras que las zonas 2 y 3 muestran características distintivas en términos de estructura y dominancia.

Con respecto a las características meteorológicas y la composición de las especies, el Análisis de Componentes Principales (PCA) y los índices de diversidad beta sugieren que las zonas 2 y 3 presentan una mayor diferenciación en comparación con la zona 1, mientras que las zonas 1 y 3 muestran una mayor similitud. Esto refleja una estabilidad relativa en la distribución de las especies a lo largo de las zonas, a pesar de las diferencias, por lo que la hipótesis se acepta parcialmente.

Sobre la caracterización de estos bosques, la zona 1, dominada por *Pinus ayacahuite* y *Abies religiosa*, parece corresponder a un bosque de pino, con una inclinación hacia un bosque de *Abies*; la zona 2, con *Pinus teocote* y *Quercus mexicana* predominantes, se ajusta a un bosque de pino-encino; y la zona 3, representada por *Pinus ayacahuite* y *Ageratina glabrata*, también se considera un bosque de pino, aunque con posibles variaciones, con base en los criterios y clasificaciones de Rezedowski (2006), Challenger y Soberón (2008), Villaseñor y Ortiz (2014) e INEGI (2015).

Estos resultados ofrecen una base para comprender las diferencias y similitudes en la biodiversidad y estructura arbóreo-arbustiva entre las distintas áreas estudiadas, aunque es importante señalar que este análisis no ha abordado una serie de factores potenciales que podrían influir en la biodiversidad, como las condiciones edáficas, el régimen hídrico y otras variables microclimáticas.

Es importante señalar que incorporar estudios que consideren estas variables y analicen la dinámica estacional y anual de las especies podría proporcionar una comprensión más profunda de los patrones ecológicos, ofreciendo así una imagen más completa de la complejidad ecológica de la región y contribuir al desarrollo de enfoques efectivos para mejorar las estrategias de conservación y manejo del hábitat de estos magníficos bosques templados.

7. REFERENCIAS

- Adams, M. B., Kelly, C. N., Kabrick, J. M., y Schuler, J. L. (2019). Chapter 6 - Temperate forests and soils. In M. Busse, C. P. Giardina, D. M. Morris, & D. S. Page-Dumroese (Eds.), *Developments in Soil Science*, 36: 83-108.
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Molina-Guerra, V. M., Gárate-Escamilla, H., y Sigala Rodríguez, J. Á. (2022). Caracterización del arbolado urbano del centro de Hualahuises, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(73): 29-49.
- Ali, A. (2023). Biodiversity–Ecosystem Functioning Research: Brief History, Major Trends and Perspectives. *Biological Conservation*, 285: 110210.
- Allen, C. D., Breshears, D. D. y McDowell, N. G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6(8): 129.
- Badii, M. H., Landeros, J., y Cerna, E. (2008). Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 3(1): 632-660.
- Benavides, H. M. y Fernández, D. Y. (2012). Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque de Chapultepec. *Madera y Bosques* 18(2): 51-71.
- Bhadra, A., y Pattanayak, S. K. (2017). Dominance is more justified than abundance to calculate Importance Value Index (IVI) of plant species. *Asian Journal of Science and Technology*, 08(02): 4304-4326.
- Brito, B. (2018). *Chiautzingo: Destellos de su Historia*. Municipio de Chiautzingo, Puebla.
- Caballero, P., Treviño, E. J., Mata, J. M., Alanís, E., Yerena, J. I., y Cuéllar, L. G. (2022). Análisis de la Estructura y Diversidad de Bosques Templados en la Ladera Oriental del volcán Iztaccíhuatl, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 13(71): 76-102.

- Calderón-Patrón, J. M., Moreno, C. E., y Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3): 879-891.
- Challenger, A., y Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres. En *Capital natural de México*, Conabio, I: 87-108.
- Chávez-Aguilar, G., Campos-Ángeles, G. V., y Pérez-Suárez, M. (2022). Estructura y composición del bosque de *Pinus hartwegii* Lindl. en su distribución altitudinal en el Nevado de Toluca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(74): 54-76.
- Cifuentes-Croquevielle, C., Stanton, D. E., y Armesto, J. J. (2020). Soil invertebrate diversity loss and functional changes in temperate forest soils replaced by exotic pine plantations. *Scientific Reports*, 10: 7762.
- Comisión Nacional Forestal. (2012). *Inventario Nacional Forestal y de Suelos, informe del 2004-2009* (1a. ed). Conafor.
- CONABIO. (2011). *La biodiversidad en Puebla: Estudio de estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Puebla, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- CONABIO. (22 de noviembre de 2021). *Bosques templados*. Biodiversidad Mexicana. Recuperado el 21 de agosto de 2022 de: <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bosqueTemplado>
- CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF, UANL. (2007). *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2023). *Buscador de Datos por Área Natural Protegida: SIG CONANP*. Gobierno de México. Recuperado el 03 de agosto de 2022 de: <https://sig.conanp.gob.mx/>

- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., y Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361: 1108-1111.
- Das, G. K. (2021). Estimation of biodiversity indices and species richness. En *Springer eBooks*, 183-217.
- Dávila-Lara, M. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Jurado-Ybarra, E., Treviño-Garza, E., González-Tagle, M. A., y Trincado, G. (2019). Estructura y diversidad de especies arbóreas en bosques templados de San Luis Potosí, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6(18): 399-409.
- De Vries, W., Dobbertin, M. H., Solberg, S., Van Dubben, H. F., y Schaub, M. (2014). Impacts of acid deposition, ozone exposure and weather conditions on forest ecosystems in Europe: An overview. *Plant and Soil*, 380(1): 1-45.
- Diniz-Filho, J. A. F., y Jardim, L. (2023). Biodiversity generation, overview. *Encyclopedia of Biodiversity (Third Edition)*, 7: 22-33.
- Dyderski, M. K., y Jagodziński, A. M. (2020). Impact of invasive tree species on natural regeneration species composition, diversity, and density. *Forests*, 11(4): 456.
- Dyderski, M. K., y Jagodziński, A. M. (2021). Impacts of invasive trees on alpha and beta diversity of temperate forest understories. *Biological Invasions*, 23(1): 235-252.
- Ecological Society of America. (1997). *Biodiversity*. Ecological Society of America. Recuperado el 20 de octubre de 2022 de: <https://www.esa.org/>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 – Principales resultados*. Roma.
- García-García, S. A., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, Ó. A., Treviño-Garza, E. J., Cuéllar-Rodríguez, L. G., y Chávez-Costa, A. C. (2023). Composición, estructura y estado de la regeneración arbórea en un gradiente altitudinal en un bosque templado de Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Polibotánica*, 56: 81-100.

- García-Hernández, M., Pérez-Magaña, A., Martínez-Corona, B., y Gutiérrez-Villalpando, V. (2020). Cambio de uso de suelo y variabilidad climática en Chiutzingo, Puebla, México. *Revista Iberoamericana de Bioeconomía y Cambio Climático*, 6(11): 1295-1315.
- González-Cásares, M., Pompa-García, M., & Camarero, J. J. (2017). Differences in climate–growth relationship indicate diverse drought tolerances among five pine species coexisting in Northwestern Mexico. *Trees*, 31: 531-544.
- González-Medrano, F. (2004). *Las comunidades vegetales de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- Graciano-Ávila, G., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., y Lujan-Soto, J. E. (2017). Composición, estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del Noroeste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 4(12): 535-542.
- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Treviño-Garza, E. J., Mora-Olivo, A., y Corral-Rivas, J. J. (2020). Cambios estructurales de la vegetación arbórea en un bosque templado de Durango, México. *Acta Botánica Mexicana*, 127: 15-22.
- Granados, C., Serrano-Giné, D., y García-Romero, A. (2014). Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templados. Sierra de Monte Alto, Centro de México. *Caldasia*, 36(2): 225-237.
- Gutiérrez, E., y Trejo, I. (2014). Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 179-188.
- Halffter, G. (1994). ¿Qué es la biodiversidad? *Ruth, Instituto Catalán de Historia Natural*, 62: 5-14.

- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., y Ryan, P. D. (2023). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis (Version 4.17) [Computer software]. <https://www.nhm.uio.no/english/research/resources/past/>
- Hansen, M. C., Stehman, S. V., y Potapov, P. V. (2010). Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(19): 8650-8655.
- He, R., Hu, H., Shi, C., Zhou, Q., Shu, X., Zhang, K., Zhang, Q., y Dang, H. (2022). Patterns of species diversity and its determinants in a temperate deciduous broad-leaved forest. *Ecosistemas Forestales*, 9: 100062.
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M., y Domínguez-Pereda, L. A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1): 57-68.
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M., y Domínguez-Pereda, L. A. (2018). Dinámica del crecimiento de un bosque templado bajo manejo en el noroeste de México. *Madera y Bosques*, 24(2).
- Imanbayeva, A., Mukhtubayeva, S., Duisenova, N., Adamzhanova, Z., Zharassova, D., Orazov, A., Musaeva, Z., y Lukmanova, A. (2024). *Study of plant biodiversity of various gorges of the mountain system of Western Karatau based on the important plant areas (Mangistau, Kazakhstan)*. Preprints.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2005). *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación: Escala 1:250,000. Serie III (continuo nacional)*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Chiautzingo, Puebla*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2015). *Guía para la interpretación de cartografía: Uso del suelo y vegetación, escala 1:250,000, Serie V*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2020). Estado de Puebla. (Censo 2020). *Mapa digital ©INEGI para escritorio V 6.3.0*. [Computer software].
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2023). *Geografía y Medio Ambiente*. Mapa digital ©INEGI en línea. Recuperado el 20 de febrero de 2024 de: <https://www.inegi.org.mx/>
- Jenkins, M. J., Runyon, J. B., Fettig, C. J., Page, W. G. y Bentz, B. J. (2014). Interactions among the Mountain Pine Beetle, Fires, and Fuels. *Forest Science*, 60(3): 489-501.
- Jiménez-Sierra, C. L., Sosa Ramírez, J., Cortés-Calva, P., Breceda Solís Cámara, A., Íñiguez Dávalos, L. I., y Ortega-Rubio, A. (2014). México país megadiverso y la relevancia de las áreas naturales protegidas. *Investigación y Ciencia*, 22(60): 16-22.
- Landuyt, D., De Lombaerde, E., Perring, M. P., Hertzog, L. R., Ampoorter, E., Maes, S. L., De Frenne, P., Ma, S., Proesmans, W., Blondeel, H., Sercu, B. K., Wang, B., Wasof, S., y Verheyen, K. (2019). The functional role of temperate forest understorey vegetation in a changing world. *Global change biology*, 25(11): 3625-3641.
- Llorente-Bousquets, J., y Ocegueda, S. (2008). Estado del conocimiento de la biota. En *Capital natural de México, I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO): 283-322.
- López-Hernández, J.A., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Monárrez-Gonzalez, J. C., González-Tagle, M. A. y Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23(1): 39-51.

- Luna, R., Castañon, A., y Raz-Guzmán, A. (2011). La biodiversidad en México: Su conservación y las colecciones biológicas. *Ciencias*, 101(101): 36-43.
- Ma, J., Li, J., Wu, W., y Liu, J. (2023). Global forest fragmentation change from 2000 to 2020. *Nature Communications*, 14: 3752.
- Maclaurin, J., y Sterelny, K. (2008). *What is biodiversity?* University of Chicago Press.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.
- Manzanilla, G. E., Mata, J. M., Treviño, E. J., Aguirre, O. A., Alanís, E. y Yerena, J. I. (2020). Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 11(61): 94-123.
- Mardones, D., Fuentes, N., y Saldaña, A. (2015). Comparación de la severidad de invasión asociada a caminos con diferentes niveles de perturbación en un bosque templado lluvioso del sur de Chile. *Gayana Botánica*, 72(2): 221-230.
- Martin, M. P., Peters, C. M., Asbjornsen, H., y Ashton, M. S. (2021). Diversity and niche differentiation of a mixed pine–oak forest in the Sierra Norte, Oaxaca, Mexico. *Ecosphere*, 12(4): 1-21.
- Martínez, E., Sosa, J. E., & Álvarez, F. (2014). El estudio de la biodiversidad en México: ¿una ruta con dirección? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 1-9.
- Martínez-Antúnez, P., Wehenkel, C., Hernández-Díaz, J. C., González-Elizondo, M., Corral-Rivas, J. J., y Pinedo-Álvarez, A. (2013). Effect of climate and physiography on the density of tree and shrub species in Northwest Mexico. *Polish Journal of Ecology*, 61(2): 295-307.
- Martínez-Calderón, V. M., Sosa-Ramírez, J., Siqueiros-Delgado, M. E., y Díaz-Núñez, V. (2021). Composición, diversidad y estructura de especies leñosas en los bosques templados de Monte Grande, Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Acta Botanica Mexicana*, 128: e1829.

- Millar, C. I., y Stephenson, N. L. (2015). Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science*, 349(6250): 823-826.
- Minitab ®, Inc. (2022). Minitab (Versión 21.3) [Computer software]. <https://www.minitab.com>
- Monárrez-González, J. C., González-Elizondo, M. S., Márquez-Linares, M. A., Gutiérrez-Yurrita, P. J., y Pérez-Verdin, G. (2020). Effect of forest management on tree diversity in temperate ecosystem forests in northern Mexico. *PLoS ONE*, 15(5): e0233292.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, 1. Zaragoza: Sociedad Española de Agricultura.
- Morreale, L. L., Thompson, J. R., Tang, X., Reinmann, A. B., y Hutyrá, L. R. (2021). Elevated growth and biomass along temperate forest edges. *Nature Communications*, 12(1): 71-81.
- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. BOLFOP. Santa Cruz, Bolivia.
- Návar-Cháidez, J. D. J., y González-Elizondo, S. (2009). Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*, 27: 71-87.
- Núñez, I., González, É., y Barahona, A. (2003). La biodiversidad: historia y contexto de un concepto. *Interciencia*, 28(7): 387-393.
- Otsu, C., Iijima, H., Nagaike, T., y Hoshino, Y. (2023). Responses to changes in precipitation of plant species vary by functional groups on understories of temperate forests in central Japan. *Forest Ecology and Management*, 529: 120716.
- Pérez-Solache, A., Vaca-Sánchez, M. S., Maldonado-López, Y., De Faria, M. L., Borges, M. A. Z., Fagundes, M., Oyama, K., Méndez-Solórzano, M. I., Aguilar-Peralta, J. S., Hernández-Guzmán, R., y Cuevas-Reyes, P. (2023). Changes in land use of temperate forests associated to avocado production in Mexico: impacts on soil properties, plant traits and insect-plant interactions. *Agricultural Systems*, 204.

