



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES Y DEL
AMBIENTE**

**FISONOMÍA VEGETAL Y ENSAMBLAJES AVIFAUNÍSTICOS EN UN
BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA CON PERTURBACIÓN
APARENTE**

TESIS

Como requisito parcial para obtener el grado de:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES Y DEL
AMBIENTE**

Presenta:

RENÉ YANNY OLGUÍN LUNA

Bajo la supervisión de:

DR. SAÚL UGALDE LEZAMA



**Maestría en Ciencias en
Ciencias Forestales
y del Ambiente**
Universidad Autónoma Chapingo
División de Ciencias Forestales



APROBADA



Chapingo, Estado de México, mayo de 2026

**FISONOMÍA VEGETAL Y ENSAMBLAJES AVIFAUNÍSTICOS EN UN BOSQUE
MESÓFILO DE MONTAÑA CON PERTURBACIÓN APARENTE**

Tesis realizada por **RENÉ YANNY OLGUÍN LUNA** bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES Y DEL AMBIENTE

DIRECTOR: _____
DR. SAÚL UGALDE LEZAMA

ASESOR: _____
M.C. BEATRIZ CECILIA AGUILAR VALDEZ

ASESOR: _____
DR. ALEJANDRO CORONA AMBRÍZ

Declaración de uso de Inteligencia Artificial

Durante la preparación y escritura de la presente tesis el autor René Yanny Olguín Luna reconoce el uso de la herramienta o servicio de Inteligencia Artificial nombrado CHATGPT el cual fue utilizado para la verificación de las citas bibliográficas reportadas en formato APA7, gestión de funciones como síntesis y corrección de estilo. El autor revisó y editó el contenido generado según sus necesidades y adquiere la responsabilidad completa por el contenido de la información presentada en la tesis.

CONTENIDO

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL	3
1.1. INTRODUCCIÓN	3
1.2. JUSTIFICACIÓN	5
1.3. HIPÓTESIS	6
1.4. OBJETIVO GENERAL	7
1.5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
1.6. ORGANIZACIÓN DE LA TESIS.....	8
1.7. LITERATURA CITADA	9
CAPÍTULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA	11
2.1. BOSQUES MESÓFILOS DE MONTAÑA (BMM)	11
2.1.1. Distribución en México y el mundo.....	12
2.1.2. Características físicas	13
2.1.3. Biodiversidad del BMM.....	15
2.1.4. Servicios ecosistémicos del BMM	17
2.1.5. Perturbación y Transformación del BMM	18
2.2. FISONOMÍA VEGETAL	20
2.2.2. Importancia de la estructura vegetal	21
2.2.3. Métodos de Evaluación de la Fisonomía.....	23
2.2.4. Métodos de evaluación estructural.....	24
2.3. AVIFAUNA	25
2.3.1. ¿Avifauna o Ensamblaje avifaunístico?	25
2.3.2. Importancia ecológica de las aves y su función en el ecosistema	26
2.4. LITERATURA CITADA	28
CAPÍTULO 3. ESTRUCTURA-DIVERSIDAD VEGETAL BAJO CUATRO SISTEMAS DE MANEJO DE LA TIERRA EN ATZALAN, XOCHIAPULCO, PUEBLA	35
3.1. RESUMEN	35
3.2. ABSTRACT	36
3.3. INTRODUCCIÓN	37
3.4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	39
3.4.1. Área de estudio	39
3.4.2. Diseño de muestreo	40
3.4.3. Análisis de datos	41

3.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
3.5.1. Estructura de la vegetación	43
3.5.2. Diversidad	51
3.5.3. Similitud florística	53
3.6. CONCLUSIONES	54
3.7. Agradecimientos.....	54
3.8. LITERATURA CITADA.....	55
CAPÍTULO 4. AVIFAUNA EN TRES CONDICIONES CON PERTURBACIÓN APARENTE EN UN BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA; XOCHIAPULCO, PUEBLA	59
4.1. RESUMEN	59
4.2. ABSTRACT	60
4.3. INTRODUCCIÓN	61
4.4. MATERIALES Y MÉTODOS	63
4.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	65
4.6. CONCLUSIONES	73
4.7. AGRADECIMIENTOS.....	73
4.8. LITERATURA CITADA.....	74
CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES GENERALES	79
APÉNDICES	80

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1: Atributos estructurales por componente forestal en cada sistema de manejo.	46
Cuadro 2: Especies arbóreas con mayor Índice de Valor de Importancia (IVIr) por sistema en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	47
Cuadro 3: Especies arbóreas con mayor Índice de Valor Forestal Relativo (IVFr) por sistema en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	49
Cuadro 4: Especies arbustivas con mayor índice de valor de importancia por sistema en Xochiapulco, Puebla.	50
Cuadro 5: Estimadores de riqueza y diversidad por componente forestal en cada sistema de manejo.	52
Cuadro 6: Similitud florística por componente forestal entre sistemas por Sorensen cuantitativo.	53
Cuadro 7: Valores porcentuales de similitud de Jaccard de las aves registradas entre las condiciones evaluadas, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	69
Cuadro 8: Resultados de Kruskal-Wallis para los estimadores de interés en las condiciones evaluadas.	70

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localización del ejido Atzalan en el municipio de Xochiapulco en la Sierra Norte de Puebla.	39
Figura 2: Distribución de frecuencias de la altura total de los componentes: a) herbáceo; b) arbustivo; c) arbóreo por sistema de manejo en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	44
Figura 3: Distribución diamétrica del componente arbóreo por sistema de manejo en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.....	45
Figura 4: Distribución de frecuencias de cobertura de copa (CC) de los componentes a) arbóreo y b) arbustivo por sistema de manejo Xochiapulco, Puebla.....	46
Figura 5: Localización del área de estudio en el ejido Atzalan, municipio de Xochiapulco, en la Sierra Norte de Puebla.	63
Figura 6: Curvas de Rarefacción de las especies observadas vs. estimadas obtenidas mediante Jackknife 1 en las condiciones: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	65
Figura 7: Índice de Abundancia Relativa (IAR) de las especies de aves en las condiciones: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	66
Figura 8: Diversidad de Shannon-Wiener de las aves registradas por monitoreos aplicados en las condiciones: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	68
Figura 9: Diagrama de caja para los estimadores de: a) Riqueza de Jackknife 1; b) Riqueza observada; c) Abundancia; d) Diversidad (H'), en las condiciones evaluadas en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	70

Figura 10: Análisis de Clusterización Jerárquica de la riqueza de especies de aves registradas por muestreo en: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.....	71
Figura 11: Análisis de Clusterización Jerárquica de la abundancia de especies de aves registradas por muestreo en: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	72

LISTA DE APÉNDICES

Apéndice 1: Listado de especies identificadas para cada componente forestal por sistema de manejo en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.	80
Apéndice 2: Listado de taxonómico de especies de aves observadas en las condiciones: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM en Atzalan, Xochiapulco, Puebla	85

ABREVIATURAS

Abreviatura	Significado
ACJ	Análisis de Clusterización Jerárquica
ADS	Absoluto
AGR	Terrenos Agrícolas
AT	Altura total
BMM	Bosque Mesófilo de Montaña
CC	Cobertura de copa
DN	Diámetro normal
DOM	Dominancia
D α	índice de Margalef
FRE	Frecuencia
GRL	Área de estudio general
H'	Índice de Shannon-Wiener
IAR	Índice de Abundancia Relativa
IVFR	Índice de Valor Forestal Relativo
IVIR	Índice de Valor de Importancia Relativo
PCQM	Cuadrantes centrados en un punto
REL	Relativo
S	Índice de Simpson
SAF	Sistema agroforestal
SP.	Sin especificar la especie
SPP.	Varias especies
UM	Unidades de Muestreo
ZEC	Zona ecoturística
α	alfa de Fisher

DEDICATORIAS

A mis padres, Eloelia Luna Sánchez y Gabino Flores Hernández:

Por ayudarme a lograr mis objetivos profesionales y académicos, por ser los pilares fundamentales de mi formación y persona, por su orientación y motivación presente a lo largo de mi vida.

A mí prometida la M.C Lisset Reyes Hernández

Por su comprensión, dedicación y apoyo brindado incondicionalmente en todo momento, por seguir luchando juntos.

AGRADECIMIENTOS

A mi alma mater, la Universidad Autónoma Chapingo y al posgrado en Ciencias en Ciencias Forestales y del Ambiente de la División de Ciencias Forestales por contribuir en mi formación académica y mi desarrollo personal.

A la Secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnología e Innovación por el apoyo financiero para concluir mis estudios de posgrado.

A mi comité asesor, el Dr. Saul Ugalde Lezama, MC. Beatriz Cecilia Aguilar Valdez y Dr. Alejandro Corona Ambríz, por su orientación paciencia y apoyo.

Al ejido de Atzalan, por la confianza y apoyo brindado en la realización de los trabajos de campo.

Al Dr. Claudio Romero Díaz y su familia, por su apoyo y hospitalidad durante los días de trabajo de campo.

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales

Nombre: René Yanny Olguín Luna

Fecha de nacimiento: 7 de septiembre de 1997

Lugar de nacimiento: Tepexi de Rodríguez

CURP: OULR970907HPLLNN08

No. de cartilla militar: D-4894680

Profesión: Ingeniero en Recursos Naturales
Renovables

Cédula profesional: 13744937



Desarrollo académico

Cursó su educación media superior en la Preparatoria Agrícola Chapingo durante el periodo 2013-2016. La licenciatura la curso en el Departamento de Suelos de la Universidad Autónoma Chapingo, en el periodo 2016-2020.

RESUMEN GENERAL¹

Fisonomía vegetal y ensamblajes avifaunísticos en un bosque mesófilo de montaña con perturbación aparente

El Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) constituye uno de los ecosistemas más diversos y amenazados de México debido a su distribución fragmentada y a la presión derivada del cambio de uso de suelo. En Atzalan, Xochiapulco, Puebla, el cambio de uso de suelo ha generado un gradiente de perturbación que podría modificar la fisonomía vegetal y los ensamblajes avifaunísticos. Ante la escasa información integral para esta región, el objetivo fue evaluar la fisonomía de la vegetación y la diversidad de los ensamblajes avifaunísticos en un BMM, considerando cuatro condiciones asociadas a distintos niveles de perturbación aparente. Se realizó un Muestreo Sistemático con un total de 27 unidades de muestreo distribuidas en cuatro condiciones de manejo; el seguimiento de variables de desarrollo de junio a mayo (2024-2025). Se utilizaron los métodos de cuadrantes centrados en un punto y cuadrantes empotrados para vegetación, y recuento en puntos con radio fijo y búsqueda intensiva para avifauna. Además, se estimaron índices de riqueza, abundancia, diversidad y similitud, en ambos componentes biológicos. Los resultados mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la estructura vegetal entre condiciones, con lo que se evidencia una relación entre la complejidad estructural y el grado de perturbación. En cuanto a la avifauna, se encontraron diferencias significativas en diversidad y riqueza entre condiciones, además de un marcado recambio de especies y baja similitud entre condiciones, lo que evidencia una fuerte influencia del gradiente de perturbación y la heterogeneidad del paisaje sobre los ensamblajes avifaunísticos. Los resultados evidenciaron que el manejo de la tierra actúa como un filtro ecológico que modifica simultáneamente la estructura vegetal y la organización de los ensamblajes avifaunísticos, resaltando la importancia de los relictos de BMM y de la heterogeneidad del paisaje para el mantenimiento de la biodiversidad regional.

Palabras clave: cambio de uso de suelo, gradiente de perturbación, composición florística, recambio de especies, diversidad beta.

¹ Tesis de Maestría en Ciencias, Programa en Ciencias Forestales y del Ambiente, Universidad Autónoma Chapingo.
Autor: René Yanny Olguín Luna
Director de Tesis: Saúl Ugalde Lezama

GENERAL ABSTRACT²

Vegetation physiognomy and avifaunal assemblages in a montane cloud forest with apparent disturbance

The Montane Cloud Forest (MCF) constitutes one of Mexico's most diverse and threatened ecosystems due to its fragmented distribution and the pressure derived from land-use change. In Atzalan, Xochiapulco, Puebla, land-use change has generated a disturbance gradient that could modify vegetation physiognomy and avian assemblages. Given the limited comprehensive information available for this region, the objective was to evaluate vegetation physiognomy and the diversity of avian assemblages in an MCF, considering four conditions associated with different levels of apparent disturbance. A Systematic Sampling was conducted with a total of twenty-seven sampling units distributed across four management conditions; the monitoring of development variables was carried out from June to May (2024–2025). The point-centered quarter method and nested quadrat method were used for vegetation, while fixed-radius point counts and intensive searches were used for avifauna. In addition, richness, abundance, diversity, and similarity indices were estimated for both biological components. The results showed significant differences ($p < 0.05$) in vegetation structure among conditions, evidencing a relationship between structural complexity and the degree of disturbance. Regarding avifauna, significant differences in diversity and richness were found among conditions, in addition to marked species turnover and low similarity among conditions, evidencing a strong influence of the disturbance gradient and landscape heterogeneity on avian assemblages. The results evidenced that land management acts as an ecological filter that simultaneously modifies vegetation structure and the organization of avian assemblages, highlighting the importance of MCF remnants and landscape heterogeneity for the maintenance of regional biodiversity.

Keywords: land-use change, disturbance gradient, floristic composition, species turnover, beta diversity.

² Master's Thesis, Forestry and Environmental Sciences Program, Chapingo Autonomous University.
Author: René Yanny Olguín Luna
Thesis Advisor: Saúl Ugalde Lezama

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Introducción

El Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) es un ecosistema caracterizado por condiciones de alta humedad y una rica diversidad biológica. Se distribuye exclusivamente en zonas montañosas tropicales y subtropicales (Villaseñor & Ortiz, 2017). A nivel mundial se distribuye en cuatro continentes, siendo estos: América en la región andina, Centroamérica y México (S. J. Wilson & Rhemtulla, 2018), Asia en la región indomalaya (Loope & Giambelluca, 1998), Oceanía en la Polinesia y Nueva Guinea y África en la cuenca del río Congo (A. M. Wilson & Jetz, 2016).

En México, es considerado como uno de los ecosistemas más diversos, albergando un aproximado de 6,790 especies vegetales, lo que corresponde al 10 % de las especies vegetales reportadas en el país (Villaseñor, 2010). Este bioma cubre aproximadamente el 0.5 % del territorio nacional y se distribuye de forma fragmentada en las zonas montañosas del país como la Sierra Madre Oriental, la Sierra Madre del Sur y la Sierra Madre de Chiapas (Holwerda & Gotsch, 2012), entre las cotas altitudinales de 1,500 y 3,000 metros sobre el nivel del mar (Cayuela *et al.*, 2006).

No obstante, este ecosistema enfrenta diversas amenazas, principalmente derivadas de actividades antropogénicas (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2017) que han contribuido a una disminución significativa de su extensión y cambios drásticos en su estructura y composición vegetal. Estas alteraciones tienen un impacto significativo en las poblaciones faunísticas, ya que estas dependen de la estructura forestal para su desarrollo en función de la disponibilidad de recursos y refugio (MacArthur, 1958). En este contexto las aves, representan el grupo taxonómico más susceptible, ya que este puede presentar afectaciones a nivel individuo y poblaciones, alterando la riqueza, diversidad, abundancia y distribución (Lantschner & Rusch, 2007; Rappole *et al.*, 1998). Entre otras afectaciones, se encuentra la disminución de recursos disponibles y la capacidad

de las aves de llevar a cabo funciones indispensables para el ecosistema (Hernández-Ladrón De Guevara *et al.*, 2012).

Los ensamblajes avifaunísticos del BMM no solo contribuyen a la biodiversidad, sino que su variedad de rasgos ecológicos y roles que desempeñan las especies influyen en el mantenimiento de procesos indispensables del ecosistema (Tilman, 2001) como la polinización, el control de plagas y la dispersión de semillas. Debido a su sensibilidad e importancia en procesos ecosistémicos, la avifauna es considerada como indicador de la salud de los ecosistemas (Loera-Casillas *et al.*, 2022).

Un rodal representativo del BMM se localiza en Atzalan, en el municipio de Xochiapulco, Puebla. En este espacio forestal dada la estructura y composición propia del BMM se pudiera albergar un número considerable de especies avifaunísticas; la cual pudiera desempeñar un rol importante en las estructura y dinámica ecológica la interior de este remanente vegetal; no obstante dada las necesidad de desarrollo agrícola por parte de la comunidad, actualmente, dicho espacio ha experimentado distintos grados de perturbación (aparente), impulsado el incremento constante en el cambio de uso de suelo y crecimiento de la frontera agrícola. Aunque la mayoría de los sistemas de producción agrícola son de autoconsumo, es de esperarse afectaciones al bosque y a los grupos taxonómicos presentes, particularmente a los ensamblajes avifaunísticos, esto último dado sus requerimientos físicos-ecológicos de hábitat; determinados por la fisionomía de la vegetación y el hábitat. Ante dicha problemática el objetivo de la presente investigación fue evaluar la fisionomía de la vegetación y la diversidad de los ensamblajes avifaunísticos en un Bosque Mesófilo de Montaña considerando cuatro condiciones asociadas a distintos niveles de perturbación aparente, mediante un estudio ecológico observacional. En esta región particular de México.

1.2. Justificación

Actualmente los relictos de Bosque Mesófilo de Montaña en la región de la Sierra Norte en Puebla están experimentando un proceso de degradación producto del cambio climático y cambio de uso de suelo, donde factores como: el avance de la mancha urbana, crecimiento de la frontera agrícola, la deforestación y extracción de recursos forestales, así como la introducción de especies exóticas, están causando potenciales cambios en la fisonomía vegetal del BMM, la cual es un componente clave en la integridad ecológica del ecosistema y el aseguramiento de servicios ecosistémicos como: almacenamiento y captura de carbono; retención del suelo; regulación climática; recarga hídrica y abastecimiento de agua; provisión de recursos forestales, alimenticios y genéticos, y resguardo de la fauna silvestre. En este último, es de principal interés ya que la fauna silvestre es uno de los principales componentes del ecosistema, vulnerables a los cambios en la estructura y composición vegetal.

De los diversos grupos taxonómicos presentes en los BMM, las aves son uno de los grupos representativos del ecosistema, debido a la vasta riqueza de especies que habitan este tipo de vegetación, por su participación en el control de plagas, la renovación pasiva del bosque mediante la dispersión de semillas y procesos de polinización. Además, son consideradas como indicadores de la integridad del ecosistema, debido a que responden a modificaciones del hábitat mediante cambios en la riqueza, diversidad y composición de sus ensamblajes.

A pesar de la relevancia ecológica del BMM, y de la importancia ecológica de la avifauna en Atzalan; los estudios del efecto potencial de la perturbación sobre la fisonomía vegetal y la estructura de los ensamblajes avifaunísticos son nulos. Por lo tanto, el objetivo de la presente fue evaluar la fisonomía de la vegetación y la diversidad de los ensamblajes avifaunísticos en un Bosque Mesófilo de Montaña considerando cuatro condiciones asociadas a distintos niveles de perturbación aparente, mediante un estudio ecológico observacional.

En este sentido, el trabajo realizado permitió inferir los efectos de la modificación del hábitat sobre la biodiversidad local del Bosque Mesófilo de Montaña y aportar información base, la cual contribuya al sustento de futuros estudios y estrategias de conservación, manejo y aprovechamiento sostenible de los recursos forestales en esta región de México.

1.3. Hipótesis

El incremento de la perturbación aparente se asocia con una disminución de la complejidad estructural y diversidad vegetal, así como con una disminución de la diversidad y modificaciones en la composición del ensamblaje avifaunístico entre las condiciones evaluadas.

El tipo de manejo de la tierra modifica significativamente la estructura, diversidad y composición de la vegetación de los componentes forestales en los sistemas evaluados.

La diversidad avifaunística registrada entre condiciones muestra diferencias significativas, determinadas por el grado de perturbación (aparente) presente en cada espacio analizado.

1.4. Objetivo General

Evaluar la fisonomía de la vegetación y la diversidad de los ensamblajes avifaunísticos en un Bosque Mesófilo de Montaña considerando cuatro condiciones asociadas a distintos niveles de perturbación aparente, mediante un estudio ecológico observacional.

1.5. Objetivos Específicos

- Analizar la estructura y diversidad vegetal del Bosque Mesófilo de Montaña considerando cuatro condiciones asociadas a distintos niveles de perturbación aparente, mediante la comparación de estimadores estructurales y de diversidad entre sistemas.
- Analizar la diversidad de los ensamblajes avifaunísticos presentes en el Bosque Mesófilo de Montaña considerando cuatro condiciones asociadas a distintos niveles de perturbación aparente, a través del recambio de especies y similitud composicional entre las condiciones.

1.6. Organización de la tesis

El presente trabajo de tesis se conformó por cuatro capítulos, además de los apartados introductorios y complementarios.

Capítulo I, corresponde a la Introducción General, donde se presenta el contexto de la investigación, la justificación, hipótesis y los objetivos establecidos para el estudio.

Capítulo II, Revisión de literatura, donde se integran los fundamentos conceptuales relacionados con el Bosque Mesófilo de Montaña, fisonomía vegetal y ensamblajes avifaunísticos. En este capítulo se establece el marco científico que sustenta los análisis desarrollados en los siguientes capítulos.

Capítulo III, corresponde al primer artículo científico, titulado “Estructura-diversidad vegetal bajo cuatro sistemas de manejo de la tierra en Atzalan, Xochiapulco, Puebla”. Donde se realizó un análisis del efecto del tipo de manejo de la tierra sobre la estructura, diversidad y composición vegetal en cuatro sistemas de manejo del ejido de Atzalan, Xochiapulco, en la Sierra Norte de Puebla, mediante la evaluación comparativa de los componentes arbóreo, arbustivo y herbáceo, para identificar patrones asociados a un gradiente de perturbación aparente.

Capítulo IV, corresponde al segundo artículo científico, titulado “Avifauna en tres condiciones con perturbación aparente en un Bosque Mesófilo de Montaña; Xochiapulco, Puebla”. En el cual se determinó los patrones de diversidad de una comunidad avifaunística presente en tres condiciones de perturbación aparente inmersos en un Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

Finalmente, se presentan las conclusiones generales, donde se integran los aportes del estudio y se plantean las recomendaciones orientadas al manejo y conservación de los bosques del área de estudio.

1.7. Literatura citada

- Cayuela, L., Golicher, D. J., & Rey-Benayas, J. M. (2006). The Extent, Distribution, and Fragmentation of Vanishing Montane Cloud Forest in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 38(4), 544–554. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00160.x>
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Gual-Díaz, M., & Rendón-Correa, A. (2017). Los Bosques Mesófilos De Montaña De México. *Agroproductividad*, 10(1), 3–9. <https://revistaagroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/930/789>
- H. Ayuntamiento de Xochiapulco. (2021). *Plan Municipal de Desarrollo 2021-2024*. <https://www.xochiapulco.gob.mx/gobierno/planDesarrollo>
- Hernández-Ladrón De Guevara, I., Rojas-Soto, O. R., López-Barrera, F., Puebla-Olivares, F., & Díaz-Castelazo, C. (2012). Dispersión de semillas por aves en un paisaje de bosque mesófilo en el centro de Veracruz, México: Su papel en la restauración pasiva. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85(1), 89–100. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2012000100007>
- Holwerda, F., & Gotsch, S. (2012). La niebla y la ecohidrología del Bosque Mesófilo de Montaña en México. *Boletín de Ciencias de La Atmósfera*, 6, 1–6.
- Lantschner, M. V., & Rusch, V. (2007). Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* en el NO Patagónico. *Ecología Austral*, 17(1), 99–112. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2007000100009&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Loera-Casillas, J., Contreras-Martínez, S., Favela-García, F., & Cuevas-Guzmán, R. (2022). Diversidad de aves en un gradiente altitudinal en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. *Revista de Biología Tropical*, 70(1). <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v70i1.47684>
- Loope, L. L., & Giambelluca, T. W. (1998). Vulnerability of Island Tropical Montane Cloud Forests to Climate Change, with Special Reference to East Maui, Hawaii. *Climatic Change*, 39(2/3), 503–517. <https://doi.org/10.1023/A:1005372118420>
- MacArthur, R. H. (1958). Population Ecology of Some Warblers of Northeastern Coniferous Forests. *Ecology*, 39(4), 599–619. <https://doi.org/10.2307/1931600>
- Rappole, J. H., Winker, K., & Powell, G. V. N. (1998). Migratory Bird Habitat Use in Southern Mexico: Mist Nets versus Point Counts (Hábitat Utilizado por las Aves Migratorias en México: Redes vs. Conteos de Punto). *Journal of Field Ornithology*, 69(4), 635–643. <http://www.jstor.org/stable/4514368>

- Tilman, D. (2001). Functional Diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (pp. 109–120). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00132-2>
- Villaseñor, J. L. (2010). *El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico* (Primera Edición). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Universidad Nacional Autónoma de México. <https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/Bosque%20humedo%20de%20montana.pdf>
- Villaseñor, J. L., & Ortiz, E. (2017). El Bosque Húmedo De Montaña En El Estado De Veracruz, México. *Agro Productividad*, 10(1). <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/933/792>
- Wilson, A. M., & Jetz, W. (2016). Remotely Sensed High-Resolution Global Cloud Dynamics for Predicting Ecosystem and Biodiversity Distributions. *PLOS Biology*, 14(3), e1002415. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002415>
- Wilson, S. J., & Rhemtulla, J. M. (2018). Small montane cloud forest fragments are important for conserving tree diversity in the Ecuadorian Andes. *Biotropica*, 50(4), 586–597. <https://doi.org/10.1111/btp.12542>

CAPÍTULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Bosques Mesófilos de Montaña (BMM)

En las zonas montañosas donde convergen las selvas exuberantes de la costa y los bosques templados de las montañas se encuentran comunidades vegetales que comparten características y especies propias de ambientes tropicales y templados. Este tipo de vegetación de transición es definida como Bosque Mesófilo de Montaña por Miranda (1947), este bosque es descrito como una formación vegetal que se desarrolla en zonas de alta pendiente, alta humedad relativa y se caracteriza por una exuberante vegetación y una vasta presencia de especies epifitas.

No obstante, en años posteriores esta comunidad vegetal recibió diversas denominaciones: *Cloud Forest* (Leopold, 1950), Selva Alta Siempre Verde (Miranda, 1952), Bosque Caducifolio (Miranda & Hernández-X, 1963) y Bosque Deciduo Templado (Rzedowski, 1966). Asimismo, en el trabajo de Breedlove (1973) se menciona tres designaciones para este tipo de vegetación: *Montane Rain Forest*, *Evergreen Cloud Forest* y *Pine-Oak-Liquidambar Forest*.

Por su parte, Rzedowski en su trabajo de 1978 menciona algunas de las diversas denominaciones asignadas por otros autores a esta comunidad vegetal, entre ellas: Selva Nublada, *Forêt Dense Humide de Montagne*, *Moist Montane Forest*, *Berg-Regenwald*, Bosque Ombrófito de Montaña y *Forêt Caducifoliée Humide de Montagne*. En dicho trabajo, el autor formaliza el término de BMM y lo utiliza de forma generalizada para denominar a este tipo de vegetación a nivel nacional (Rzedowski, 2006).

Actualmente, el termino *Cloud Forest* es el termino más utilizado a nivel internacional, sin embargo en México el termino BMM es utilizado ampliamente para el estudio florístico, ecológico y biogeográfico de esta comunidad vegetal (Villaseñor, 2010).

2.1.1. Distribución en México y el mundo

Los Bosques Mesófilos de Montaña (BMM) o *Cloud Forests* se localizan en la franja tropical del planeta, distribuyéndose entre los 23.5° latitud Norte y 35° latitud Sur. Dicha distribución está sujeta a las regiones montañosas que presentan condiciones de alta humedad, rangos específicos de altitud y temperatura, así como la presencia constante de nubosidad (Mulligan M., 2011).

Estos bosques están presentes en cuatro continentes: América, Asia, África y Oceanía. En América su distribución destaca en la región andina, Centroamérica y México (S. J. Wilson & Rhemtulla, 2018). En Asia, se localizan en la región indomalaya y el Sureste asiático (Bunyan *et al.*, 2012; Loope & Giambelluca, 1998). En África, se distribuyen en la cuenca del río Congo y países como Kenia, Uganda y Tanzania (A. M. Wilson & Jetz, 2016). Asimismo, se han reportado pequeños relictos de este bosque en la Polinesia y Nueva Guinea en Oceanía.

Los BMM representan aproximadamente el 14.2% de todos los bosques tropicales del mundo. Lo que equivale a una superficie aproximada de 2.21 millones de kilómetros cuadrados (km²). Las mayores extensiones de BMM han sido reportadas en Asia con el 43% de los BMM del mundo, seguida por América y, en menor proporción, África. Entre los países con mayor extensión de BMM, destacan: Indonesia, la región Sudeste de Brasil, República Democrática del Congo, Venezuela, Perú y Colombia (Mulligan M., 2011).

En México la distribución de los Bosques Mesófilos de Montaña es de forma fragmentada, semejante a un archipiélago que se ve rodeado de diversas comunidades vegetales (CONABIO, 2010). Este tipo de vegetación se ha registrado en 20 de los 32 estados del país, siendo las regiones de las penínsulas de Baja California y Yucatán, la Altiplanicie Mexicana y el Tabasco donde no se presenta este tipo de vegetación (Villaseñor, 2010).

Los BMM se concentran en las regiones de: Sierra Madre de Chiapas, Sierras Madre Oriental y Sierra Madre del Sur (Holwerda & Gotsch, 2012). Aunque escasa, también se ha registrado presencia en la vertiente del Pacífico, siendo precisos en la Sierra Madre Occidental. Mientras en el Eje Neovolcánico Transversal el BMM se presenta como pequeños relictos sumergidos entre los bosques templados (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2017).

2.1.2. Características físicas

El Bosque Mesófilo de Montaña depende de condiciones físicas y climáticas específicas que permiten el desarrollo óptimo de este tipo de vegetación. Este bosque se desarrolla en relieves accidentados y laderas con pendientes pronunciadas que van de 30° a 45°, aunque se han registrado pendientes extremas de 70° hasta los 100° (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2017). De acuerdo con el trabajo de Rzedowski (2006) el rango altitudinal para este tipo de vegetación varía de acuerdo con la zona del país, el autor menciona que las cotas altitudinales inferiores registradas en la Sierra Occidental es de 600 a 800 metros sobre el nivel del mar (msnm), en Veracruz la cota mínima es de 400 msnm y 1,000 msnm para el BMM de Chiapas. Mientras que el límite superior no supera los 2,700 msnm. Otros autores sugieren un intervalo altitudinal de 1,500 a 3,000 msnm (Cayuela *et al.*, 2006), mientras que Gual-Díaz & Rendón-Correa (2017) menciona que para el centro de Veracruz las cotas altitudinales mínimas y máximas son de 400-450 a 2,600-2,700 msnm respectivamente.

De acuerdo con las condiciones de terreno y altitud, esta comunidad vegetal está asociada con climas húmedos de altura, que se caracterizan por presentar una mayor humedad y ser más cálidos que bosques templados y a la vez ser más frescos que los bosques tropicales. El clima predominante para el BMM es el templado húmedo (Cf) de acuerdo con la clasificación climática de Köppen, sin embargo, en el interior del bosque es posible la formación de microclimas debido a la estructura forestal, lo que favorece la proliferación de diversas especies (Rzedowski, 2006).

Sin embargo, Gual-Díaz & Rendón-Correa (2017) menciona que este tipo de vegetación puede desarrollarse en climas de tipo cálido como lo son: Af (cálido húmedo con sin temporada seca), Am (cálido húmedo con corta temporada seca), Aw (cálido húmedo con larga temporada seca) de acuerdo con la clasificación de Koeppen modificado por Enriqueta García (2004).

También señala que los climas registrados para BMM varía de acuerdo con la vertiente donde se desarrolle. Los BMM que se desarrollan en la vertiente del Pacífico presentan un clima semicálido húmedo (Ac) y Cálido subhúmedo (Aw), mientras que en la vertiente del Golfo de México los climas presentes son: templado húmedo (Cf) y templado subhúmedo (Cw).

Las temperaturas medias anuales oscilan entre los 12 y 23 °C, con una variación mínima de 9 a 12°C, con presencia de heladas en invierno, las cuales se vuelven menos frecuentes a menor altitud. Estos bosques se caracterizan por una alta pluviosidad, con registros de 1,500 milímetros (mm) hasta los 3,000 mm anuales. Con una temporada seca máxima de 4 meses, la cual varía de acuerdo con la zona del país (Rzedowski, 2006).

La presencia constante de neblina es un rasgo distintivo del BMM, lo cual contribuye a mantener una alta humedad atmosférica, la cual se encuentra en un rango de 48% a 73% en los lugares menos húmedos como el Estado de México y de 70% a 98% en las zonas más húmedas como Oaxaca (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2017).

En cuanto al sustrato edáfico presente en este ecosistema, se puede encontrar rocas calizas, andesitas, basaltos, tobas, granitos y gneis. Los suelos suelen ser profundos o someros, de colores amarillos, rojos o negruzcos, ricos en materia orgánica en los horizontes superiores. Con una textura del tipo migajón-arenoso y arenosos-arcillosos, son considerados como suelos ácidos al presentar un pH de 4 y aunque los suelos se mantienen húmedos durante la mayor parte del año, estos no presentan un drenaje deficiente. Los suelos presentes son identificados como: Acrisol órtico, Cambisol, Regosol y Litosol (Rzedowski, 2006).

2.1.3. Biodiversidad del BMM

La heterogeneidad presente entre estos bosques y la combinación de diversas condiciones ambientales, principalmente la alta humedad y temperatura, ha dado como resultado la proliferación de una exuberante diversidad biológica exclusiva de este ecosistema (Rzedowski, 1996; Williams-Linera *et al.*, 2002), convirtiéndolo en el ecosistema con mayor densidad de especies animales y vegetales por unidad de superficie (Challenger, 1998).

Rzedowski (1991) menciona que aproximadamente 2,500 especies de plantas vasculares son exclusivas o preferentes de los BMM, lo cual representaba el 10% de la riqueza florística del país en ese entonces. Mientras que Villaseñor (2010) sugiere un aproximado de 6,790 especies de plantas vasculares, las cuales corresponden a 1,625 géneros y 238 familias. De las cuales 2,361 especies son endémicas de México, por lo tanto, el 34.8% de las especies registradas en este ecosistema son consideradas como endémicas de México.

En cuanto a las formas de vida vegetal presentes, Rzedowski (1996) señala a las epífitas como la mejor representación en el BMM, con un aproximado de 800 especies, lo que es reafirmado por Gual-Díaz & Rendón-Correa (2014), al mencionar que el 66.6% de las epífitas del país se encuentran en dentro de los BMM. En el caso de arbustos y herbáceas se estima un aproximado de 600 especies respectivamente, en cuanto a las especies arbóreas se menciona un aproximado de 450 especies, 50 especies de bejucos (Rzedowski, 1996) y 630 especies de *pteridobiontes* (helechos y licopodios) (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014).

La notable diversidad vegetal de estos bosques no solo representa una alta riqueza florística, también cumple un papel importante en la generación de nichos ecológicos. La existencia de diversas composiciones vegetales conformadas múltiples formas de vida, principalmente arbóreas, epífitas y pteridofitas, generan una compleja estructura del dosel y del sotobosque, lo que garantiza la creación de hábitats con condiciones que favorecen la presencia y el desarrollo de múltiples especies faunísticas (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014).

En consecuencia, Los BMM albergan las poblaciones faunísticas más ricas y especializadas del país. La población de anfibios está conformada por 183 especies, de las cuales 118 son catalogadas como endémicas y 65 se encuentran en alguna categoría de riesgo, en el caso de los reptiles se mencionan 249 especies, lo que representa el 30% de las especies reportadas para México. De estas 249 especies, 146 son consideradas como endémicas y se dividen en 108 especies del suborden *Lacertilia* (lagartijas), 138 especies del suborden *Serpentes* (serpientes) y tres especies del suborden *Testudines* (tortugas), (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014).

Los mastofauna fauna presente en el BMM se conforma de 257 especies lo que corresponde al 53% de las especies de mamíferos terrestres del país, de estas 85 especies son endémicas y 66 son catalogadas en una categoría de riesgo. Siendo el orden *Rodentia* (roedores) el más representativo con una riqueza de 239 especies, seguida por el orden *Chiroptera* (murciélagos) con 141 especies y el orden *Carnivora* con 32 especies, donde destacan los grandes felinos y los prociénidos (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014).

De igual forma que los grupos anteriores, las aves presenta una alta riqueza en los BMM, con 551 especies, por lo tanto, este ecosistema concentra el 50% de la riqueza avifaunístico del país, de estas especies, 72 son endémicas o cuasiendémicas de México (Navarro-Sigüenza, Gómez de Silva, *et al.*, 2014).

Bajo este contexto, los Bosques Mesófilos de Montaña no solo son reconocidos como ecosistemas con una alta biodiversidad, sino también como reservorios de recursos genéticos animales y vegetales, indispensables para conservación de la vida silvestre en México.

2.1.4. Servicios ecosistémicos del BMM

El estudio del bosque mesófilo de montaña ha permitido la identificación de varios servicios ecosistémicos, los cuales son procesos y condiciones en los cuales, el ecosistema y las especies que lo componen contribuyen a sostener y satisfacer las necesidades de la población humana (Daily *et al.*, 1997) ya sea local o para la sociedad en general.

Siendo los servicios hidrológicos los que destacan en este ecosistema, siendo vitales para la generación de agua dulce, regulación de los flujos de agua y recarga de los mantos acuíferos. La importancia hidrológica de este ecosistema es el resultado de las constantes lluvias y neblina a lo largo del año, además de que la exuberante vegetación ayuda a la disminución de pérdida de agua por evapotranspiración (Rosas Rangel *et al.*, 2019) y a captar agua por medio de la intersección de la lluvia horizontal, la cual puede representar del 15 al 20% de la lluvia vertical en condiciones de alta humedad (Bubb *et al.*, 2004). Siendo esta capacidad de captación vital para el bosque, principalmente en la temporada de secas (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014).

Entre otros servicios prestados por el BMM, se reconoce la capacidad del sistema en la captura de carbono, cual es atribuida a su alta densidad de biomasa. Se han menciona estimaciones de contenido de carbono en la biomasa aérea de 295.59 toneladas de carbono por hectárea ($t\ C\ ha^{-1}$), lo que posiciona al BMM, junto con el bosque tropical entre los ecosistemas con mayor contenido de carbono en biomasa aérea del país (Casiano-Domínguez *et al.*, 2018). Además, contribuir a la captura de carbono y regulación climática, también impide la erosión de los suelos, contribuye al desarrollo y enriquecimiento de estos (Rosas Rangel *et al.*, 2019), debido a su alto contenido de materia orgánica y baja tasa de descomposición (Challenger, 1998).

La riqueza del bosque ha permitido el abasto de diversos bienes tangibles, Sánchez-Velázquez *et al.*, (2008) afirma que se han registrado 414 especies vegetales con al menos un uso, los cuales pueden ser maderables y no maderables, esenciales para el comercio, industria, agricultura, medicina,

gastronomía e incluso para actos religiosos y culturales de la población local, además de ser el reservorio genético de diversas variedades silvestres de cultivos como maíz, papaya, frijol, papa, aguacate (CONABIO, 2010).

Además, las montañas, ríos, cañadas y la vegetación presente en este ecosistema dan como resultado una belleza escénica propia de los BMM, la cual ha sido aprovechada por diversas comunidades que han desarrollado diversos proyectos ecoturísticos, lo cuales han contribuido al desarrollo socioeconómico de las comunidades locales (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014).

2.1.5. Perturbación y Transformación del BMM

A pesar del incalculable valor de los BMM, estos son considerados el ecosistema terrestre más vulnerable del país (CONABIO, 2010; González-Espinosa *et al.*, 2012), lo que se ve reflejado en la continua pérdida del ecosistema. Con una superficie inicial aproximada de 3.1 millones de hectáreas (ha) (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014), al finalizar el siglo XX ya se estimaba la pérdida del 50% de su extensión original (Cayuela *et al.*, 2006; Challenger, 1998). Para el 2007, se calculó que la superficie remanente del BMM era de aproximadamente 16 976.80 km², lo que corresponde el 0.84% del territorio nacional (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014). Actualmente, se ha estimado una reducción aún más drástica, con una superficie aproximadamente de 881 071 ha (Dáttilo *et al.*, 2024), lo que equivale al 28% de la superficie original. Aunado a esto, los remanentes del bosque presentan un alto grado de fragmentación, y los relictos suelen estar confinados en extensiones no mayores a 2 500 ha (Dáttilo *et al.*, 2024).

Lamentablemente, se proyecta que para el 2080 se perderá el 50% de la superficie actual únicamente por efectos del cambio climático, al considerar factores antropogénicos, la cifra resulta aún más alarmante (Ponce-Reyes *et al.*, 2012). La pérdida del bosque no se manifiesta de forma homogénea en todo el país, ya que esta se ve influenciada por diversos factores antropogénicos y ambientales. En unas zonas como el área conurbada de Xalapa, la presión sobre el bosque ha provocado la pérdida de aproximadamente el 90% del BMM (Williams-Linera *et al.*, 2002), mientras que en otras regiones como la Huasteca

han estimado pérdidas más moderadas (Santillán-Fernández *et al.*, 2019) en el mismo periodo. Lo que refleja la complejidad del fenómeno y muestra como la perturbación o alteración del BMM está sujeta a diversas variables, las cuales dependen de las condiciones presentes en cada región (CONABIO, 2010).