- PMD (Plan de Desarrollo Municipal). (2008-2011). *Plan de desarrollo municipal de Chiautzingo, Puebla*. Recuperado el 20 de octubre de 2023 de: <http://compilacion.ordenjuridico.gob.mx/fichaOrdenamiento.php?idArchivo=18070&ambito=MUNICIPAL>
- Pompa-García, M., Camarero, J. J., Valeriano, C., y Vivar-Vivar, E. D. (2022). Climate sensitivity of seasonal radial growth in young stands of Mexican conifers. *International Journal of Biometeorology*, 66: 1711–1723.
- Rawat, M., Singh, R., Sharma, J., Saklani, H., Chand, T., Bhatt, I. D., y Pandey, R. (2022). An overview of the functioning of temperate forest ecosystems with particular reference to Himalayan Temperate Forest. *Trees, forests and people*, 8: 100230.
- Reid, N., Dickinson, Y., Smith, R., Taylor, M., y Norton, D. (2023). Temperate forest restoration. En S. Florentine, P. Gibson-Roy, K. W. Dixon, & L. Broadhurst (Eds.), *Ecological restoration*. Springer. Cham: 149-194.
- Rendón-Pérez, M. A., Hernández-de la Rosa, P., Velázquez-Martínez, A., Alcántara-Carbajal, J. L., y Reyes-Hernández, V. J. (2021). Composición, diversidad y estructura de un bosque manejado del centro de México. *Madera y Bosques*, 27(1): e2712127.
- Rumbou, A., Vainio, E.J. y Büttner, C. (2021) Towards the Forest Virome: High-Throughput Sequencing Drastically Expands Our Understanding on Virosphere in Temperate Forest Ecosystems. *Microorganisms*, 9: 1-33.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1a ed. digital). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Saavedra-Romero, L. de L., Hernández-de la Rosa, P., Alvarado-Rosales, D., Martínez-Trinidad, T., y Villa-Castillo, J. (2019). Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la Ciudad de México. *Polibotánica*, 47: 25-37.

- Sampieri, R. H., Collado, C. F., & Lucio, P. B. (2014). *Metodología de la investigación* (6a ed.). McGraw-Hill.
- Santini, N. S., Adame, M. F., Nolan, R. H., Miquelajauregui, Y., Piñero, D., Mastretta-Yanes, A., Cuervo-Robayo, Á. P., y Eamus, D. (2019). Storage of organic carbon in the soils of Mexican temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 446: 115-125.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo*. Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT-CONANP. (2013). *Programa de manejo Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl* (1a ed.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Silva-García, J. E., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Jurado-Ybarra, E., Jiménez-Pérez, J., Vargas-Larreta, B., y Corral Rivas, J. J. (2022). Influencia de la altitud y exposición en la estructura y composición de un bosque templado en Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(70): 1-15.
- Silva-González, E., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J., Alanís-Rodríguez, E., y Corral-Rivas, J. J. (2021). Efecto de tratamientos silvícolas en la diversidad y estructura forestal en bosques templados bajo manejo en Durango, México. *Madera y Bosques*, 27(2): e2722082.
- Sommerfeld, A., Senf, C., Buma, B., D'Amato, A. W., Després, T., Díaz-Hormazábal, I., Fraver, S., Frelich, L. E., Gutiérrez, Á. G., Hart, S. J., Harvey, B., He, H. S., Hlásny, T., Holz, A., Kitzberger, T., Kulakowski, D., Lindenmayer, D. B., Mori, A., Müller, J. y Seidl, R. (2018). Patterns and drivers of recent disturbances across the Temperate Forest Biome. *Nature Communications*, 9(1).