Entre las principales amenazas a nivel mundial de los BMM, se encuentra la alteración de los patrones de lluvia y distribución de las nubes como resultado del cambio climático. Este fenómeno afecta directamente al equilibrio ecológico del bosque, al poner en riesgo especies que dependen de condiciones climáticas específicas (CONABIO, 2010; Foster, 2001). De acuerdo con Rojas-Soto *et al.*, (2012) se espera que a mediados de este siglo se vea una disminución considerable de la nubosidad en los BMM del sur del país, lo que conducirá a una pérdida progresiva del ecosistema como lo señala Ponce-Reyes *et al.*, (2012), quien predice la pérdida del bosque a finales del siglo a causa del cambio climático.

Además de las amenazas ambientales, también están presentes aquellas de origen antropogénico. El incremento de la densidad poblacional en regiones con presencia de BMM, han generado una presión constante en el ecosistema (CONABIO, 2010), esto como resultado del aumento de la mancha urbana ante la necesidad de vivienda e infraestructura. Con la urbanización de estas zonas, está implícito el incremento la construcción de vías de comunicación, las cuales contribuyen la fragmentación de los relictos del BMM (CONABIO, 2010).

Además, las poblaciones de estas zonas presentan una gran dependencia del bosque, lo que se ve reflejado en una constante explotación de los recursos forestales ya sean maderables y no maderables. A esto se suma la ampliación de la frontera agrícola y el establecimiento de pastizales destinados para la ganadería. El conjunto de todos estos factores ha ocasionado un cambio de uso de suelo y deforestación progresiva de los BMM, lo que ha llevado a estos fenómenos ser las principales causas de pérdida del ecosistema (CONABIO, 2010; Toledo-Aceves *et al.*, 2011).

2.2. Fisonomía vegetal

2.2.1. Definición

La fisonomía vegetal es una de las dos principales propiedades de la vegetación, junto a la composición florística. Mientras que la composición florística hace referencia las especies presentes en la comunidad vegetal, la fisonomía está relacionada con la apariencia física o la estructura de la comunidad, es decir su forma, estructura y organización espacial (Beard, 1978; Granados-Sánchez & Tapia- Vargas, 1990). Esta comprensión de la fisonomía de basa en la definición de Cain & Castro (1959), donde se refieren a la fisonomía como la apariencia de las comunidades vegetales, la cual es determinada por las formas de vida predominantes, así como de las características morfológicas menores.

Los autores coinciden que la fisonomía vegetal se construye a partir de la estructura de la comunidad, lo que implica la distribución de las alturas, densidad de la vegetación y el fenotipo de las especies dominantes. Lo que permite una caracterización de la vegetación tanto el plano vertical como horizontal, facilitando así la comprensión y el estudio de las comunidades vegetales (Granados-Sánchez & Tapia- Vargas, 1990).

De igual forma se podría decir que la fisonomía vegetal es un indicador de las condiciones ambientales, ya que está es el resultado de las variaciones fenotípicas influenciadas por diversos factores ambientales como lo menciona Whittaker (1956), por lo tanto, estos factores determinan la composición y diversidad vegetal de los bosques.

En este sentido autores como Warming (1909) y Shimwell (1972) han identificado los factores que determinan la fisonomía vegetal, estos factores son:

- Formas de crecimiento dominantes.
- Densidad de la vegetación (número de individuos).
- Altura de la vegetación.
- Color de la vegetación.
- Relaciones estacionales.

- Duración de la vida de las especies.
- Número de especies presentes (Riqueza de especies)

2.2.2. Importancia de la estructura vegetal

La estructura vegetal es un componente fundamental en los ecosistemas, debido a que no solo determina la configuración física del paisaje, sino también influye directamente en el funcionamiento ecológico, la provisión de servicios ecosistémicos, la productividad y estabilidad ambiental, por lo que es considerado como un indicador fundamental de la biodiversidad y conservación de los ecosistemas (García Mayoral *et al.*, 2015; Solís Moreno *et al.*, 2016).

La estructura de un bosque es el resultado de diversos procesos pasados los cuales determinaron la composición de las especies, su distribución espacial y la frecuencia de tamaños, reflejando así la variabilidad natural y dinámica del ecosistema (López Hernández *et al.*, 2017). En este sentido, el análisis de la estructura vegetal mediante índices de diversidad, parámetros dasométricos y valores de importancia permiten evaluar la condición ecológica de los ecosistemas e identificar los efectos de la perturbación antrópica (Velasco-García *et al.*, 2017; Villavicencio & Valdez Hernández, 2003; Zarco-Espinosa *et al.*, 2010). Además, la estructura permite inferir la capacidad de recuperación del ecosistema por medio de procesos sucesiones y su resiliencia frente a perturbaciones ambientales (Velasco-García *et al.*, 2017).

La complejidad estructural que se presentan en los bosques desempeña un papel fundamental en el mantenimiento de la biodiversidad, esto debido a la estratificación vertical y al solapamiento de capas forestales desde el dosel expuesto hasta el sotobosque (Solís Moreno *et al.*, 2016; Spicer *et al.*, 2020). Estas características permiten la generación de gradientes bióticos y abióticos los cuales favorecen la disponibilidad de diversos recursos y nichos ecológicos, lo cual permite el establecimiento, refugio y desplazamiento de diversas especies de fauna silvestre (Castro-Renero *et al.*, 2021; García Mayoral *et al.*, 2015; Solís Moreno *et al.*, 2016). Especialmente la diversidad en aves e insectos se encuentra estrechamente relacionada con la complejidad estructural, siendo el

número de estratos verticales y la abundancia de vegetación en ellos factores de mayor importancia que la propia diversidad taxonómica (Magurran, 1988). De igual forma, se ha señalado que la complejidad estructural favorece al establecimiento de especies epifitas, las cuales son bioindicadores de la salud del ecosistema, esto debido a su sensibilidad a las modificaciones microclimáticas y estructurales del ecosistema (Ramírez & Rangel-Ch., 2019; Spicer *et al.*, 2020).

Algunos sistemas de manejo como lo son ciertos sistemas agroforestales, al igual que los bosques naturales, cumplen con funciones ecológicas fundamentales, actuando como corredores biológicos y reservorios de germoplasma, facilitando así el movimiento de especies y conservación de la diversidad biológica en paisajes que se encuentran fragmentados (González-Zamora *et al.*, 2016; López-Toledo *et al.*, 2012). Además, de contribuir al mantenimiento de procesos ecológicos fundamentales, tales como la recarga y regulación hídrica, reducción de escurrimientos superficiales, prevención de la erosión y el mantenimiento de la fertilidad del suelo (García Mayoral *et al.*, 2015; González-Zamora *et al.*, 2016), al igual que la disponibilidad de nutrientes y producción de materia orgánica (Solís Moreno *et al.*, 2016; Sovann *et al.*, 2025). En ambientes riparios, la estructura vegetal desempeña un papel clave en la protección de los cuerpos de agua, al disminuir la sedimentación y amortiguar los procesos de erosión (Aguilar Luna, 2018).

Entre otras aportaciones de la complejidad estructura en un ecosistema forestal, está la contribución a la mitigación del cambio climático mediante el almacenamiento de carbono de biomasa y carbono orgánico (González-Zamora *et al.*, 2016), regulación climática local al favorecer la formación de microclimas (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2003; Villavicencio & Valdez Hernández, 2003). Por lo tanto, el manejo y transformación de los ecosistemas sin considerar su estructura vegetal puede comprometer la capacidad de recuperación del ecosistema y su estabilidad ecológica.

2.2.3. Métodos de Evaluación de la Fisonomía

La fisonomía se basa en el estudio de la estructura vegetal de una determinada comunidad, la cual es determinada por la presencia de los principales tipos de formas de vida (Beard, 1978). Entre los métodos utilizados para la evaluación fisonómica se encuentran:

- Sistemas de clasificación de formaciones: los cuales están basados en el reconocimiento de tipos de comunidades a gran escala en función de la relación clima y fisonomía de la vegetación dominante.
- Sistemas descriptivos de notación: En ellos se pueden encontrar el sistema de Küchler, el cual utiliza series de símbolos para la descripción de las formas de crecimiento dominantes, altura, densidad y características especiales. También en este grupo se tiene al sistema de Dansereau, el cual tiene como propuesta el uso de seis categorías: forma de vida; tamaño; función; tamaño; y forma de la hoja; textura foliar y cobertura.
- Diagramas de perfil: este consiste en una representación gráfica a escala de una franja del bosque medida con precisión, donde se cartografía la posición de los árboles, se miden las alturas y anchos de copa.

2.2.4. Métodos de evaluación estructural

La estructura es definida como la distribución de las especies y tamaños de los componentes forestales en un área (Juárez Félix, 2014), reflejando las condiciones ambientales como los procesos ecológicos y de perturbación que han actuado sobre el ecosistema a lo largo del tiempo. Su análisis permite caracterizar la composición y organización espacial de la vegetación, así como inferir patrones de regeneración, competencia y sucesión ecológica.

Los métodos utilizados para la evaluación de la estructura vegetal se agrupan principalmente en métodos basados en parcelas y métodos basados en las distancias. Los métodos basados en parcelas (plot-based) utilizan áreas fijas, como lo son cuadrantes y fajas, dentro de las cuales se realiza la recopilación de los datos dasométricos (densidad, área basal, biomasa, etc.) de todos los individuos presentes, sin embargo, este tipo de métodos requieren una mayor inversión de tiempo y esfuerzo en campo (Mitchell, 2015).

Por otro lado, los métodos basados en distancias (plotless) estiman parámetros estructurales a partir de la distancia entre puntos de muestreo y los individuos más cercanos. Siendo uno de los más comunes el método de cuadrantes centrados en un punto (PCQM), esto debido a su eficiencia para la estimación de la densidad y estructura en áreas con alta heterogeneidad espacial y condiciones topográficas complejas (Cottam & Curtis, 1956; Mitchell, 2015)

La caracterización de la estructura vegetal general se complementa con el uso de índices ecológicos y análisis dasométricos. Uno de ellos y de los más empleados es el índice de Valor de Importancia (IVI), el cual integra valores relativos de densidad, frecuencia y dominancia de cada especie, lo que permite el identificar aquellas con mayor relevancia ecológica dentro del ecosistema. Dicho índice facilita la interpretación de la composición y organización de la comunidad vegetal, además de contribuir al análisis de dominancia y distribución de las especies presentes (Corella Justavino *et al.*, 2001; Curtis & McIntosh, 1951).

Asimismo, las distribuciones diamétricas constituyen una herramienta ampliamente utilizada para la evaluación de la dinámica y condición estructural del bosque. Estas distribuciones analizan la frecuencia de individuos por clases diamétricas, generalmente a partir del diámetro normal. Para bosques naturales, se espera distribuciones en forma de “J” invertida, caracterizadas por una alta proporción de individuos jóvenes y una menor frecuencia de individuos con grandes dimensiones, lo cual es asociado a procesos de regeneración natural y remplazo de individuos (Juárez Félix, 2014).

2.3. Avifauna

2.3.1. ¿Avifauna o Ensamblaje avifaunístico?

Las aves, tal como se conocen actualmente, son vertebrados diápsidos pertenecientes al grupo de los arcosaurios, según lo mencionado por Sereno & Arcucci (1990), citado en (Navarro-Sigüenza, *et al.*, 2014). Estas forman parte de la clase Aves y, específicamente del clado *Neornithes* (aves actuales) (Sereno, 1999), un grupo homogéneo de vertebrados bípedos caracterizados por ser endotermos, de reproducción ovípara, con la presencia de un pico desdentado cubierto por una vaina córnea, un aparato vocal único (siringe) y un sistema digestivo especializado para el procesamiento de alimentos no masticados. Su sistema óseo es ligero, neumático y arriostrado. Con un cuerpo está cubierto por plumas, esenciales para la regulación de la temperatura y asociadas al vuelo (Gill & Prum, 2019; Navarro-Sigüenza, *et al.*, 2014). Esta singular combinación de características hace a las aves un grupo distintivo dentro de los vertebrados vivos, así como el grupo de vertebrados más diverso del planeta, con 40 órdenes, 247 familias, 2,312 géneros, 10,699 especies y aproximadamente 300 mil millones de aves alrededor del mundo (Gill & Prum, 2019).

Esta notable diversidad taxonómica se refleja en una amplia distribución y adaptación ecológica a nivel mundial, ya que este grupo se encuentra en todos los ambientes terrestres y acuáticos, con excepción de los desiertos extremos y la parte más céntrica de la Antártida (Navarro-Sigüenza, *et al.*, 2014). La amplia

distribución de la clase Aves ha favorecido la formación de conjuntos regionales de aves. A este conjunto de especies que presentan edades y orígenes variados, que habitan una región o un área geográfica específica, se le denomina avifauna (Gill & Prum, 2019).

El termino ensamblaje está relacionado a un grupo de especies relacionadas taxonómicamente que coexisten en el mismo espacio y tiempo (Stroud *et al.*, 2015). En el estudio de la avifauna este término es utilizado para el establecimiento de los alcances de la investigación, ya que el estudio de un ensamblaje avifaunístico no solo permite identificar las especies presentes en el ecosistema, sino conocer su estructura y las interacciones dentro del ensamblaje y con su entorno.

2.3.2. Importancia ecológica de las aves y su función en el ecosistema

De acuerdo con (Loera-Casillas *et al.*, 2022), la avifauna cumple un rol esencial en los ecosistemas, ya que desempeñan funciones que sustentan el correcto funcionamiento del ecosistema y la provisión de los diversos servicios ecosistémicos de los cuales dependen la población humana (Gill & Prum, 2019). Al ser uno de los taxas más diversos del planeta, estos actúan como reguladores biológicos y piezas clave en el equilibrio ambiental (Ramos-Mosquera *et al.*, 2024). Entre sus principales funciones y aportes ecológicos se encuentra:

Dispersión de semillas y la regeneración pasiva de los bosques: La avifauna son fundamentales en el proceso de dispersión de semillas de una gran cantidad de especies vegetales (Serna-Lagunes *et al.*, 2023). Dicha función es indispensable para la restauración pasiva de los bosques, especialmente en aquellos que se encuentran fragmentados, donde las aves actúan como especies de enlace de alta movilidad, que conectan parches de vegetación y facilitan el flujo del germoplasma (Castillo & Luna Solarte, 2024; Hernández-Dávila *et al.*, 2025).

Además, de ser vectores de polen, esenciales para la reproducción de diversas plantas. En ecosistemas como el BMM, la presencia de aves polinizadoras es indispensable para mantener la alta complejidad florística del ecosistema (Caballero-Cruz *et al.*, 2020; Gill & Prum, 2019)

Control biológico de plagas: Las especies insectívoras de aves juegan un papel de alta preponderante en la regulación de poblaciones de insectos. En sistemas forestales y agroforestales, las aves pueden reducir a la incidencia de plagas hasta un 95% (Ramos-Mosquera *et al.*, 2024; Romero-Díaz *et al.*, 2020).

Debido a su alta sensibilidad a cambios mínimos en el entorno, las aves son excelentes bioindicadores de la calidad de los ecosistemas (Ramos-Mosquera *et al.*, 2024). Su presencia, ausencia y cambios en la estructura de sus ensamblajes permiten evaluar y e inferir el estado de conservación de un área y el impacto de las actividades antropogénicas o del cambio climático (Gill & Prum, 2019; Navarro-Sigüenza, Rebón-Gallardo, *et al.*, 2014)

2.4. Literatura citada

- Aguilar Luna, J. M. E. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea de un bosque de galería en el estado de Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 230–252. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.154>
- Beard, J. S. (1978). The Physiognomic Approach. In *Classification of Plant Communities* (pp. 33–64). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-9183-5_2
- Breedlove, D. E. (1973). The phytogeography and vegetation of Chiapas (Mexico). In A. Graham (Ed.), *Vegetation and vegetational history of Northern Latin America*. (pp. 149–165). Elsevier.
- Bubb, P., May, I., Miles, L., & Sayer, J. (2004). *Cloud Forest Agenda*. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2004-003.pdf>
- Bunyan, M., Bardhan, S., & José, S. (2012). The Shola (Tropical Montane Forest)-Grassland Ecosystem Mosaic of Peninsular India: A Review. *American Journal of Plant Sciences*, 03(11), 1632–1639. <https://doi.org/10.4236/ajps.2012.311198>
- Caballero-Cruz, P., Vargas-Noguez, G., & Ortiz-Pulido, R. (2020). Especies de aves en riesgo en el bosque mesófilo de montaña en cinco AICA de la Sierra Madre Oriental, México. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*, 21(1). <https://doi.org/10.28947/hrmo.2020.21.1.472>
- Cain, S. A., & Castro, G. M. de O. (1959). *Manual of Vegetation Analysis*. Harper & Brothers.
- Casiano-Domínguez, M., Paz-Pellat, F., Rojo-Martínez, M., Covalada-Ocon, S., & Aryal, D. R. (2018). El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México. *Madera y Bosques*, 24. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401894>
- Castillo, M. L., & Luna Solarte, J. (2024). Diversidad de avifauna en un fragmento de bosque de niebla de San Antonio y km-18, Cali, Colombia. *Revista Novedades Colombianas*, 19(2). <https://doi.org/10.47374/novcol.2024.v19.2548>
- Castro-Renero, E. D., Valdez-Hernández, J. I., Ángeles-Pérez, G., & Ramírez Valverde, G. (2021). Stand Structure and Tree Diversity in Three Land Management Systems in Palmagtitán, Sierra Norte De Puebla. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 24(82). <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.56369/tsaes.3552>
- Cayuela, L., Golicher, D. J., & Rey-Benayas, J. M. (2006). The Extent, Distribution, and Fragmentation of Vanishing Montane Cloud Forest in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 38(4), 544–554. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00160.x>

- Challenger, A. (1998). Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Agrupación Sierra Madre.
- CONABIO. (2010). El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Corella Justavino, F., Valdez Hernández, J. I., Centina Alcalá, V. M., González Cossio, F. V., Trinidad Santos, A., & Aguirre Rivera, J. R. (2001). Estructura Forestal de un Bosque de Mangle en el Estado de Tabasco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 26(90), 73–102.
- Cottam, G., & Curtis, J. T. (1956). The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology*, 37(3), 451–460.
- Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1951). An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476–496. <https://doi.org/10.2307/1931725>
- Daily, G., Alexander, S., Ehrlich, P., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P. A., Mooney, H., Postel, S., Schneider, S. H., & Tilman, D. (1997). Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology*, 1,1. https://www.researchgate.net/publication/200032845_Ecosystem_Services_Benefits_Supplied_to_Human_Societies_by_Natural_Ecosystems
- Dáttilo, W., Cabrera-Cruz, S. A., Gallo-Gómez, C. A., Serio-Silva, J. C., & Villegas-Patraca, R. (2024). Current status of the remaining Mexican cloud forests: landscape findings and conservation initiatives. *PeerJ*, 12, 1–19. <https://doi.org/10.7717/peerj.18386>
- Foster, P. (2001). The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews*, 55(1–2), 73–106. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00056-3](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00056-3)
- García, E. (2004). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (Quinta edición). Instituto Nacional de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- García Mayoral, L. E., Valdez Hernández, J. I., Luna Cavazos, M., & López Morgado, R. (2015). Estructura y diversidad arbórea en sistemas agroforestales de café en la Sierra Atoyac, Veracruz. *Madera y Bosques*, 21(3), 69–82.
- Gill, F. B., & Prum, R. O. (2019). *Ornithology* (Fourth Edition). W. H. Freeman and Company.
- González-Espinosa, M., Meave, J. A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F. G., & Ibarra-Manríquez, G. (2012). Los bosques de

niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas*, 21(1–2), 36–52.