- Srivastava, D. S., y Vellend, M. (2005). Biodiversity-ecosystem function research: Is it relevant to conservation? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36: 267-294.
- Stephens, S. L., Burrows, N., Buyantuyev, A., Gray, R. W., Keane, R. E., Kubian, R., Liu, S., Seijo, F., Shu, L., Tolhurst, K. G., y Van Wagtendonk, J. W. (2014). Temperate and boreal forest mega-fires: characteristics and challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(2): 115-122.
- Sugg, D. (1996). *Measuring Biodiversity*. State University of New York at Geneseo.
- Troiani, H. O., Prina, A., Muiño, W. A., Tamame, M. A., y Beinticinco, L. (2017). *Botánica, morfología, taxonomía y fitogeografía*. (1a ed.) Universidad Nacional de La Pampa.
- Tyrrell, M. L., Ross, J. S., y Kelty, M. J. (2012). Carbon Dynamics in the Temperate Forest. In: Ashton, M., Tyrrell, M., Spalding, D., Gentry, B. (Eds) *Managing Forest Carbon in a Changing Climate*. Springer: 77-107.
- Van Dyke, F., y Lamb, R. L. (2020). Biodiversity: Concept, measurement, and management. In F. V. Dyke & R. L. Lamb (Eds.), *Conservation biology: Foundations, concepts, applications*. Springer: 35-79.
- Velasco, M. U., Velázquez, A., Hernández, P., Fierros, A. M., y Vera, J. A. G. (2023). Caracterización de un bosque templado en un gradiente altitudinal en Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 29(1): e2912465.
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., y Umaña, A. M. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad* (2ª ed.). Programa de Inventarios de Biodiversidad, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Villaseñor, J. L., y Ortiz, E. (2014). Diversidad de las plantas con flores (División Magnoliophyta) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 134-142.

- Virgen-Cobos, G. H., Gómez-Díaz, J. D., Borja-de la Rosa, M. A., Ramírez-García, A. G., y Monterroso-Rivas, A. I. (2022). Sistema de monitoreo meteorológico en un bosque templado a partir de análisis del paisaje. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 13(74): 145-173.
- Wohlgemuth, T., Schwitter, R., Bebi, P., Sutter, F., y Brang, P. (2017). Post-windthrow management in protection forests of the Swiss Alps. *European Journal of Forest Research*, 136(5-6): 1029-1040.
- Wu, J., Lin, W., Peng, X., y Liu, W. (2013). A review of forest resources and forest biodiversity evaluation system in China. *International Journal of Forestry Research*, 1: 396345.
- Xia, Y., y Sun, J. (2023). Correction to: Bioinformatic and Statistical Analysis of Microbiome Data. In: Bioinformatic and Statistical Analysis of Microbiome Data. Springer: 5-19.
- Zepeda, C., Estrada, M. E., Burrola, C., Manjarrez, J., y White, 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.

8. ANEXOS

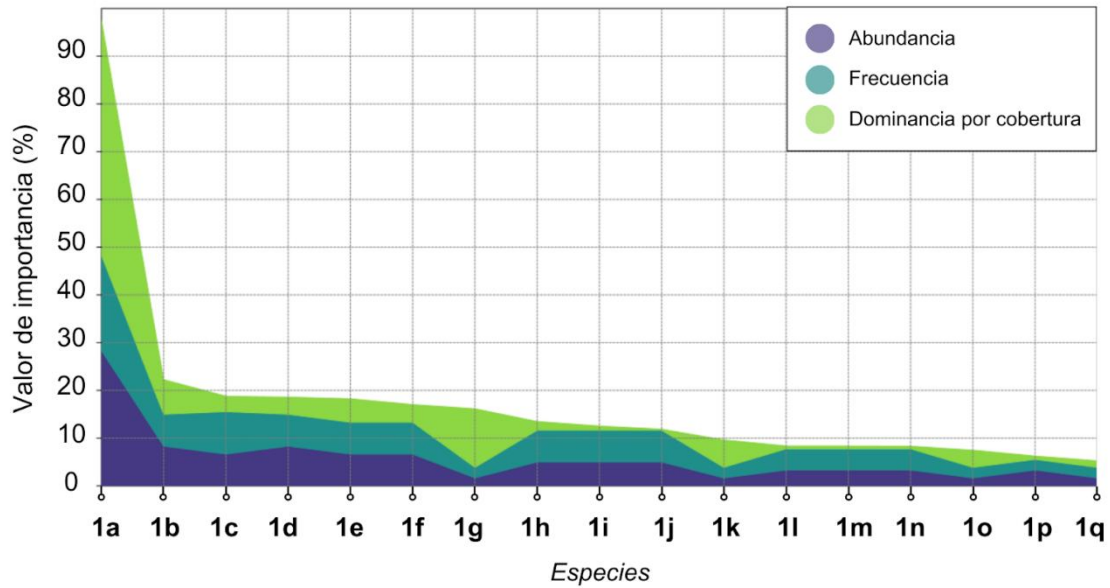


Figura 11. Gráfico del IVI de la zona 1.