- González-Zamora, A., Esperón-Rodríguez, M., & Barradas, V. L. (2016). Mountain cloud forest and grown-shade coffee plantations: A comparison of tree biodiversity in central Veracruz, Mexico. *Forest Systems*, 25(1), 1–11. <https://doi.org/10.5424/fs/2016251-07538>
- Granados-Sánchez, D., & Tapia- Vargas, R. (1990). *Comunidades Vegetales* (S. Castillejos & J. M. Rodríguez, Eds.). Universidad Autónoma Chapingo.
- Gual-Díaz, M., & Rendón-Correa, A. (2014). Bosques mesófilos de montaña de México: Diversidad, ecología y manejo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Gual-Díaz, M., & Rendón-Correa, A. (2017). LOS BOSQUES MESÓFILOS DE MONTAÑA DE MÉXICO. *Agroproductividad*, 10(1), 3–9. <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/930/789>
- Hernández-Dávila, O. A., Sosa, V., & Laborde, J. (2025). Avifauna of cloud forest riparian corridors in a degraded landscape in eastern Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 96, e965529. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2025.96.5529>
- Holwerda, F., & Gotsch, S. (2012). La niebla y la ecohidrología del Bosque Mesófilo de Montaña en México. *Boletín de Ciencias de La Atmósfera*, 6, 1–6.
- Juárez Félix, Y. (2014). *Dasometría: Apuntes de clase y Guía de Actividades Prácticas* (1era ed.).
- Leopold, A. S. (1950). Vegetation Zones of Mexico. *Ecology*, 31(4), 507–518. <https://doi.org/10.2307/1931569>
- Loera-Casillas, J., Contreras-Martínez, S., Favela-García, F., & Cuevas-Guzmán, R. (2022). Diversidad de aves en un gradiente altitudinal en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. *Revista de Biología Tropical*, 70(1). <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v70i1.47684>
- Loope, L. L., & Giambelluca, T. W. (1998). Vulnerability of Island Tropical Montane Cloud Forests to Climate Change, with Special Reference to East Maui, Hawaii. *Climatic Change*, 39(2/3), 503–517. <https://doi.org/10.1023/A:1005372118420>
- López Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez González, J. C., González-Tagle, M. A., & Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23(1), 39. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>
- López-Toledo, J. F., Valdez-Hernández, J. I., Pérez-Farrera, M. Á., & Cetina-Alcalá, V. M. (2012). Composición Y Estructura Arbórea De Un Bosque

- Tropical Estacionalmente Seco En La Reserva De La Biosfera La Sepultura, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 3(12), 43–56. <https://doi.org/10.29298/RMCF.V3I12.507>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Miranda, F. (1947). Estudios sobre la vegetación de México V. Rasgos de la vegetación en la cuenca del Río de las Balsas. *Revista de La Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 8 (1-4), 95–114. <http://repositorio.fcencias.unam.mx:8080/xmlui/handle/11154/142563>
- Miranda, F. (1952). *La vegetación de Chiapas: Primera Parte: 2 Vols. Ediciones del gobierno del estado*. <https://fjsantamaria.ujat.mx/Publication/Details/3871>
- Miranda, F., & Hernández-X., E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Botanical Sciences*, (28), 29–179. <https://doi.org/10.17129/botsci.1084>
- Mitchell, K. (2015). *Quantitative Analysis by the Point-Centered Quarter Method*.
- Mulligan M. (2011). Modeling the tropics-wide extent and distribution of cloud forest and cloud forest loss, with implications for conservation priority. In L. A. Bruijnzeel, F. N. Scatena, & L. S. Hamilton (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. (pp. 14–38). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778384>
- Navarro-Sigüenza, A. G., Gómez de Silva, H., Gual-Díaz, M., Sánchez-González, L. A., & Pérez-Villafañá, M. (2014). La importancia de las aves del Bosque Mesófilo de Montaña de México. In M. Gual-Díaz & A. Rendón-Correa (Eds.), *Bosque Mesófilos de Montaña de México: Diversidad, ecología y manejo* (pp. 279–299). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo, Ma. F., Gordillo-Martínez, A., Peterson, A. T., Berlanga-García, H., & Sánchez-González, L. A. (2014). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 476–495. <https://doi.org/10.7550/rmb.41882>
- Ponce-Reyes, R., Reynoso-Rosales, V.-H., Watson, J. E. M., VanDerWal, J., Fuller, R. A., Pressey, R. L., & Possingham, H. P. (2012). Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. *Nature Climate Change*, 2(6), 448–452. <https://doi.org/10.1038/nclimate1453>
- Ramírez, G., & Rangel-Ch., J. O. (2019). Sucesión vegetal en áreas de minería a cielo abierto en el bosque pluvial tropical del departamento del Chocó, Colombia. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(169), 673–688. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.896>

- Ramos-Mosquera, V., López-Delgado, E., Losada-Prado, S., & Moreno-Palacios, M. (2024). Análisis multitemporal de la biodiversidad aviar en el Centro Universitario Regional del Norte (Tolima, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 72(1), e58133. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v72i1.58133>
- Rojas-Soto, O. R., Sosa, V., & Ornelas, J. F. (2012). Forecasting cloud forest in eastern and southern Mexico: conservation insights under future climate change scenarios. *Biodiversity and Conservation*, 21(10), 2671–2690. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0327-x>
- Romero-Díaz, C., Ugalde-Lezama, S., García-Núñez, R. M., Marcos-Rivera, U., & Cruz-Miranda, Y. (2020). Comportamiento trófico de aves insectívoras en sistemas agroforestales inmersos en bosque mesófilo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(2), 241–252. <https://doi.org/10.29312/remexca.v11i2.2298>
- Rosas Rangel, D. M., Mendoza, M. E., Gómez-Tagle, A., & Tobón Marín, C. (2019). Avances y desafíos en el conocimiento de los bosques mesófilos de montaña de México. *Madera y Bosques*, 25(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511759>
- Rzedowski, J. (1966). Vegetación del Estado de San Luis Potosí (Vol. 5). Acta científica potosina.
- Rzedowski, J. (1991). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*, (14), 3–21. <https://doi.org/10.21829/abm14.1991.611>
- Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana*, (35), 25–44. <https://doi.org/10.21829/abm35.1996.955>
- Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México (1ra. Edición digital). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sánchez-Rodríguez, E. V., López-Mata, L., García-Moya, E., & Cuevas-Guzmán, R. (2003). Estructura, composición florística y diversidad de especies leñosas de un bosque mesófilo de montaña en la Sierra de Manantlán, Jalisco. *Botanical Sciences*, (73), 17–34. <https://doi.org/10.17129/botsci.1676>
- Sánchez-Velázquez, L. R., Ramírez-Bamonde, E. S., Andrade-Torres, A., & Rodríguez Torres, P. (2008). Ecología, Florística y Restauración del bosque mesófilo de montaña. In *Ecología, Manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México* (pp. 18–19). CONABIO/ Universidad Veracruzana.
- Santillán-Fernández, A., Cruz- Ramírez, S. Z., Calva-Castillo, A., Ireta-Paredes, A. del R., & Bautista-Ortega, J. (2019). Balance hídrico climático de bosque mesófilo de montaña en la huasteca. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 7(1). <https://doi.org/10.19136/era.a7n1.2016>

- Sereno, P. C. (1999). The Evolution of Dinosaurs. *Science*, 284, 2137–2147. <https://doi.org/10.1126/science.284.5423.2137>
- Serna-Lagunes, R., Torres-Cantú, G. B., & García-Martínez, M. Á. (2023). Avifauna en fragmentos de Bosque Mesófilo de Montaña y vegetación secundaria en el municipio de Huatusco, Veracruz. *CienciaUAT*, 06–24. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v18i1.1669>
- Shimwell, D. W. (1972). *The Description and Classification of Vegetation*. University of Washington Press.
- Solís Moreno, R., Aguirre Calderón, Ó. A., Treviño Garza, E. J., Jiménez Pérez, J., Jurado Ybarra, E., & Corral-Rivas, J. (2016). Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 12(2), 49–64. <https://doi.org/10.21829/myb.2006.1221242>
- Sovann, C., Tagesson, T., Vestin, P., Sakhoeun, S., Kim, S., Kok, S., & Olin, S. (2025). Land-cover change alters stand structure, species diversity, leaf functional traits, and soil conditions in Cambodian tropical forests. *Biogeosciences*, 22(18), 4649–4677. <https://doi.org/10.5194/bg-22-4649-2025>
- Spicer, M. E., Mellor, H., & Carson, W. P. (2020). Seeing beyond the trees: a comparison of tropical and temperate plant growth forms and their vertical distribution. *Ecology*, 101(4), 1–9. <https://doi.org/10.1002/ecy.2974>
- Toledo-Aceves, T., Meave, J. A., González-Espinosa, M., & Ramírez-Marcial, N. (2011). Tropical montane cloud forests: Current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 974–981. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.007>
- Velasco-García, M. V., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Herrera, C., & Hernández-Hernández, M. L. (2017). Atributos dendrométricos, estructura poblacional y diversidad de estadios de *Dioon holmgrenii* (Cycadales: Zamiaceae). *Revista de Biología Tropical*, 65(4), 1609. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i4.26980>
- Villaseñor, J. L. (2010). *El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico (Primera Edición)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Universidad Nacional Autónoma de México. <https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/Bosque%20humedo%20de%20montana.pdf>
- Villavicencio, E. L., & Valdez Hernández, J. I. (2003). Análisis de la estructura arbórea del sistema agroforestal rusticano de café en san miguel, Veracruz, México. *Agrociencia*, 37(4), 413–423. <https://www.agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/270/270>

- Warming, E. (1909). *Oecology of plants: an introduction to the study of plant-communities*. Clarendon Press. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.23133>
- Whittaker, R. H. (1956). Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs*, 26(1), 1–80. <https://doi.org/10.2307/1943577>
- Williams-Linera, G., Manson, R. H., & Isunza Vera, E. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 8(1), 73–89. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.811307>
- Wilson, A. M., & Jetz, W. (2016). Remotely Sensed High-Resolution Global Cloud Dynamics for Predicting Ecosystem and Biodiversity Distributions. *PLOS Biology*, 14(3), e1002415. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002415>
- Wilson, S. J., & Rhemtulla, J. M. (2018). Small montane cloud forest fragments are important for conserving tree diversity in the Ecuadorian Andes. *Biotropica*, 50(4), 586–597. <https://doi.org/10.1111/btp.12542>
- Zarco-Espinosa, V. M., Valdez Hernández, J. L., Ángeles-Pérez, G., & Castillo-Acosta, O. (2010). Estructura y Diversidad de la Vegetación Arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 26(1), 1–17.

CAPÍTULO 3. ESTRUCTURA-DIVERSIDAD VEGETAL BAJO CUATRO SISTEMAS DE MANEJO DE LA TIERRA EN ATZALAN, XOCHIAPULCO, PUEBLA³

FOREST STRUCTURE-DIVERSITY UNDER FOUR LAND MANAGEMENT SYSTEMS IN ATZALAN, XOCHIAPULCO, PUEBLA

René Yanny Olguín Luna¹, Saúl Ugalde Lezama², Juan Ignacio Valdez-Hernández³, Antonio Cortés Jiménez⁴, Beatriz Cecilia Aguilar Valdez¹, Alejandro Corona Ambríz¹

¹Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales (DICIFO). Km 38.5 carretera México-Texcoco. C. P. 56230. Texcoco, Estado de México, México.

²Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos. km 38.5 carretera México-Texcoco. C. P. 56230. Texcoco, Estado de México, México.

³Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Col. Montecillo, Texcoco, Estado de México, C.P. 56230, México

⁴Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Preparatoria Agrícola. Carretera México-Texcoco km 38.5, Chapingo, Texcoco, Estado de México, C. P. 56230, México.

3.1. Resumen⁴

En Atzalan, los sistemas de manejo han modificado la estructura y la composición de la vegetación, particularmente en los relictos de bosque mesófilo de montaña, donde la información comparativa es limitada. El objetivo fue analizar el efecto del tipo de manejo de la tierra sobre la estructura, diversidad y composición vegetal en cuatro sistemas de manejo en Atzalan, Xochiapulco, Puebla, mediante la evaluación comparativa de los componentes forestales, a fin de identificar patrones asociados a un gradiente de perturbación aparente. Se realizó un muestreo sistemático en 27 unidades de muestreo, empleando los métodos de cuadrantes centrados en un punto y de cuadrantes empotrados para la recopilación de datos. La estructura se evaluó mediante curvas de distribución, clases diamétricas e índices de valoración estructural. La diversidad se estimó con Margalef, Shannon, Simpson y α de Fisher y la similitud florística con Sorensen cuantitativo. Las diferencias estructurales se analizaron con Kruskal-Wallis y la prueba de Dunn ($p < 0.05$), y la diversidad con la t modificada de

³ Artículo enviado a la: Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente. Actualmente en revisión.

⁴ Tesis de Maestría en Ciencias: Programa en Ciencias Forestales y del Ambiente, Universidad Autónoma Chapingo.

Autor: René Yanny Olguín Luna.

Director de Tesis: Saul Ugalde Lezama.

Hutchenson. Se registraron 793 individuos agrupados en 96 especies y se evidenciaron diferencias significativas en la estructura entre sistemas, particularmente en el componente arbóreo, donde los sistemas más conservados presentaron valores estructurales más altos que los sistemas perturbados. Los índices estructurales evidenciaron dominancia de pocas especies en sistemas perturbados y mayor heterogeneidad en sistemas conservados, mientras que la similitud florística fue baja en los sistemas. Se concluye que el manejo de la tierra determina un gradiente estructural y composicional de la vegetación

Palabras clave: fisonomía vegetal, índice de estructura forestal, diversidad beta, riqueza de especies, bosque mesófilo de montaña, Sierra Norte de Puebla.

3.2. Abstract⁵

In Atzalan, land management systems have modified the structure and composition of vegetation, particularly in remnants of the montane cloud forest, where comparative information remains limited. The objective of this study was to analyze the effects of land management type on vegetation structure, diversity, and composition across four management systems in Atzalan, Xochiapulco, Puebla, through the comparative evaluation of forest components to identify patterns associated with an apparent disturbance gradient. Systematic sampling was conducted in twenty-seven sampling units, using the point-centered quarter method and embedded quadrats for data collection. Vegetation structure was evaluated through distribution curves, diameter classes, and structural value indices. Diversity was estimated using the Margalef, Shannon, Simpson, and Fisher's α indices, while floristic similarity was assessed using the quantitative Sorensen index. Structural differences were analyzed using the Kruskal-Wallis and Dunn test ($p < 0.05$), and diversity using Hutcheson's modified t-test. A total of 739 individuals belonging to 96 species were recorded. Significant structural differences among systems were detected, particularly in the tree component, where the more conserved systems exhibited higher structural values than disturbed systems and greater heterogeneity in conserved systems, whereas floristic similarity among systems was low. It is concluded that land management determines a structural and compositional gradient in vegetation.

Key words: vegetation physiognomy, forest structure index, beta diversity, species richness, tropical montane cloud forest, Sierra Norte de Puebla.

⁵ Master's Thesis, Forestry and Environmental Sciences Program, Chapingo Autonomous University.

Author: René Yanny Olguín Luna

Thesis Advisor: Saúl Ugalde Lezama

3.3. Introducción

La estructura y la diversidad vegetal son componentes indispensables para determinar el estado de conservación e integridad ecológica de los ecosistemas forestales (Ramírez Santiago *et al.*, 2019). La estructura es la organización vertical y la distribución horizontal de la vegetación en el sistema, que refleja los procesos naturales y antropogénicos que han influido a lo largo del tiempo en la composición de las especies y su distribución espacial. La diversidad desempeña un papel fundamental en el funcionamiento del ecosistema, pues influye en la heterogeneidad del hábitat, la dinámica ecológica y la disponibilidad de recursos (López Hernández *et al.*, 2017). En este sentido, una mayor diversidad se asocia con una mayor producción de servicios ecosistémicos, mayor capacidad para sostener funciones ecológicas y una mayor resiliencia del sistema (Monarrez-González *et al.*, 2020).

No obstante, estos componentes pueden modificarse como resultado de las diferentes formas de manejo de la tierra. Actividades productivas como la agricultura, ganadería y extracción forestal han contribuido a la pérdida de la complejidad estructural, así como a cambios en la composición de las comunidades vegetales, lo que implica la reducción de especies nativas e incremento de especies oportunistas (Ramírez Santiago *et al.*, 2019; Sovann *et al.*, 2025)

En la Sierra Norte de Puebla, en el ejido de Atzalan, en el municipio de Xochiapulco, se pueden observar diferentes sistemas de manejo de la tierra que configuran un paisaje heterogéneo. Entre ellos destacan áreas agrícolas, sistemas agroforestales, áreas ecoturísticas y relictos de Bosque mesófilo de montaña (BMM). Este último se caracteriza por una alta diversidad biológica y una compleja estructura vegetal (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2017; Villaseñor & Ortiz, 2017). La coexistencia de estos sistemas dentro de un mismo paisaje genera condiciones contrastantes de manejo que pueden influir en la estructura y diversidad vegetal.

Aunque diversos estudios han documentado la composición florística y estructura del BMM en distintas partes de México, los casos de estudio donde se comparen simultáneamente la estructura y diversidad de la vegetación bajo distintos sistemas de manejo dentro de un paisaje de BMM son limitados. En este sentido, la evaluación de los componentes forestales coadyuva a identificar cambios estructurales asociados al manejo del hábitat y a comprender los cambios de la composición florística y de la diversidad a escala local.

En este contexto, el objetivo del presente fue analizar el efecto del tipo de manejo de la tierra sobre la estructura, diversidad y composición vegetal en cuatro sistemas de manejo del ejido de Atzalan, Xochiapulco, en la Sierra Norte de Puebla, mediante la evaluación comparativa de los componentes arbóreo, arbustivo y herbáceo, para identificar patrones asociados a un gradiente de perturbación aparente.

Con base en lo anterior, se plantea que el tipo de manejo de la tierra modifica significativamente la estructura, diversidad y composición de la vegetación de los componentes forestales en los sistemas evaluados.

3.4. Materiales Y Métodos

3.4.1. Área de estudio

El área de estudio se localizó en las tierras ejidales de Atzalan (19° 53' 40", 19° 54' 43" N; 97° 36' 35", 97° 37' 36" W; 1564 msnm) en el municipio de Xochiapulco, Puebla, México. Ubicada en la subcuenca del río Apulco, perteneciente a la cuenca del río Tecolutla, dentro de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental. Se contó con una superficie total de 147 ha, en las cuales se identificaron cuatro sistemas de manejo de la tierra predominantes; Terrenos Agrícolas (AGR) enfocados en la producción agrícola comercial; Sistemas Agroforestales (SAF) orientados a la producción agrícola de autoconsumo en la localidad; Zona Ecoturística (ZEC) con presencia de actividades recreativas en el paraje de la cascada la Gloria; y un rodal de Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) con extracción de madera y leña para autoconsumo (Figura 1).

El clima predominante en el área fue templado húmedo con un máximo de lluvias en otoño [C(m)w'], de acuerdo con la clasificación climática de Köppen modificada por Enriqueta García (2004) con una temperatura media anual de 15.1°C y una precipitación media anual de 1,479.2 mm.

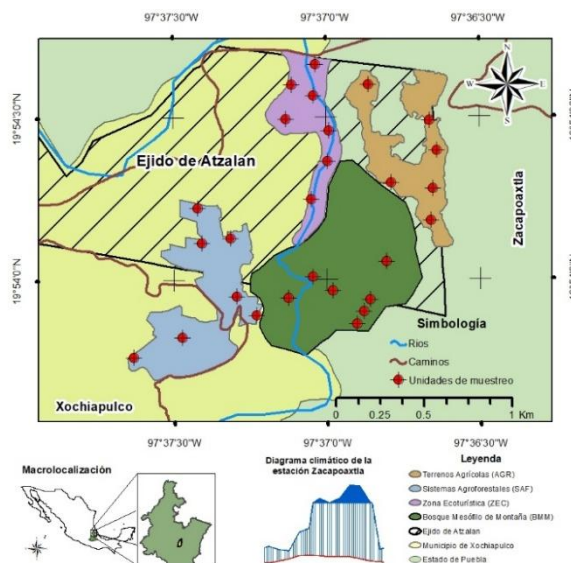


Figura 1: Localización del ejido Atzalan en el municipio de Xochiapulco en la Sierra Norte de Puebla.

3.4.2. Diseño de muestreo

Para la selección de las Unidades de Muestreo (UM) se utilizó un Diseño de Muestreo Sistemático en forma de cuadrícula en cada sistema, con distancia fija de 200 m entre ellas. Se establecieron 27 UM; siete en SAF, ZEC y BMM y seis en AGR.

La cuantificación del componente arbóreo se realizó mediante el método de cuadrantes centrados en un punto (PCQM) (Cottam & Curtis, 1956) con un muestreo truncado a una distancia máxima de 25 m, con el objeto de hacer más eficiente el muestreo en sistemas con árboles dispersos. Los datos recopilados fueron: especie, diámetro normal (DN), altura total (AT), diámetros mayor y menor de la proyección de copa (FMCN *et al.*, 2018). En los componentes arbustivo y herbáceo se empleó el método de cuadrantes empotrados; herbáceas (1x1 m) y arbustos (4x4 m) (Mostacedo & Fredericksen, 2000). La información compilada fue: especie, número de individuos, altura por individuo y en arbustos, los diámetros mayor y menor de la proyección de copa.