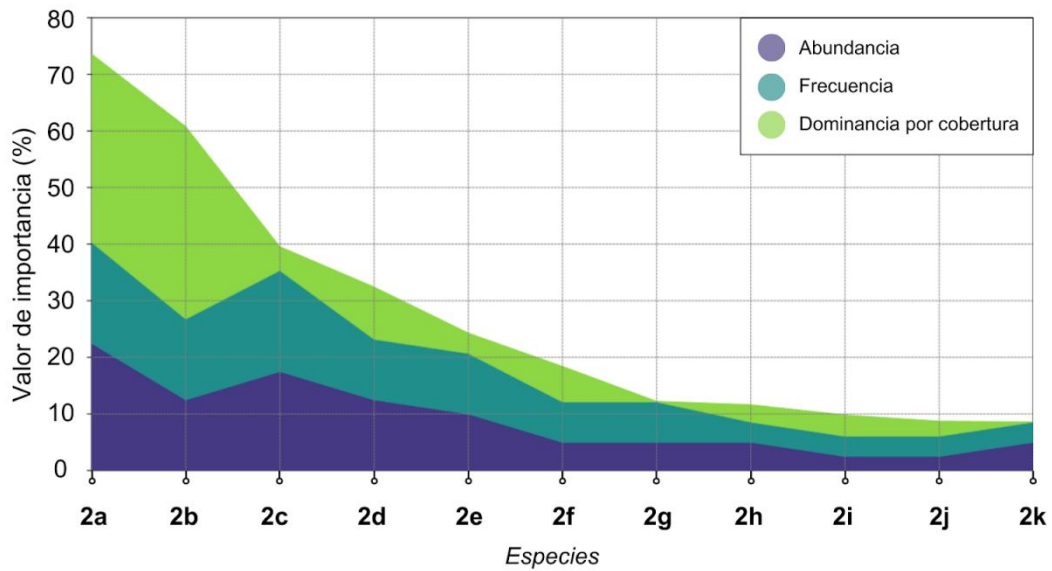


Figura 12. Gráfico del IVI de la zona 2.

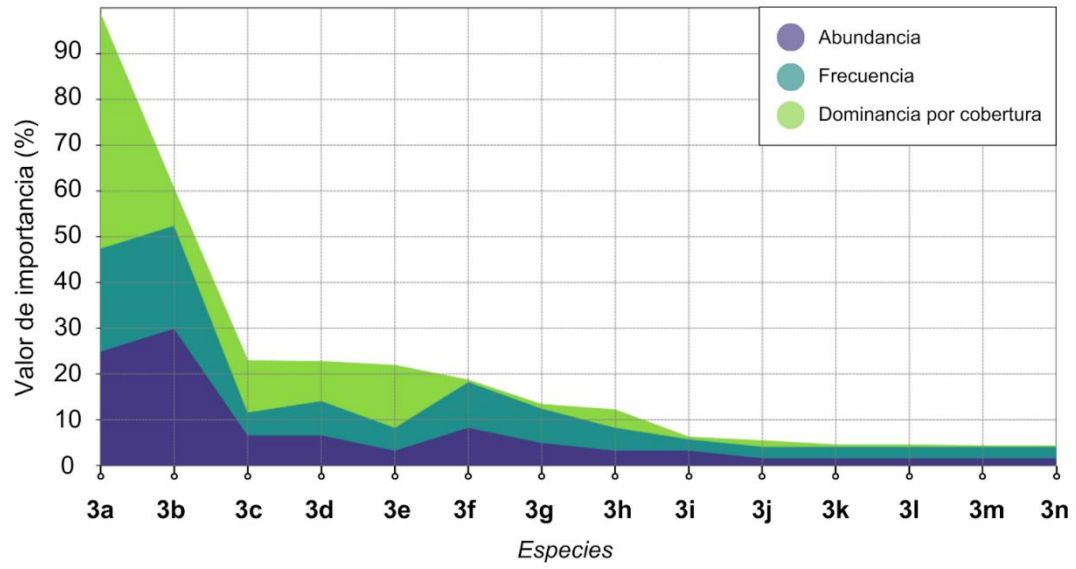


Figura 13. Gráfico del IVI de la zona 2.



Figura 14. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 1.