Cada individuo fue identificado taxonómicamente *in situ* de manera preliminar, con base en trabajos florísticos realizados previamente en la región (Aguilar Luna, 2018; Romero-Santamaría *et al.*, 2024; Tzompa-Coatl *et al.*, 2022). Además, se colectaron muestras botánicas, las cuales se procesaron, se identificaron y se resguardaron en el Herbario-Hortorio “JES” de la Preparatoria Agrícola Chapingo-UACH. Posteriormente, la nomenclatura taxonómica se actualizó de acuerdo con Plants of the World Online del Royal Botanic Gardens Kew (2025).

3.4.3. Análisis de datos

La descripción de los componentes arbustivo y arbóreo se basó en las curvas de distribución generadas por el número de individuos en función de la altura total y del área de cobertura de copa (CC), respectivamente (Castro-Renero *et al.*, 2021; Ortega-Baranda *et al.*, 2017). Adicionalmente, la distribución diamétrica de la vegetación arbórea se analizó mediante la agrupación de los individuos en clases diamétricas con intervalos de 10 cm.

Se emplearon dos índices de valoración estructural: Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIr), para jerarquizar la dominancia de las especies (Alanís Rodríguez *et al.*, 2020; Corella Justavino *et al.*, 2001). La estimación de la densidad absoluta de las especies arbóreas se realizó con el método propuesto por Pollard (1971). En arbustos se aplicó el método de área de cobertura de copa para la estimación de la dominancia (Martínez-Bernal *et al.*, 2021; Mostacedo & Fredericksen, 2000).

Índice de Valor Forestal Relativo (IVFr). Se empleó para evaluar la estructura bidimensional de la vegetación arbórea, tomando en cuenta tres dimensiones: el estrato inferior en el plano horizontal (DN), el estrato superior del plano horizontal (CC) y los estratos inferior y superior en el plano vertical (AT) (Corella Justavino *et al.*, 2001).

Para identificar posibles diferencias en los atributos estructurales entre sistemas, al no cumplirse los supuestos de Normalidad (Shapiro & Wilk, 1965) y Homogeneidad en las varianzas (Levene, 1960), se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis; posteriormente, se realizaron comparaciones múltiples mediante la prueba de Dunn con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$. Los análisis estadísticos se realizaron con RStudio (Posit Software, 2026). La riqueza fue estimada mediante el índice de Margalef; para la diversidad, se utilizaron los índices de Simpson (S) y Shannon-Wiener (H'). Asimismo, se empleó el índice α de Fisher para facilitar la comparación de los resultados obtenidos con trabajos similares, ya que este estimador no se ve afectado por el tamaño de muestra en comparación con los anteriores (Sánchez Hernández *et*

et al., 2018). Se utilizó el método de t modificado por Hutcheson para conocer las potenciales diferencias en diversidad entre sistemas (Magurran, 1988).

La similitud florística se analizó con el coeficiente de Sorensen cuantitativo, debido a que este estimador es uno de los más robustos frente a variaciones en los parámetros de abundancia y composición, y es eficaz en la detección de diferencias sutiles entre condiciones contrastantes (Monarrez-González *et al.*, 2020; Velasco-García *et al.*, 2017).

3.5. Resultados Y Discusión

Se registraron 793 individuos en los tres componentes forestales de los cuatro sistemas de manejo, agrupados en 96 especies: 81 identificadas a nivel de especie, diez a género y cinco a familia. Estos se distribuyeron en 76 géneros y 49 familias. Del total de especies registradas, el 71 % corresponde a especies nativas, el 18 % a exóticas y el 9 % a endémicas. Las familias con mayor riqueza fueron *Asteraceae*, *Poaceae* y *Fagaceae*, que en conjunto concentraron el 30 % del total de especies registradas. A nivel de género, *Quercus* fue el más rico (siete especies), seguido de *Galinsoga* y *Salvia* con tres especies cada uno (Apéndice 1).

La riqueza registrada representa el 1.8 % de la flora de Puebla (5,232 especies) (Villaseñor, 2016), mientras para los bosques de la Sierra Norte de Puebla corresponde el 5.2% que (Rodríguez Acosta *et al.*, 2014) y en comparación con otros casos de estudios realizados en el mismo tipo de vegetación se obtuvo una riqueza relativamente baja (Romero-Santamaría *et al.*, 2024; Tzompa-Coatl *et al.*, 2022; Vargas-Rueda *et al.*, 2021)

3.5.1. Estructura de la vegetación

En la distribución de alturas de los componentes forestales, las inflexiones de las curvas permitieron delimitar los estratos presentes (Figura 2).

El AGR se organizó en un estrato (6-12 m) compuesto por especies cultivadas (*Persea americana* y *Annona cherimola*) y remanentes del bosque (*Alnus acuminata*, *Quercus crassifolia* y *Pinus patula*). En el caso de SAF, se diferenciaron dos estratos verticales (inferior: 2-12 m y superior 17-18 m), conformados por especies cultivadas (*P. americana*, *Prunus persica* y *A. cherimola*) y de vegetación secundaria (*Clethra mexicana*, *Frangula capreifolia* y *Quercus rugosa*), en el número de estratos se coincidió con lo mencionado por García Mayoral *et al.* (2015) y la altura de los estratos con lo reportando Castro-Renero *et al.* (2021), donde se señala que la estructura vertical de los sistemas agroforestales está en función de las necesidades de los productores y del manejo.

Por su parte, ZEC presentó tres estratos bien definidos: inferior (6-10 m), medio (15-23 m) y superior (27-35 m), conformados por *Platanus mexicana*, *Liquidambar styraciflua*, *C. mexicana* y *A. acuminata*, asociadas al BMM y a zonas ribereñas (Aguilar Luna, 2018). En el caso del rodal forestal de BMM, los estratos identificados fueron: inferior (7.5-10 m), medio (15-27 m) y superior (30-31 m), además de dos estratos verticales en el componente arbustivo (Fortanelli-Martínez *et al.*, 2014; González Medrano, 2005). Las especies que conforman el estrato superior son: *C. mexicana* y *Quercus affinis*.

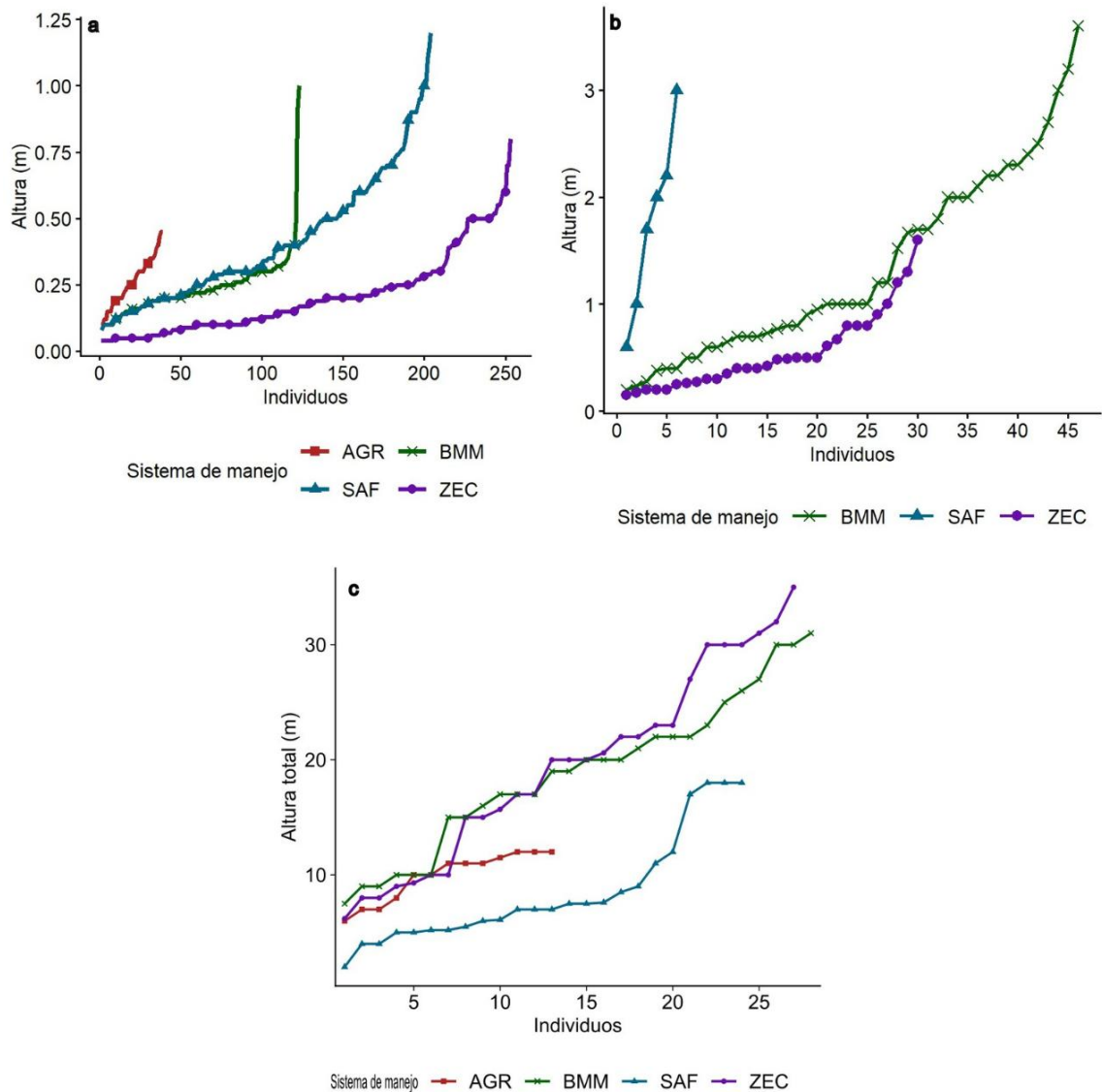


Figura 2: Distribución de frecuencias de la altura total de los componentes: a) herbáceo; b) arbustivo; c) arbóreo por sistema de manejo en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

Las distribuciones de diámetro normal (DN) (Figura 3) mostraron un patrón en J invertida, lo cual puede atribuirse tanto al manejo realizado en cada sistema (Castro-Renero *et al.*, 2021; Pignataro *et al.*, 2016) como a procesos naturales (Zamora-Crescencio *et al.*, 2017).

La distribución diamétrica del componente arbóreo (DN) mostró diferencias en la estructura poblacional entre los sistemas. SAF concentró la mayor proporción de individuos en las primeras clases diamétricas, lo cual se asocia con prácticas de manejo orientadas a fomentar especies de interés agrícola en un estrato inferior (García Mayoral *et al.*, 2015). En contraste, AGR presentó una concentración en las clases intermedias y una escasa representación de las clases menores, lo que indica una regeneración limitada. El BMM exhibió una mayor continuidad en la distribución diamétrica, con presencia en clases intermedias y altas, lo que refleja una estructura más desarrollada y asociada a procesos de crecimiento (Ramírez Santiago *et al.*, 2019; Zamora-Crescencio *et al.*, 2017).

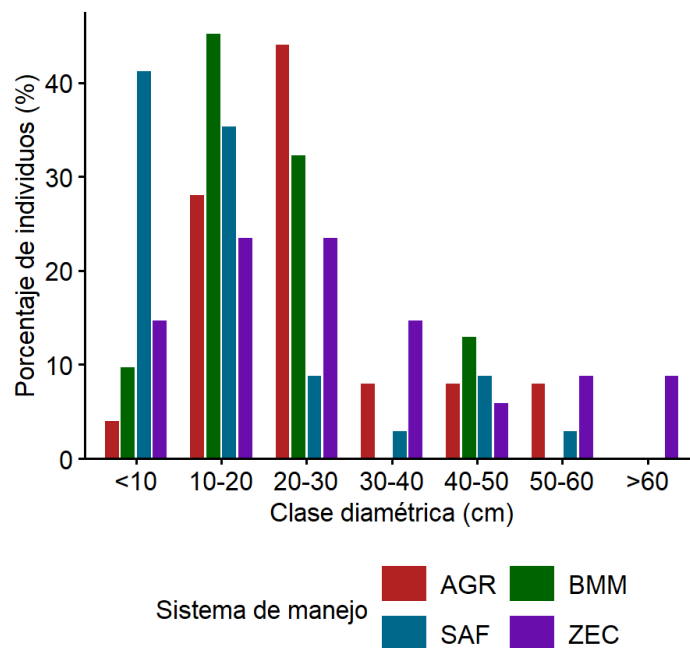


Figura 3: Distribución diamétrica del componente arbóreo por sistema de manejo en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

En la cobertura de copa (CC) (Figura 4) se identificaron patrones contrastantes de acumulación entre los sistemas, con dominancia de individuos de gran tamaño en el estrato arbóreo en ZEC y una distribución más restringida en el componente arbustivo, evidenciando diferencias en la organización estructural de la vegetación.

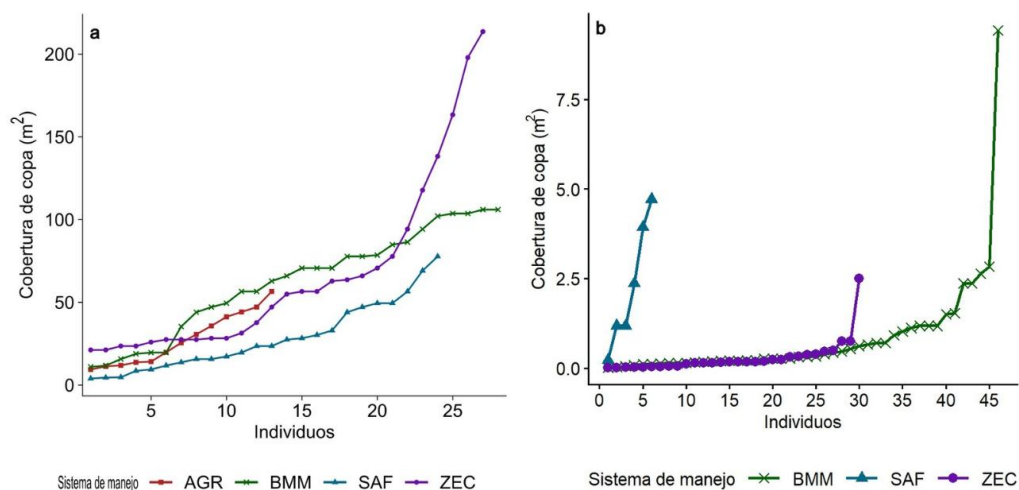


Figura 4: Distribución de frecuencias de cobertura de copa (CC) de los componentes a) arbóreo y b) arbustivo por sistema de manejo Xochiapulco, Puebla.

Los atributos estructurales mostraron diferencias entre los sistemas, lo que sugiere un gradiente estructural asociado a la intensidad de manejo de los sistemas (Cuadro 1).

Cuadro 1: Atributos estructurales por componente forestal en cada sistema de manejo.

Sistema	Componente	Densidad (individuos. ha ⁻¹)	Área basal (m ² . ha ⁻¹)	DN Prom (cm)	CC Prom (m ² . ind ⁻¹)	At Prom (m)
AGR	Arbóreo	7.57	1.59 ^{ab}	26.03 ^{ab}	27.78 ^a	9.88 ^{ab}
	Arbustivo	-	-	-	-	-
	Herbáceo	65,000.00	-	-	-	0.26
SAF	Arbóreo	39.22	1.12 ^a	16.41 ^a	28.52 ^a	8.46 ^a
	Arbustivo	535.71	-	-	2.26	1.75 ^{ab}
	Herbáceo	291,428.57	-	-	-	0.41
ZEC	Arbóreo	73.81	4.36 ^b	32.08 ^b	66.84 ^b	19.47 ^c
	Arbustivo	2,678.57	-	-	0.29	0.54 ^b
	Herbáceo	361,428.57	-	-	-	0.23
BMM	Arbóreo	312.15	1.31 ^{ab}	20.21 ^{ab}	62.41 ^b	18.91 ^{bc}
	Arbustivo	4,107.14	-	-	0.92	1.34 ^a
	Herbáceo	175,714.29	-	-	-	0.24

DN Prom= diámetro normal promedio, CC Prom= cobertura de copa promedio, AT Prom= altura total promedio.

*Letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas (Kruskal-Wallis y Dunn, $P \leq 0.05$)

Se observó que la respuesta estructural al manejo no es homogénea entre componentes forestales, siendo el estrato arbóreo el que muestra mayor sensibilidad ante distintas formas de manejo.

Lo cual se ve reflejado en los índices de importancia (IVIr y IVFr), donde se identificaron las especies que determinan la estructura y composición de la vegetación en cada sistema. El IVIr evidenció una marcada dominancia de pocas especies por sistema. En AGR y SAF la dominancia de las especies se asocia con su importancia económica (Castro-Renero *et al.*, 2021; Ebratt Matute, 2022; García Mayoral *et al.*, 2015).

En ZEC, la dominancia está asociada con las condiciones de ambientes ribereños (Aguilar Luna, 2018), mientras que en BMM, se puede atribuir a las condiciones ambientales dentro del rodal, donde la relevancia de los géneros *Quercus* y *Clethra* es constante (Fortanelli-Martínez *et al.*, 2014) (Cuadro 2).

Cuadro 2: Especies arbóreas con mayor Índice de Valor de Importancia (IVIr) por sistema en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

Sistema	Especie	Densidad		Dom Rel. (%)	Frec Rel. (%)	IVI	IVI Rel. (%)
		Abs (ind·ha ⁻¹)	Rel. (%)				
AGR							
1	<i>Persea americana</i> Mill.	12	38.46	37.55	22.22	98.23	32.74
2	<i>Annona cherimola</i> Mill.	7	23.08	32.17	22.22	77.47	25.82
3	<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	5	15.38	16.70	22.22	54.31	18.10
4	<i>Erythrina americana</i> Mill.	2	7.69	9.12	11.11	27.93	9.31
5	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	2	7.69	2.48	11.11	21.28	7.09
6	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	2	7.69	1.97	11.11	20.78	6.93
	Total	31	100	100	100	300	100
SAF							
1	<i>Persea americana</i> Mill.	23	58.33	70.18	33.33	161.84	53.95
2	<i>Annona cherimola</i> Mill.	3	8.33	4.03	13.33	25.70	8.57
3	<i>Clethra mexicana</i> DC.	3	8.33	2.69	13.33	24.35	8.12
4	<i>Casimiroa edulis</i> La Llave	2	4.17	11.30	6.67	22.14	7.38
5	<i>Psidium guajava</i> L.	2	4.17	7.63	6.67	18.46	6.15
6	Otras especies	6	17	4	27	48	16
	Total	39	100	100	100	300	100

Sistema	Especie	Densidad		Dom Rel. (%)	Frec Rel. (%)	IVI	IVI Rel. (%)
		Abs (ind·ha ⁻¹)	Rel. (%)				
ZEC							
1	<i>Platanus mexicana</i> Moric.	33	44.44	72.95	23.53	140.93	46.98
2	<i>Annona cherimola</i> Mill.	5	7.41	2.90	11.76	22.08	7.36
3	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	5	7.41	1.65	11.76	20.82	6.94
4	<i>Clethra mexicana</i> DC.	5	7.41	3.65	5.88	16.94	5.65
5	<i>Celastraceae</i> sp	3	3.70	5.64	5.88	15.23	5.08
6	Otras especies	22	30	13	41	84	28
	Total	74	100	100	100	300	100
BMM							
1	<i>Clethra mexicana</i> DC.	67	21.43	33.39	18.18	73.01	24.34
2	<i>Quercus xalapensis</i> Bonpl.	45	14.29	29.27	13.64	57.19	19.06
3	<i>Carpinus tropicalis</i> (Donn.Sm.) Lundell	56	17.86	5.54	13.64	37.03	12.34
4	<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	22	7.14	13.19	9.09	29.43	9.81
5	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	33	10.71	7.94	9.09	27.74	9.25
6	Otras especies	89	29	11	36	76	25
	Total	312	100	100	100	300	100

Abs: Absoluto, Rel: Relativo, Dom: Dominancia, Frec: Frecuencia

El IVFr mostró diferencias en los patrones de jerarquización de las especies con respecto al IVlr (Cuadro 3). En los sistemas conservados, implica que las especies con mayores dimensiones no necesariamente coinciden con las más abundantes o frecuentes. En contraste, en sistemas perturbados la coincidencia entre ambos índices sugiere una simplificación estructural, donde las especies más abundantes son las que ocupan el espacio vertical y horizontal disponible, y la ausencia de individuos emergentes limita la diferenciación en la jerarquía estructural (Castro-Renero *et al.*, 2021).

Cuadro 3: Especies arbóreas con mayor Índice de Valor Forestal Relativo (IVFr) por sistema en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

Sistema	Especie	DN Rel. (%)	Alt Rel. (%)	CC Rel. (%)	IVF	IVF Rel. (%)
AGR						
1	<i>Persea americana</i> Mill.	31.29	43.19	50.38	124.87	41.62
2	<i>Annona cherimola</i> Mill.	43.97	16.34	26.85	87.16	29.05
3	<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	11.62	17.90	12.54	42.06	14.02
4	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	3.44	9.34	3.13	15.91	5.30
5	<i>Erythrina americana</i> Mill.	6.61	5.45	3.80	15.86	5.29
6	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltld. & Cham.	3.07	7.78	3.29	14.14	4.71
	Total	100	100	100	300	100
SAF						
1	<i>Persea americana</i> Mill.	59.98	53.37	69.55	182.91	60.97
2	<i>Clethra mexicana</i> DC.	4.68	14.77	6.83	26.27	8.76
3	<i>Casimiroa edulis</i> La Llave	7.22	8.86	8.26	24.35	8.12
4	<i>Annona cherimola</i> Mill.	9.41	7.39	4.59	21.38	7.13
5	<i>Frangula capreifolia</i> (Schltld.) Grubov	6.25	3.00	4.13	13.39	4.46
6	Otras especies	12.45	12.60	6.64	31.70	10.57
	Total	100	100	100	300	100
ZEC						
1	<i>Platanus mexicana</i> Moric.	58.15	57.25	62.94	178.34	59.45
2	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	4.81	6.09	5.32	16.22	5.41
3	<i>Annona cherimola</i> Mill.	7.50	3.42	4.74	15.67	5.22
4	<i>Clethra mexicana</i> DC.	5.72	6.66	3.19	15.57	5.19
5	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	3.92	4.41	6.25	14.59	4.86
6	Otras especies	19.89	22.18	17.55	59.61	19.87
	Total	100	100	100	300	100
BMM						
1	<i>Clethra mexicana</i> DC.	26.64	26.25	29.26	82.15	27.38
2	<i>Quercus xalapensis</i> Bonpl.	25.67	16.62	22.16	64.45	21.48

Sistema	Especie	DN Rel. (%)	Alt Rel. (%)	CC Rel. (%)	IVF	IVF Rel. (%)
3	<i>Carpinus tropicalis</i> (Donn.Sm.) Lundell	10.88	13.69	12.27	36.84	12.28
4	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	9.64	13.22	12.22	35.09	11.70
5	<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	9.31	7.55	4.67	21.54	7.18
6	Otras especies	17.85	22.66	19.42	59.93	19.98
	Total	100	100	100	300	100

DN: Diámetro normal, Alt: Altura, CC: Cobertura de copa, Rel: Relativo

En el componente arbustivo, SAF: las especies cultivadas presentaron una clara dominancia; ZEC: sobresalen especies de vegetación secundaria y nativa; y BMM: presentó una distribución más equitativa entre las especies (Cuadro 4).

Cuadro 4: Especies arbustivas con mayor índice de valor de importancia por sistema en Xochiapulco, Puebla.

Sistema	Especie	Densidad		Dom Rel. (%)	Frec Rel. (%)	IVI	IVI Rel. (%)
		Abs (ind·ha ⁻¹)	Rel. (%)				
SAF							
1	<i>Coffea arabica</i> L.	179	33.33	52.08	25.00	110.42	36.81
2	<i>Sambucus nigra</i> L.	179	33.33	37.62	25.00	95.95	31.98
3	<i>Persea americana</i> Mill.	89	16.67	8.68	25.00	50.35	16.78
4	<i>Hibiscus</i> × <i>rosa-sinensis</i> L.	89	16.67	1.62	25.00	43.29	14.43
	Total	536	100	100	100	300	100
ZEC							
1	<i>Psychotria nervosa</i> Sw.	982	36.67	29.88	22.22	88.77	29.59
2	<i>Piper lapathifolium</i> (Kunth) Steud.	714	26.67	23.77	22.22	72.66	24.22
3	Cyatheaceae sp.	89	3.33	28.67	11.11	43.12	14.37
4	<i>Piper amalago</i> L.	446	16.67	4.44	11.11	32.22	10.74
5	<i>Miconia gracilipes</i> (Gleason) Michelang.	268	10.00	4.51	11.11	25.62	8.54
6	Otras especies	179	7	9	22	38	13
	Total	2679	100	100	100	300	100
BMM							

Sistema	Especie	Densidad		Dom Rel. (%)	Frec Rel. (%)	IVI	IVI Rel. (%)
		Abs (ind·ha ⁻¹)	Rel. (%)				
1	<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	893	21.74	22.51	15.38	59.63	19.88
2	Cyatheaceae sp.	89	2.17	24.57	3.85	30.59	10.20
3	<i>Lyonia</i> sp.	357	8.70	11.24	7.69	27.63	9.21
4	<i>Quercus xalapensis</i> Humb. & Bonpl.	536	13.04	2.30	7.69	23.04	7.68
5	<i>Roldana petasitis</i> (Sims) H. Rob. & Brettell	357	8.70	3.45	7.69	19.84	6.61
6	Otras especies	1875	46	36	58	139	46
	Total	4107	100	100	100	300	100

Abs: Absoluto, Rel: Relativo, Dom: Dominancia, Frec: Frecuencia

3.5.2. Diversidad

La diversidad de especies mostró variaciones asociadas al tipo de manejo (Cuadro 5), con una tendencia general de incremento desde los sistemas perturbados hacia aquellos con menor intervención. En particular, BMM y ZEC registraron valores más altos de diversidad en los componentes arbóreo y arbustivo, mientras que en el componente herbáceo los valores máximos se presentaron en ZEC y SAF, contrastando con los valores bajos registrados en AGR. En los SAF, la diversidad se ubicó en un nivel intermedio, destacando el componente herbáceo, donde se alcanzaron valores relativamente altos. Aunque estos resultados son menores que los reportados por Castro-Renero *et al.* (2021) y García Mayoral *et al.* (2015), esta diferencia se atribuye a variaciones en el manejo y el tipo de sistema agroforestal. Para ZEC, la diversidad supera lo reportado para ambientes ribereños cercanos (Aguilar Luna, 2018); no obstante, es inferior para áreas forestales con perturbación (González-Zamora *et al.*, 2016). En el BMM, la diversidad fue inferior a la reportada para este tipo de vegetación (González-Zamora *et al.*, 2016), lo cual puede atribuirse al esfuerzo de muestreo y a la escala espacial del estudio.

Cuadro 5: Estimadores de riqueza y diversidad por componente forestal en cada sistema de manejo.

Sistema	Estrato	Número total de individuos (N)	Riqueza	D α	H'	S	α
AGR	Arbóreo	13	6	1.95	1.59	0.76	4.32
	Arbustivo	-	-	-	-	-	-
	Herbáceo	39	5	1.09	0.70	0.32	1.52
SAF	Arbóreo	24	9	2.52	1.52	0.64	5.23
	Arbustivo	6	4	1.67	1.33	0.72	5.24
	Herbáceo	204	19	3.38	2.44	0.88	5.12
ZEC	Arbóreo	27	12	3.34	1.99	0.77	8.28
	Arbustivo	30	7	1.76	1.59	0.75	2.87
	Herbáceo	253	20	3.43	2.64	0.91	5.10
BMM	Arbóreo	28	13	3.60	2.30	0.88	9.43
	Arbustivo	46	18	4.44	2.59	0.90	10.89
	Herbáceo	123	12	2.29	2.17	0.86	3.29

D α : riqueza de Margalef, H': Shannon-Wiener, S: Simpson, α : alfa de Fisher

La prueba de t modificada por Hutchenson ($p \leq 0.05$) evidenció las siguientes diferencias significativas: componente arbóreo, entre AGR-BMM y SAF-BMM; en el componente arbustivo, entre BMM-ZEC; y en el componente herbáceo se registraron diferencias significativas en todas las comparaciones.

3.5.3. Similitud florística

Evidenció un bajo grado de similitud entre sistemas, con variaciones entre los componentes (Cuadro 6).

Cuadro 6: Similitud florística por componente forestal entre sistemas por Sorensen cuantitativo.

Sistemas comparados		Arbóreo		Arbustivo		Herbáceo	
Sistema A	Sistema B	spp. compartidas	ISct	spp. compartidas	ISct	spp. compartidas	ISct
AGR	BMM	1	0.05	0	-	0	0.0000
AGR	SAF	3	0.43	0	-	2	0.0165
AGR	ZEC	3	0.20	0	-	0	0.0000
BMM	SAF	2	0.12	0	0.00	1	0.0306
BMM	ZEC	4	0.18	3	0.11	3	0.0798
SAF	ZEC	2	0.16	0	0.00	1	0.1488

ISct: índice de Sorensen cuantitativo, spp: especies

En el componente arbóreo, la similitud obtenida fue en su mayoría baja, a excepción de la comparación AGR-SAF, con una similitud de 0.43, lo que coincide con la dominancia de especies compartidas y refuerza la agrupación estructural observada. En contraste, la diferenciación florística más destacada fue entre BMM-AGR (0.05).

Para los componentes arbustivo y herbáceo se obtuvieron valores de similitud muy bajos en todas las comparaciones, lo que evidencia una alta diferenciación florística entre los sistemas, aun cuando algunos de ellos mostraron patrones estructurales similares.

3.6. Conclusiones

Los resultados obtenidos confirman que el tipo de manejo de la tierra modifica significativamente la estructura, diversidad y composición de la vegetación de los componentes forestales en los sistemas evaluados. La intensidad de manejo actuó como un filtro ecológico que simplificó la complejidad estructural y favoreció la predominancia de unas pocas especies en los sistemas con perturbación; en contraste, los sistemas con menor grado de perturbación lograron conservar una organización vertical más compleja y una distribución más equilibrada de las especies. Asimismo, el hecho de que los árboles, arbustos y herbáceas respondan de manera distinta ante el manejo muestra que el efecto del manejo no es homogéneo, sino que depende del componente forestal. El manejo de la tierra no solo modifica la vegetación, sino que también modifica su estructura y funcionamiento ecológico a escala local.

3.7. Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación; a la Universidad Autónoma Chapingo. A la población de Atzlan, por la autorización otorgada para la realización de este trabajo en sus tierras ejidales, al Dr. Claudio Romero Díaz y familia por su disponibilidad y apoyo durante el trabajo de campo.

3.8. Literatura Citada

- Aguilar Luna, J. M. E. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea de un bosque de galería en el estado de Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 230–252. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.154>
- Alanís Rodríguez, E., Mora Olivo, A., & Marroquín de la Fuente, J. S. (2020). Muestreo ecológico de la vegetación. Editorial Universidad UANL. https://www.researchgate.net/publication/343137042_Muestreo_Ecologico_de_la_vegetacion
- Castro-Renero, E. D., Valdez-Hernández, J. I., Ángeles-Pérez, G., & Ramírez Valverde, G. (2021). Stand Structure and Tree Diversity In Three Land Management Systems In Palmagtitán, Sierra Norte De Puebla. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 24(82). <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.56369/tsaes.3552>
- Corella Justavino, F., Valdez Hernández, J. I., Centina Alcalá, V. M., González Cossio, F. V., Trinidad Santos, A., & Aguirre Rivera, J. R. (2001). Estructura Forestal de un Bosque de Mangle en el Estado de Tabasco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 26(90), 73–102.
- Cottam, G., & Curtis, J. T. (1956). The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology*, 37(3), 451–460.
- Ebratt Matute, D. (2022). Composición florística y estructura de las especies de sombrero en los sistemas agroforestales de cacao (*Theobroma cacao* L.) en la subregión de los Montes de María, Bolívar-Colombia. *Intropica*, 47–60. <https://doi.org/10.21676/23897864.4495>
- FMCN, CONAFOR, USAID, & USFD. (2018). “Manual para muestrear la vegetación en bosques, selvas, zonas áridas y semiáridas”, BIOCOMUNI-Monitoreo Comunitario de la Biodiversidad, una guía para núcleos agrarios. <https://sgi-biodiversidad.cnf.gob.mx/biocomuni/>
- Fortanelli-Martínez, J., García-Pérez, J., & Castillo-Lara, P. (2014). Estructura y composición de la vegetación del bosque de niebla de Copalillos, San Luis Potosí, México. *Acta Botánica Mexicana*, (106), 161–186. <https://doi.org/10.21829/abm106.2014.218>
- García, E. (2004). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (Quinta edición). Instituto Nacional de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- García Mayoral, L. E., Valdez Hernández, J. I., Luna Cavazos, M., & López Morgado, R. (2015). Estructura y diversidad arbórea en sistemas agroforestales de café en la Sierra Atoyac, Veracruz. *Madera y Bosques*, 21(3), 69–82.
- González Medrano, F. (2005). La vegetación. In G. Sánchez-Ramos, P. Reyes-Castillo, & R. Dirzo (Eds.), *Historia Natural de la Reserva de la Biosfera El*

- Cielo, Tamaulipas, México (pp. 88–105). Universidad Autónoma de Tamaulipas.
- González-Zamora, A., Esperón-Rodríguez, M., & Barradas, V. L. (2016). Mountain cloud forest and grown-shade coffee plantations: A comparison of tree biodiversity in central Veracruz, Mexico. *Forest Systems*, 25(1), 1–11. <https://doi.org/10.5424/fs/2016251-07538>
- Gual-Díaz, M., & Rendón-Correa, A. (2017). Los Bosques Mesófilos De Montaña De México. *Agroproductividad*, 10(1), 3–9. <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/930/789>
- Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. In I. Olkin (Ed.), *Contributions to Probability and Statistics* (pp. 278–292). Stanford University Press.
- López Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez González, J. C., González-Tagle, M. A., & Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23(1), 39. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Martínez-Bernal, A., Vasquez-Velasco, B., Ramírez-Arriaga, E., Zárate-Hernández, M. del R., Martínez-Hernández, E., & Téllez-Valdés, O. (2021). Composition, structure and diversity of tree and shrub strata in a tropical deciduous forest at Tehuacán Valley, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92, 1–16. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3713>
- Monarrez-González, J. C., González-Elizondo, M. S., Marquez-Linares, M. A., Gutiérrez-Yurrita, P. J., & Pérez-Verdin, G. (2020). Effect of forest management on tree diversity in temperate ecosystem forests in northern Mexico. *PLOS ONE*, 15(5), 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0233292>
- Mostacedo, B., & Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Editora El País. https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/Pnacl893.pdf
- Ortega-Baranda, V., Valdez-Hernández, J. I., García-Moya, E., & Rodríguez-Trejo, D. A. (2017). Structure and diversity of tree vegetation in three reliefs on the Oaxaca coast. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 23(2), 173–184. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2016.02.009>
- Pignataro, A. G., Levy Tacher, S. I., Aguirre Rivera, J. R., Nahed Toral, J., González Espinosa, M., & Rendón Carmona, N. (2016). Silvopastoral systems of the Chol Mayan ethnic group in southern Mexico: Strategies with a traditional basis. *Journal of Environmental Management*, 181, 363–373. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.036>

- Pollard, J. H. (1971). On Distance Estimators of Density in Randomly Distributed Forests. *Biometrics*, 27(4), 991–1002. <https://doi.org/10.2307/2528833>
- Posit Software, P. (2026). RStudio (2026.01.0+392). Posit Software, PBC. <https://posit.co/download/rstudio-desktop/>
- Ramírez Santiago, R., Ángeles Pérez, G., Hernández de La Rosa, P., Cetina Alcalá, V. M., Plascencia Escalante, O., & Clark-Tapia, R. (2019). Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531818>
- Rodríguez Acosta, Maricela., Villaseñor, J. Luis., Coombes, A. J., & Cerón Carpio, A. B. (2014). Flora del estado de Puebla, México. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Romero-Santamaría, A., Fermín Escobar, J. B., & Tejero Diez, J. D. (2024). Levantamiento florístico de un bosque mesófilo de montaña en la Sierra Norte de Puebla, México. *Acta Botánica Mexicana*, (131). <https://doi.org/10.21829/abm131.2024.2378>
- Royal Botanic Gardens Kew. (2025). Plants of the World Online. <https://powo.science.kew.org/>
- Sánchez Hernández, M. Á., Fierros González, A. M., Velázquez Martínez, A., De los Santos Posadas, H. M., Aldrete, A., & Cortés Díaz, E. (2018). Estructura, riqueza y diversidad de especies de árboles en un bosque tropical caducifolio de Morelos. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(46). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i46.115>
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591. <https://doi.org/10.2307/2333709>
- Sovann, C., Tagesson, T., Vestin, P., Sakhoen, S., Kim, S., Kok, S., & Olin, S. (2025). Land-cover change alters stand structure, species diversity, leaf functional traits, and soil conditions in Cambodian tropical forests. *Biogeosciences*, 22(18), 4649–4677. <https://doi.org/10.5194/bg-22-4649-2025>
- Tzompa-Coatl, R., Cerón-Carpio, A. B., Mendoza-Ruiz, A., & Ceja-Romero, J. (2022). Riqueza específica y distribución de licófitas y helechos por tipos de vegetación, en la Sierra Norte de Puebla, México. *Acta Botánica Mexicana*, (129). <https://doi.org/10.21829/abm129.2022.2063>
- Vargas-Rueda, A. F., Rivera-Hernández, J. E., Álvarez-Aquino, C., Salas-Morales, S. H., Alcántara-Salinas, G., & Pérez-Sato, J. A. (2021). Composición florística del bosque mesófilo de montaña perturbado y sus ecotonos en el Parque Nacional Cañón del Río Blanco, Veracruz, México. *Acta Botánica Mexicana*, (128), 1–37. <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1715>

- Velasco-García, M. V., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Herrera, C., & Hernández-Hernández, M. L. (2017). Atributos dendrométricos, estructura poblacional y diversidad de estadios de *Dioon holmgrenii* (Cycadales: Zamiaceae). *Revista de Biología Tropical*, 65(4), 1609. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i4.26980>
- Villaseñor, J. L. (2016). Checklist of the native vascular plants of México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(3). <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.017>
- Villaseñor, J. L., & Ortiz, E. (2017). El Bosque Húmedo De Montaña En El Estado De Veracruz, México. *Agro Productividad*, 10(1). <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/933/792>
- Zamora-Crescencio, P., Rico-Gray, V., Barrientos-Medina, R. C., Puc-Garrido, E. C., Villegas, P., Domínguez-Carrasco, M. R., & Gutiérrez-Báez, C. (2017). Estructura y composición florística de la selva mediana subperennifolia en Bethania, Campeche, México. *Polibotánica*, 0(43). <https://doi.org/10.18387/polibotanica.43.3>

CAPÍTULO 4. AVIFAUNA EN TRES CONDICIONES CON PERTURBACIÓN APARENTE EN UN BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA; XOCHIAPULCO, PUEBLA

AVIFAUNA IN THREE APPARENT DISTURBANCE CONDITIONS IN A TROPICAL MONTANE CLOUD FOREST; XOCHIAPULCO, PUEBLA

René Yanny Olguín-Luna¹, Saúl Ugalde-Lezama², Beatriz Cecilia Aguilar-Vázquez¹, Alejandro Corona-Ambríz¹

¹Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales (DICIFO). Km 38.5 carretera México-Textcoco. C. P. 56230. Textcoco, Estado de México, México.

²Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos. km 38.5 carretera México-Textcoco. C. P. 56230. Textcoco, Estado de México, México.

4.1. Resumen⁶

El objetivo del presente estudio fue determinar los patrones de diversidad y estructura de la comunidad avifaunística presente en un Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) con perturbación aparente en Atzalan, Xochiapulco, Puebla. Se evaluaron tres condiciones de perturbación aparente y un relicto de BMM mediante un Diseño de Muestreo Sistemático en cuadrícula. La recopilación de datos se realizó de junio de 2024 a mayo de 2025 mediante un esquema mixto de Recuento en punto con radio fijo y búsqueda intensiva. Se estimó riqueza (Jackknife 1), Abundancia Relativa (IAR), diversidad (Shannon-Wiener; H') y similitud (Jaccard; J). Se aplicó Kruskal-Wallis para identificar diferencias significativas entre condiciones y χ^2 para estimar la proporción de éxito de registro. Para visualizar gráficamente la similitud entre estimadores se aplicó un Análisis de Clusterización Jerárquica (ACJ). Se registraron 3 944 individuos correspondientes a 183 especies; Jackknife 1 estimó 221 especies; con un IAR promedio de 0.54; H' de 4.26 y J de 39%. Kruskal-Wallis evidenció diferencias significativas ($p < 0.05$) en riqueza y diversidad entre condiciones, mientras que χ^2 no mostró diferencias significativas en riqueza ni abundancia. Los resultados resaltan la importancia de la heterogeneidad del paisaje y de los relictos de BMM para el mantenimiento de la diversidad avifaunística regional. Asimismo, permitieron inferir los efectos de la modificación del hábitat sobre la biodiversidad local y aportar información básica para futuros estudios y estrategias de conservación en esta área particular de México.