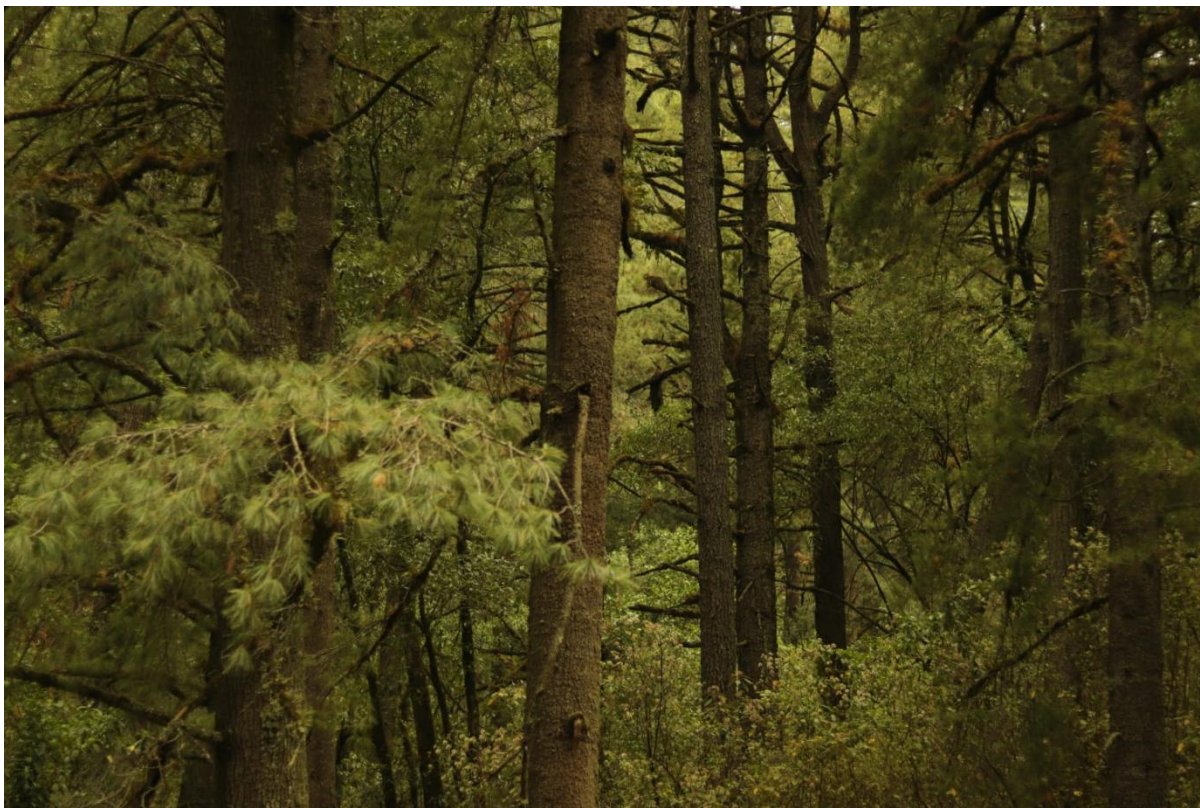


Figura 15. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 1.



Figura 16. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 2.



Figura 17. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 2.

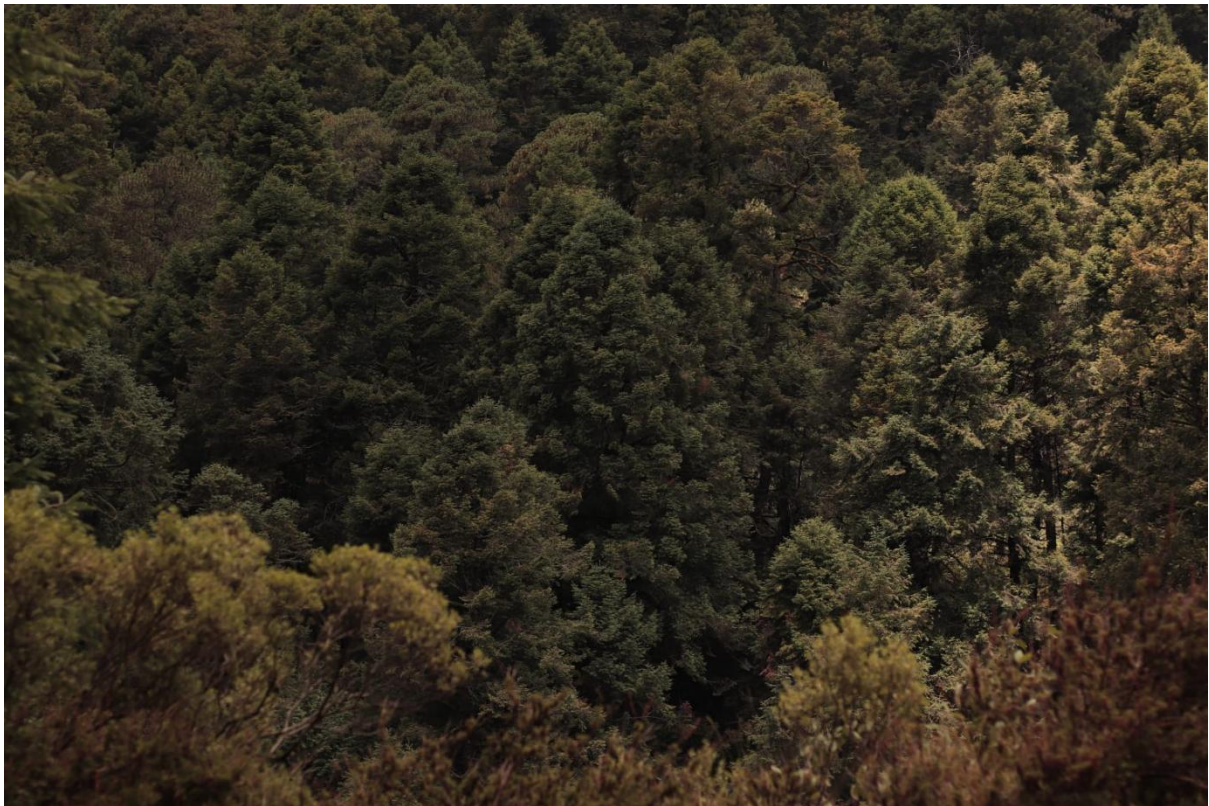


Figura 18. Diversidad arbórea de la zona 3.

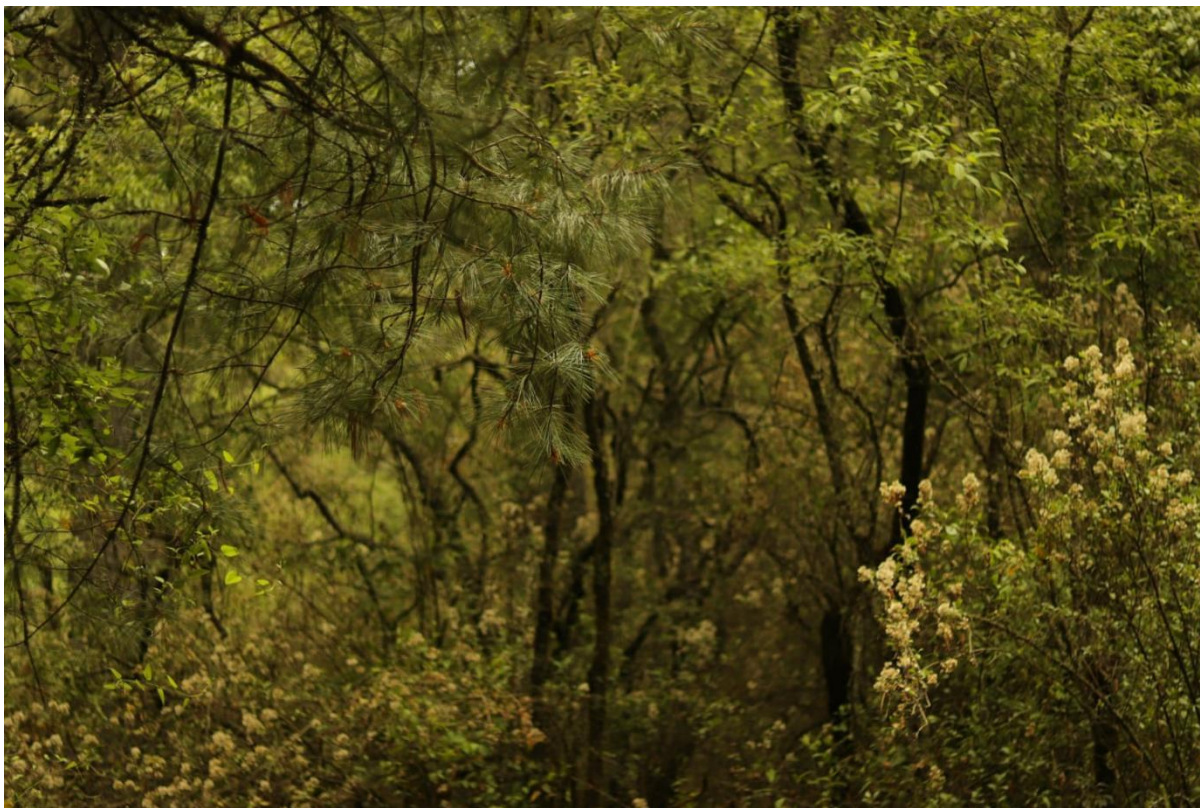


Figura 19. Diversidad arbóreo-arbustiva de la zona 3.