⁶ Tesis de Maestría en Ciencias: Programa en Ciencias Forestales y del Ambiente, Universidad Autónoma Chapingo.

Autor: René Yanny Olguín Luna.

Director de Tesis: Saul Ugalde Lezama.

Palabras clave: aves; bosques de niebla; diversidad avifaunística; perturbación aparente; riqueza de especies; Sierra Norte de Puebla.

4.2. Abstract⁷

The objective of this study was to determine the patterns of diversity and structure of the avian community present in a Tropical Montane Cloud Forest (TMCF) with apparent disturbance in Atzalan, Xochiapulco, Puebla. Three conditions with apparent disturbance and one relict TMCF condition were evaluated using a systematic grid sampling design. Data collection took place from June 2024 to May 2025 using a mixed scheme of fixed-radius point counts and intensive searches. Species richness (Jackknife 1), relative abundance (IAR), diversity (Shannon-Wiener; H'), and similarity (Jaccard; J) were estimated. The Kruskal-Wallis test was applied to identify significant differences among conditions, while chi-square (χ^2) tests were used to evaluate differences in recording success. Hierarchical Cluster Analysis (HCA) was applied to graphically visualize similarity patterns in richness and abundance among conditions. A total of 3 944 individuals representing 183 species were recorded; Jackknife 1 estimated 221 species, with an average IAR of 0.54, H' of 4.26, and J of 39%. The Kruskal-Wallis test revealed significant differences ($p < 0.05$) in species richness and diversity among conditions, while χ^2 did not show significant differences in richness or abundance. The results highlight the importance of landscape heterogeneity and TMCF relicts for maintaining regional avian diversity. Furthermore, they allowed the indirect inference of habitat modification effects on local biodiversity and provide baseline information for future studies and conservation strategies in this region of Mexico.

Key words: apparent disturbance; avian diversity; birds; cloud forests; Sierra Norte de Puebla; species richness

⁷ Master's Thesis, Forestry and Environmental Sciences Program, Chapingo Autonomous University.

Author: René Yanny Olguín Luna.

Thesis Advisor: Saul Ugalde Lezama.

4.3. Introducción

Las aves conforman uno de los taxa más diversos y con mayor distribución en el planeta, con 10699 especies reconocidas a nivel mundial (Gill y Prum, 2019); se distribuyen en casi todos los ecosistemas terrestres y marinos, lo que evidencia su elevada adaptabilidad (Navarro-Sigüenza, *et al.*, 2014). A escala global, enfrentan múltiples amenazas asociadas principalmente a la pérdida y fragmentación del hábitat, resultado del cambio climático, explotación directa y factores antropogénicos, que han provocado disminuciones poblacionales y alteraciones en la composición de las comunidades de aves en diferentes partes del mundo, colocando a algunas especies en alguna categoría de riesgo (Gill y Prum, 2019; Ramos-Mosquera *et al.*, 2024). No obstante, cumplen funciones ecológicas fundamentales que coadyuvan al mantenimiento de la estructura y funcionalidad de los ecosistemas (Serna-Lagunes *et al.*, 2023; Hernández-Dávila *et al.*, 2025).

México concentra aproximadamente el 11 % de las aves del mundo, de las cuales cerca del 20% son endémicas del país. Esta riqueza es producto de la compleja orografía y de la ubicación estratégica del país. Esta diversidad se distribuye en diversos ecosistemas, desde zonas áridas hasta selvas altas perennifolias; particularmente en regiones tropicales y montañosas de alta complejidad estructural, mismas que han enfrentado pérdida y fragmentación de hábitats naturales, resultado de diversos cambios uso del suelo (Navarro-Sigüenza, *et al.*, 2014). Uno de los ecosistemas de mayor relevancia para este taxa el Bosque Mesófilo de Montaña (BMM), mismos que parecen concentrar una buena proporción de la avifauna nacional, un alto número de endemismos y especies protegidas (Caballero-Cruz *et al.*, 2020; Hernández-Dávila *et al.*, 2025); por lo que, este ecosistema es reconocido como uno de los más diversos y amenazados de México (Villaseñor, 2010; Dáttilo *et al.*, 2024).

En la Sierra Norte de Puebla se localizan importantes remanentes de este ecosistema, particularmente en el ejido de Atzalan, municipio de Xochiapulco, Puebla, donde aún persisten áreas representativas del BMM inmersas en un paisaje heterogéneo con distintas condiciones de manejo y perturbación. No obstante, en esta zona la avifauna enfrenta diversas problemáticas locales asociadas a la modificación estructural del bosque y a la fragmentación del ecosistema, derivadas del cambio de uso de suelo por actividades agrícolas y pecuarias, aunadas al crecimiento de la mancha urbana. A ello se suman problemáticas socioculturales, como el establecimiento del conflicto potencial, basado en la cosmovisión de los pobladores hacia algunas especies avifaunísticas consideradas plaga, mismas que pueden afectar a los productores y campesinos; así como el rechazo o la repulsión hacia ciertas aves, impulsado por supersticiones locales. Además, el tráfico ilegal de especies canoras y de ornato, representan una presión adicional sobre las poblaciones de aves a escala local. A pesar de ello, las aves parecen jugar un rol preponderante dado que en ecología funcional de sistemas responden a modificaciones del hábitat mediante cambios en la riqueza, diversidad y composición de sus ensamblajes (Rappole *et al.*, 1998; Lantschner y Rusch, 2007). Además de participar en las redes tróficas, contribuyendo al control de potenciales plagas forestales y como dispersores de semillas y polinizadores (Serna-Lagunes *et al.*, 2023). Debido a su sensibilidad ante alteraciones del ambiente, se consideran indicadores útiles para evaluar la integridad ecológica de los ecosistemas (Loera-Casillas *et al.*, 2022). A pesar de la relevancia ecológica del BMM, y de la importancia ecológica de la avifauna en Atzalan; estudios cualitativos y cuantitativos, del efecto potencial de la perturbación sobre la estructura de los ensamblajes avifaunísticos son nulos; menos aún, en los que se considere el contraste entre condiciones de perturbación por cambio de uso de suelo hacia actividades agroforestales, y su referente con vegetación natural de BMM. Por lo tanto, el objetivo de la presente fue determinar los patrones de diversidad de una comunidad avifaunística presente en tres condiciones de perturbación aparente inmersos en un Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

4.4. Materiales y Métodos

El área de estudio se localizó en el ejido de Atzalan (19° 53' 40", 19° 54' 43" N; 97° 36' 35", 97° 37' 36" W; 1564 msnm) municipio de Xochiapulco, Puebla; contó con una superficie total de 147 ha, donde se identificaron tres condiciones de perturbación aparente; y vegetación natural: A) Terrenos Agrícolas (AGR); B) Sistemas Agroforestales (SAF); C) Zona Ecoturística (ZEC); y D) Bosque Mesófilo de Montaña (BMM). Para la selección de las Unidades Muestrales (UM), se implementó un Diseño de Muestreo Sistemático, en forma de cuadrícula (Herrera Haro y García Artiaga, 2021); en cada una de ellas, se eligieron siete UM (puntos de muestreo), a excepción de AGR, que contó con seis (Figura 5). Con el objeto de asegurar una cobertura adecuada, e independencia estadística de los datos registrados, se contempló una distancia predeterminada de 200 m entre cada UM (Ralph *et al.*, 1996; BC Ministry of Forests, 2003).

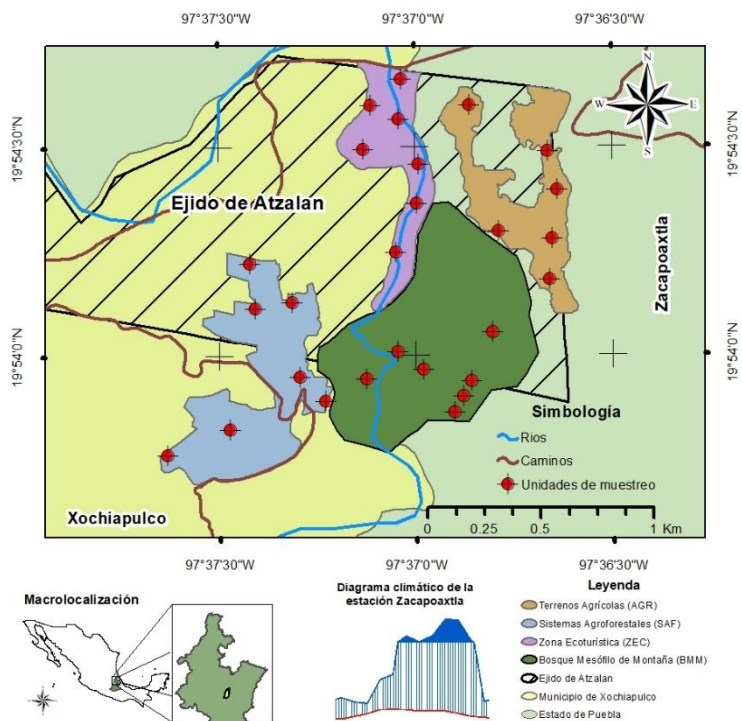


Figura 5: Localización del área de estudio en el ejido Atzalan, municipio de Xochiapulco, en la Sierra Norte de Puebla.

De junio de 2024 a mayo de 2025; se realizó de manera mensual, un total de 12 visitas a cada UM, esto en base al diseño de muestreo implementado. Con el objeto de incrementar la probabilidad de detección y reducir el sesgo en la identificación de aves, se implementó un esquema mixto: Recuento en punto con radio fijo de 25 m, y búsqueda intensiva (Hutto *et al.* 1986; Romero-Díaz *et al.* 2022). El registro de individuos se realizó entre las 06:00 y 12:00 h (para registrar la variabilidad diurna en la presencia de especies, se empleó una rotación horaria por punto de monitoreo en cada muestreo); en cada UM (Ralph *et al.*, 1996; López de Casenave *et al.*, 1998). La observación se desarrolló con binoculares Bushnell 8x42, y la identificación a través de guías estándar (Peterson & Chalif, 1989; Dunn y Alderfer, 2017; Floyd, 2025). La actualización de la nomenclatura taxonómica se desarrolló de acuerdo con la lista de *American Ornithological Society* (Chesser *et al.*, 2025). Para determinar el estatus de conservación se aplicaron los criterios establecidos por la (SEMARNAT, 2010) y IUCN (2015).

La riqueza de especies se estimó mediante Jackknife 1 (Burnham y Overton, 1978; Niño-Maldonado *et al.*, 2024); la Abundancia Relativa con el estimador del mismo nombre (Mandujano, 2019, 2024); para diversidad se empleó Shannon-Wiener (Shannon, 1948; Hernández-Dávila *et al.*, 2025); y la similitud Jaccard (Jaccard, 1901; Ramos-Mosquera *et al.*, 2024). Dichos parámetros se analizaron en EstimateS versión 9.1 (Colwell, 2019). Para identificar posibles diferencias en los estimadores, entre condiciones, al no cumplirse los supuestos de Normalidad (Shapiro y Wilk, 1965) y Homogeneidad en las varianzas (Levene, 1960), se utilizó Kruskal-Wallis. Para visualizar gráficamente los patrones de similitud en la riqueza y abundancia se usaron Análisis de Clusterización Jerárquica (ACJ) (Sandoval, 2019), con Distancia Euclidiana y Método de Ward (Ward, 1963). Dichos análisis se ejecutaron en XLSTAT v 2019.2.2 (Addinsoft, 2019). La proporción en el éxito de registro en la riqueza y abundancia se evaluó con pruebas de χ^2 (Vides-Hernández *et al.*, 2017), estos se analizaron en JMP ver. 19.11 (JMP Statistical Discovery LLC, 2025). En todos los casos de análisis se consideró un $\alpha = 0.05$.

4.5. Resultados y Discusión

Se registraron 183 especies de aves, distribuidas en 12 órdenes, 35 familias y 120 géneros. De estas, 31 fueron compartidas entre condiciones; 12 exclusivas de AGR; 18 de SAF; 15 de ZEC; y 20 de BMM. El orden dominante fue Passeriformes, con 142 especies (77.5 %) agrupadas en 22 familias y 87 géneros (Apéndice 2).

El estimador de Jackknife 1, exhibió valores porcentuales promedio de registro para: A) AGR, 37.6; B) SAF, 41.5; C) ZEC, 42.3; D) BMM, 42.3; E) General del 90.8% de las especies que teóricamente están presentes (Figura 6).

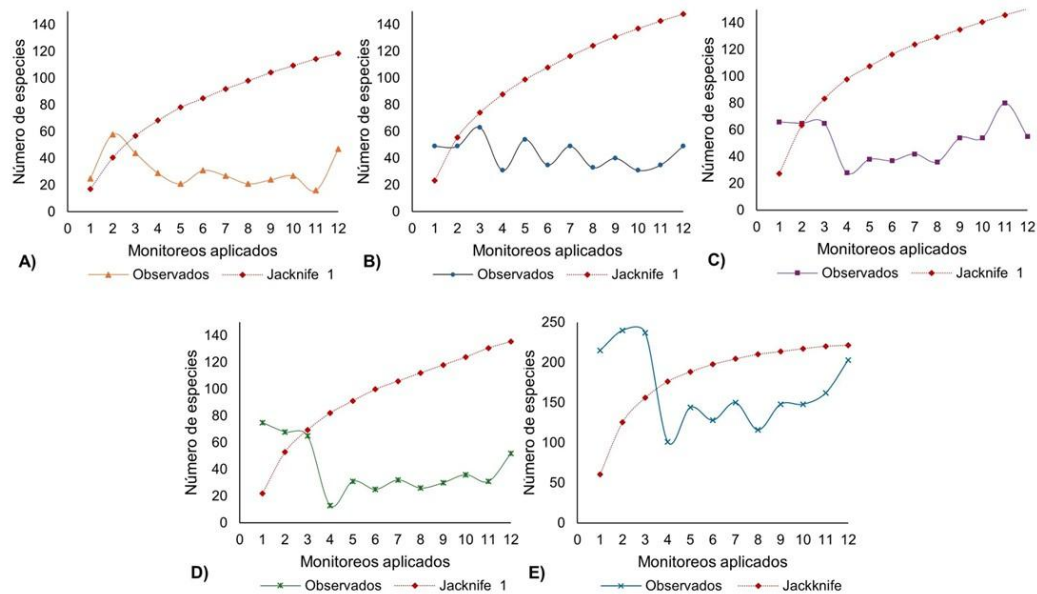


Figura 6:Curvas de Rarefacción de las especies observadas vs. estimadas obtenidas mediante Jackknife 1 en las condiciones: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

La riqueza registrada representa el 37.6 % de la avifauna reportada para la Sierra Norte de Puebla y el 29.9 % del total registrado a nivel estatal (Jiménez-Moreno *et al.*, 2023). Dicha tendencia fue consistente con estudios realizados en la Sierra Madre Oriental, donde tal estimador fue asociado a paisajes heterogéneos con distintos tipos de vegetación y usos de suelo, por ejemplo, SAF y relictos de BMM (Martínez Morales, 2007; Villa-Bonilla *et al.*, 2008; Leyequien y Toledo, 2009). Asimismo, las diferencias entre riqueza observada y la estimada reflejan la

Se registraron un total 3 944 (E; General) individuos, repartidos en: A) AGR=953; B) SAF=1 089; C) ZEC=1 102; D) BMM=800 individuos. El IAR exhibió valores porcentuales promedio de: A) AGR=1.22; B) SAF=0.96; C) ZEC=0.90; D) BMM=1.04; y General E) de 0.54. Las especies con mayor abundancia relativa por condición fueron: A) AGR, *Haemorrhous mexicanus*; B) SAF, *H. mexicanus*; C) ZEC, *Sayornis nigricans*; D) BMM, *Vireo leucophrys*; E) General, *H. mexicanus* (Figura 7).

Figura 7: Índice de Abundancia Relativa (IAR) de las especies de aves en las condiciones: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

tolerancia a la perturbación y limitar la permanencia de aquellas con requerimientos ecológicos específicos (Serna-Lagunes *et al.*, 2023; Castillo y Luna Solarte, 2024). En este contexto Connell (1978) en su teoría del disturbio intermedio señala como espacios con mediano grado de perturbación, tal como los SAF y ZEC, pueden disponer de nichos ecológicos diferenciales que permiten la coexistencia de una mayor diversidad de especies, tal como se evidenció en el presente estudio. Bajo el mismo tenor Villa-Bonilla *et al.* (2008) y Hernández-Dávila *et al.* (2025) puntualizan como ambientes montañosos y templados con alta heterogeneidad estructural disponen mayor proporción de recursos, tales como, alimento, sitios de percha, anidación, agua, espacio, distancia de escape, entre otros; y contribuyen a favorecer la coexistencia intra e interespecífica entre especies bajo distintas estrategias ecológicas. En el mismo plano Sandoval, (2019) y Castillo y Luna Solarte (2024) señalan como espacios de transición (ecotonos) entre ambientes conservados y con cierto grado de perturbación, como los SAF analizados, generan nichos de oportunidad y una mayor disponibilidad de recursos lo que permite una mayor presencia de especies, comparable al bosque circundante.

En contraste, ambientes con alta actividad antropogénica y poca complejidad estructural, presentan una reestructuración de las comunidades avifaunísticas en función del gradiente de perturbación, favoreciendo la dominancia de unas pocas especies (Martínez Morales, 2007; Ramos-Mosquera *et al.*, 2024). Esta dominancia está dada por la pérdida de continuidad del bosque, la cual genera vacíos ecológicos, que son aprovechados por especies colonizadoras con menores exigencias en cuanto a calidad de hábitat, presentan una mayor capacidad de adaptación y flexibilidad alimenticia (Serna-Lagunes *et al.*, 2023; Castillo y Luna Solarte, 2024).

El estimador de Shannon-Wiener mostró valores promedio para cada condición de: A) AGR, $H' = 3.5$; B) SAF, $H' = 3.75$; C) ZEC, $H' = 3.89$; D) BMM, $H' = 3.76$; E) General, $H' = 4.26$ (Figura 8).

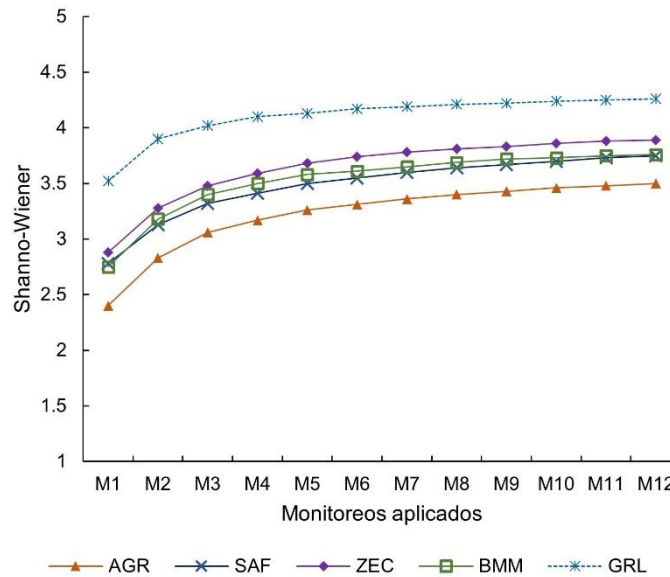


Figura 8: Diversidad de Shannon-Wiener de las aves registradas por monitoreos aplicados en las condiciones: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

El estimador de diversidad sugiere alta diversidad presente en los espacios analizados; se deja patente que, a pesar del gradiente de perturbación aparente, las condiciones ecológicas del hábitat-vegetación aún mantienen los requerimientos necesarios para que estas poblaciones coexistan. Dicho comportamiento concuerda con lo reportado por Castillo y Luna Solarte (2024) quienes puntualizan como ambientes con una estructura vegetal heterogénea, tal como ocurre en ZEC, desarrolla ensamblajes avifaunísticos complejos que permiten una distribución relativamente equitativa al interior de este espacio.

La similitud de los ensamblajes avifaunísticos entre condiciones, registró un promedio de 39 %, con un promedio de 55 especies de aves compartidas entre las condiciones evaluadas (Cuadro 7).

Cuadro 7: Valores porcentuales de similitud de Jaccard de las aves registradas entre las condiciones evaluadas, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

Condiciones comparadas		Especies compartidas	Jaccard
AGR	SAF	55	42.0%
AGR	ZEC	52	37.1%
AGR	BMM	43	31.9%
SAF	ZEC	67	45.6%
SAF	BMM	49	32.5%
ZEC	BMM	64	45.1%
Promedio		55	39.0%

La baja similitud registrada para todas las condiciones analizadas estuvo asociada a la estructura y composición vegetal presente en cada uno de los espacios evaluados; los cuales pueden disponer de nichos de utilización diferenciales que favorecen la coexistencia simpátrica entre las especies. Tal comportamiento fue corroborado por Villa-Bonilla *et al.* (2008) y Basilio-González *et al.* (2022) quienes reportan como en ambientes heterogéneos con cambios marcados en la cobertura vegetal favorecen al desarrollo de una mayor complejidad estructural de la avifauna, asociada a diferentes grados de perturbación. Bajo este enfoque Pérez Cabral *et al.* (2021) mencionan como la presencia de remanentes de bosque, corredores riparios y mosaicos de cobertura vegetal favorecen la conexión de especies a manera de corredor biológico; al mismo tiempo permite disponer de recursos, tales como, alimento, refugio y sitios de anidación, elementos que los sistemas agroforestales o espacios agrícolas por si solos no logran cubrir en su totalidad.

Kruskal-Wallis evidenció que únicamente la riqueza y diversidad presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en los ensamblajes avifaunísticos registrados entre condiciones (Cuadro 8). Los diagramas de caja mostraron una tendencia de incremento de la riqueza y diversidad observada hacia las condiciones menos perturbadas, mientras que la riqueza estimada y abundancia mostraron un mayor traslape entre condiciones y una alta variabilidad entre muestras (Figura 9).

Cuadro 8: Resultados de Kruskal-Wallis para los estimadores de interés en las condiciones evaluadas.

Estimador	χ^2	Grados de libertad	p-value
Abundancia	6.08	3	0.107
Riqueza observada	12.94	3	0.0047*
Riqueza estimada (Jacknife 1)	5.48	3	0.139
Diversidad (H')	14.7	3	0.0021*

* Coeficientes estadísticamente significativos con un $p < 0.05$.

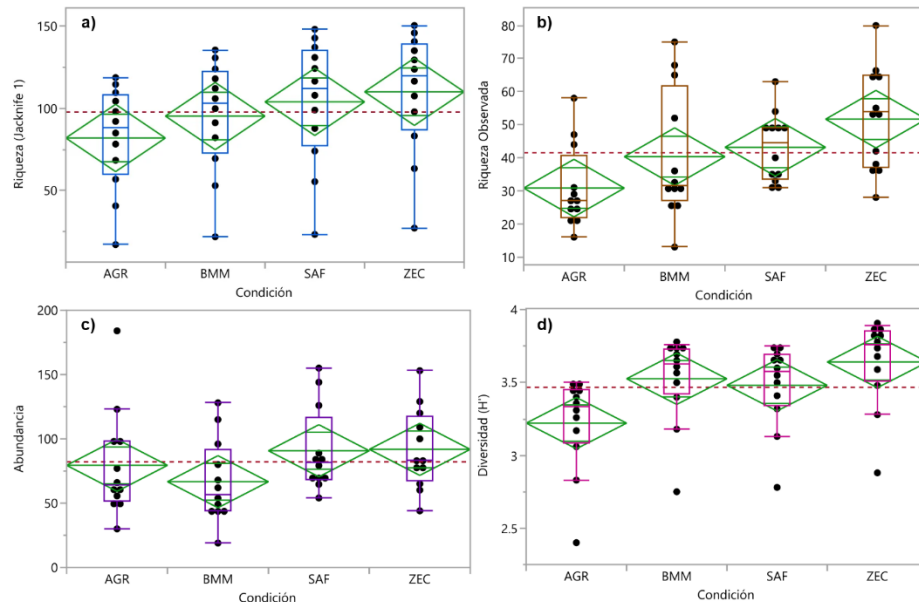


Figura 9: Diagrama de caja para los estimadores de: a) Riqueza de Jackknife 1; b) Riqueza observada; c) Abundancia; d) Diversidad (H'), en las condiciones evaluadas en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

Las diferencias encontradas entre los ambientes evaluados evidencian que las variaciones en la cobertura vegetal y el grado de perturbación aparente influyen significativamente sobre la riqueza observada y la diversidad de los ensamblajes avifaunísticos (Sandoval, 2019; Serna-Lagunes *et al.*, 2023). En contraste, la ausencia de diferencias significativas en la abundancia indica que las modificaciones del hábitat no necesariamente reducen la cantidad de individuos presentes, sino que favorecen procesos de reemplazo de especies en función de

su tolerancia a la perturbación (Romero-Díaz *et al.*, 2022). En el caso de la riqueza estimada (Jackknife 1), la ausencia de diferencias estadísticas sugiere que, aun cuando las condiciones presentaron variaciones en el número de especies observadas, la riqueza potencial entre las condiciones permaneció relativamente similar. Esta tendencia podría estar asociada con la conectividad ecológica y el intercambio de especies dentro del mosaico paisajístico, que es favorecido por la presencia de relictos de bosque y ecotonos (Pérez Cabral *et al.*, 2021).

Los ACJ para la riqueza (Figura 10); y abundancia (Figura 11), mostraron la conformación promedio de tres clústeres, con sus respectivas amalgamaciones, para las condiciones evaluadas.

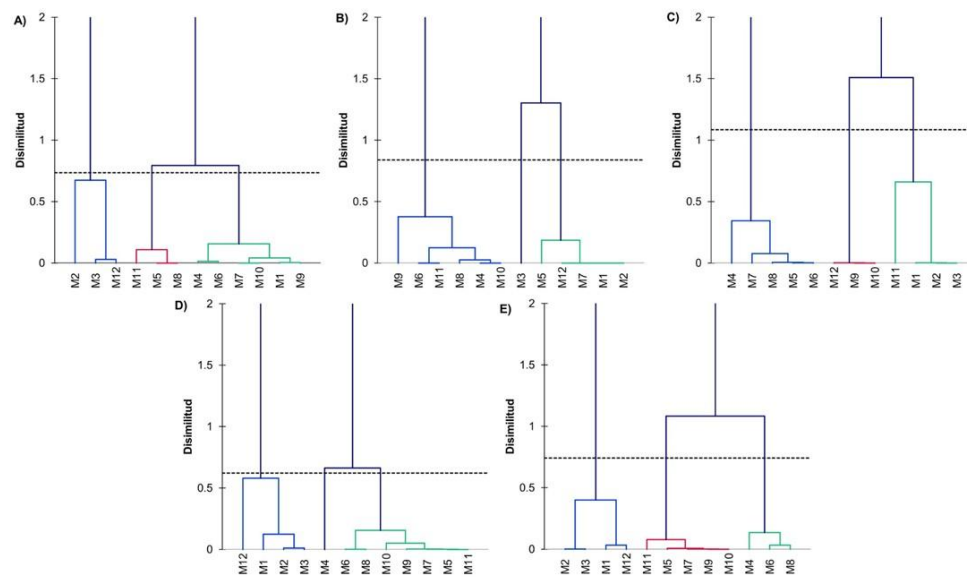


Figura 10: Análisis de Clusterización Jerárquica de la riqueza de especies de aves registradas por muestreo en: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

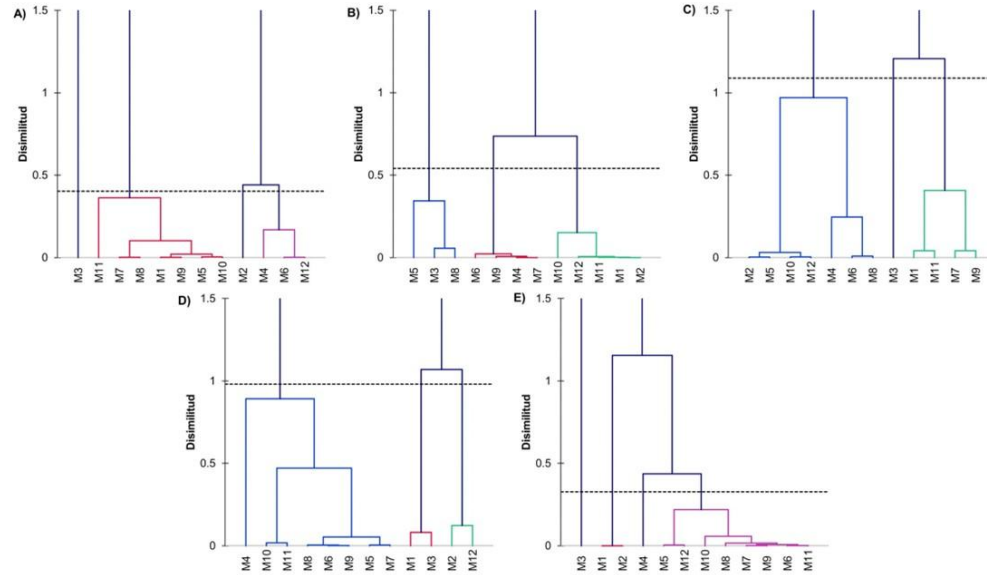


Figura 11: Análisis de Clusterización Jerárquica de la abundancia de especies de aves registradas por muestreo en: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM; E) General, en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

Los patrones observados en el ACJ señalan que la composición y abundancia de los ensamblajes avifaunísticos varía a lo largo del año, lo cual puede relacionarse con la disponibilidad estacional de los recursos, el estatus de residencia (fenología migratoria) y procesos ecológicos que responden a la dinámica poblacional de las especies (Sandoval, 2019; Tobar *et al.*, 2021).

La χ^2 no evidenció diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) en la riqueza ($p = 0.2133$), y abundancia ($p = 0.414$) de aves registradas entre condiciones. Lo que sugiere que los registros obtenidos son consistentes a los estimadores (riqueza y abundancia) teóricamente presentes en el área de estudio.

4.6. Conclusiones

Se logró determinar los patrones de diversidad de una comunidad avifaunística presente en las tres condiciones analizadas en Atzalan, Xochiapulco, Puebla. La diversidad registrada muestra una diferencia marcada entre las condiciones analizadas. La cobertura vegetal con diferente grado de perturbación aparente parece determinar la incidencia de estos organismos. Los SAF analizados representan una estrategia de producción sostenible que permite coadyuvar a la conservación de este grupo taxonómico. En este contexto, el trabajo realizado permitió inferir indirectamente los efectos de la modificación del hábitat sobre la biodiversidad local y aportar información básica que sustente futuros estudios y estrategias de conservación, manejo y aprovechamiento sostenible de este grupo taxonómico en esta región particular de México. Se recomienda ampliar la estructura y composición vegetal en espacios agroforestales con el fin de mejorar y disponer nichos de utilización para estos organismos. En la parte forestal es de interés aplicar estrategias de reforestación, revegetación, traslocación de especies y diferentes acciones de mejora que permitan conservar y ampliar la cobertura vegetal como espacio de utilización para las aves. Adicionalmente es prioritario aplicar un programa de manejo forestal regulado, bajo el principio de aprovechamiento forestal sustentable, amigable con la conservación de los recursos, particularmente la avifauna.

4.7. Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación; a la Universidad Autónoma Chapingo. A la población de Atzalan, por la autorización otorgada para la realización de este trabajo en sus tierras ejidales, al Dr. Claudio Romero Díaz y familia por su disponibilidad y apoyo durante el trabajo de campo.

4.8. Literatura Citada

- Addinsoft. (2019). *XLSTAT statistical and data analysis solution* (XLSTAT 2019.2.2). Addinsoft. <https://www.xlstat.com>
- Almazán-Núñez, R. C., Alvarez-Alvarez, E. A., Ruiz-Gutiérrez, F., Almazán-Juárez, Á., Sierra-Morales, P., y Toribio-Jiménez, S. (2018). Biological survey of a cloud forest in southwestern Mexico: plants, amphibians, reptiles, birds, and mammals. *Biota Neotropical*, 18(2). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0444>
- Basilio-González, R., Hernández-Guzmán, K., Fajardo-Franco, M. L., Aguilar-Tlatelpa, M., y Molina-Mendoza, P. (2022). Estructura de la diversidad en aves y reptiles en la localidad de Lipuntahuaca, Huehuetla, Puebla. *ECUCBA*, 9(17), 192–200. <https://doi.org/https://doi.org/10.32870/ecucba.vi17.226>
- BC Ministry of Forests. (2003). *Vegetation Resources Inventory Ground Sampling Data Collection Procedures for Inaccessible Samples*.
- Burnham, K. P., y Overton, W. S. (1978). Estimation of the Size of a Closed Population when Capture Probabilities vary Among Animals. *Biometrika*, 65(3), 625. <https://doi.org/10.2307/2335915>
- Caballero-Cruz, P., Vargas-Noguez, G., y Ortiz-Pulido, R. (2020). Especies de aves en riesgo en el bosque mesófilo de montaña en cinco AICA de la Sierra Madre Oriental, México. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*, 21(1). <https://doi.org/10.28947/hrmo.2020.21.1.472>
- Castillo, M. L., y Luna Solarte, J. (2024). Diversidad de avifauna en un fragmento de bosque de niebla de San Antonio y km-18, Cali, Colombia. *Revista Novedades Colombianas*, 19(2). <https://doi.org/10.47374/novcol.2024.v19.2548>
- Chesser, R. T., Billerman, S. M., Burns, K. J., Cicero, C., Dunn, J. L., Hernández-Baños, B. E., Jiménez, R. A., Johnson, O., Mason, N. A., y Rasmussen, P. C. (2025). Checklist of North American Birds (online). *American Ornithological Society*. <https://checklist.americanornithology.org/taxa/>
- Colwell, R. K. (2019). *EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from* (9.1.0). University of Connecticut. <https://www.robertkcolwell.org/pages/1407>
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Dáttilo, W., Cabrera-Cruz, S. A., Gallo-Gómez, C. A., Serio-Silva, J. C., y Villegas-Patraca, R. (2024). Current status of the remaining Mexican cloud forests: landscape findings and conservation initiatives. *PeerJ*, 12, 1–19. <https://doi.org/10.7717/peerj.18386>

- Dunn, J. L., y Alderfer, J. K. (2017). *National Geographic Field Guide to the Birds of North America*. National Geographic: 7th edition. (National Geographic).
- Floyd, Ted. (2025). *Field guide to the birds of the United States and Canada* (8th edition). National Geographic.
- Gill, F. B., y Prum, R. O. (2019). *Ornithology* (Fourth Edition). W. H. Freeman and Company.
- Hernández-Dávila, O. A., Sosa, V., y Laborde, J. (2025). Avifauna of cloud forest riparian corridors in a degraded landscape in eastern Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 96, e965529. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2025.96.5529>
- Herrera Haro, J. G., y García Artiaga, C. (2021). *Diseños de Muestreo aplicados a Fauna Silvestre* (Primera Edición). Colegio de Postgraduados.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M., y Hendricks, P. (1986). A Fixed-radius Point Count Method for Nonbreeding and Breeding Season Use. *The Auk*, 103(3), 18. https://scholarworks.umd.edu/biosci_pubs/273/
- IUCN. (2015). *The IUCN Red List of Threatened Species*. versión 2025-2. <https://www.iucnredlist.org>
- Jaccard, P. (1901). Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et du Jura. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 37(142), 547–579. <https://doi.org/https://doi.org/10.5169/seals-266450>
- Jiménez-Moreno, F. J., Rojas-Soto, O., Ramírez-Ordoñez, J. C., Tobón-Sampedro, A., Rose-Burney, J., Lobato García, J. A., Lozano-Pérez, M., González Arrieta, R., Mangas Ramírez, E., Urbina, F., Hernández Balzac, A., Carillo, U. A., Cruz José, R., y Agustín-Serrano, R. (2023). Actualización de la Ornitofauna del Estado de Puebla, México. *LUM*, 4(2), 89–102. https://lum.chiapas.gob.mx/lum/publicaciones/vol_4_2/05_Actualizacion_de_la_orinotofauna_Puebla.pdf
- JMP Statistical Discovery LLC. (2025). *JMP* (19.11). JMP Statistical Discovery LLC. <https://www.jmp.com/>
- Lantschner, M. V, y Rusch, V. (2007). Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de Nothofagus antarctica en el NO Patagónico. *Ecología austral*, 17(1), 99–112. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667782X2007000100009&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. En I. Olkin (Ed.), *Contributions to Probability and Statistics* (pp. 278–292). Stanford University Press.

- Leyequien, E., y Toledo, T. M. (2009). Floras y aves de cafetales: ensambles de biodiversidad en paisajes humanizados. *Biodiversitas*, 83, 7–10. <https://edepot.wur.nl/139361>
- Loera-Casillas, J., Contreras-Martínez, S., Favela-García, F., y Cuevas-Guzmán, R. (2022). Diversidad de aves en un gradiente altitudinal en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. *Revista de Biología Tropical*, 70(1). <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v70i1.47684>
- López de Casenave, J., Pelotto, J. P., Caziani, S. M., Mermoz, M., y Protomastro, J. (1998). Responses of Avian Assemblages to a Natural Edge in a Chaco Semiarid Forest in Argentina. *The Auk*, 115(2), 425–435. <https://doi.org/10.2307/4089201>
- Mandujano, S. (2019). Índice de Abundancia Relativa: RAI. En S. Mandujano y L. A. Pérez-Solano (Eds.), *Fototrampeo en R: Organización y análisis de datos: Volumen 1* (pp. 137–152). Instituto de Ecología A.C. https://www.researchgate.net/publication/340413631_MANDUJANO_S_2019_Indice_de_abundancia_relativa_RAI
- Mandujano, S. (2024). Índice de abundancia relativa y tasa de encuentro con trampas cámara. *Mammalogy Notes*, 10(1), 389. <https://doi.org/10.47603/mano.v10n1.389>
- Martínez Morales, M. Á. (2007). Avifauna del bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78(001). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2007.001.395>
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo, Ma. F., Gordillo-Martínez, A., Peterson, A. T., Berlanga-García, H., y Sánchez-González, L. A. (2014). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 476–495. <https://doi.org/10.7550/rmb.41882>
- Niño-Maldonado, S., Ramírez Ramos, L. M., Gómez-Moreno, V. del C., y López Mancilla, A. (2024). Análisis de la riqueza avifaunística en un fragmento de selva mediana de Tetzacual, Huejutla, Hidalgo, México. *Acta Zoológica Mexicana*, ((N.S.)), 1–17. <https://doi.org/10.21829/azm.2024.4012688>
- Pérez Cabral, J., Faria, D., y Morante-Filho, J. C. (2021). Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. *Forest Ecology and Management*, 481, 118704. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2020.118704>
- Peterson, R. T., y Chalif, E. L. (1989). *Aves de México. Guía de campo. Identificación de todas las especies encontradas en México, Guatemala, Belice y El Salvador*. (Editorial Diana).
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F., y Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. <https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-159>

- Ramos-Mosquera, V., López-Delgado, E., Losada-Prado, S., y Moreno-Palacios, M. (2024). Análisis multitemporal de la biodiversidad aviar en el Centro Universitario Regional del Norte (Tolima, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 72(1), e58133. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v72i1.58133>
- Rappole, J. H., Winker, K., Y Powell, G. V. N. (1998). Migratory Bird Hábitat Use in Southern Mexico: Mist Nets versus Point Counts (Hábitat Utilizado por las Aves Migratorias en México: Redes vs. Conteos de Punto). *Journal of Field Ornithology*, 69(4), 635–643. <http://www.jstor.org/stable/4514368>
- Romero-Díaz, C., Ugalde-Lezama, S., García-Núñez, R. M., Marcos-Rivera, U., y Cruz-Miranda, Y. (2020). Comportamiento trófico de aves insectívoras en sistemas agroforestales inmersos en bosque mesófilo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(2), 241–252. <https://doi.org/10.29312/remexca.v11i2.2298>
- Romero-Díaz, C., Ugalde-Lezama, S., Valdez-Hernández, J., Tarango-Arámbula, L., Olmos-Oropeza, G., y García-Núñez, R. (2022). Ecología trófica de aves insectívoras en sistemas agroforestales y Bosque Mesófilo de Montaña. *Abanico Veterinario*, 12, 1–17. <https://doi.org/10.21929/abavet2022.7>
- Sandoval, L. (2019). Variación mensual y anual de la riqueza y abundancia de aves en un mosaico agrícola periurbano tropical. *Revista de Biología Tropical*, 67(2SUPL), 298–314. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i2SUPL.37253>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). *Norma Oficial Mexicana-NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio*. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5754858&fecha=14/04/2025#gsc.tab=0
- Serna-Lagunes, R., Torres-Cantú, G. B., y García-Martínez, M. Á. (2023). Avifauna en fragmentos de Bosque Mesófilo de Montaña y vegetación secundaria en el municipio de Huatusco, Veracruz. *CienciaUAT*, 06–24. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v18i1.1669>
- Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Shapiro, S. S., y Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591. <https://doi.org/10.2307/2333709>
- Tobar, C. N., Meier, D., Rau, J. R., Ríos-Henríquez, C., Pavés, H., y Santibáñez, A. (2021). Variación estacional de aves en el humedal de Trumao, centro-

sur de Chile. *Iheringia. serie Zoología*, 111. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2021002>

- Vides-Hernández, G. L., Velado-Cano, M. A., Pablo-Cea, J. D., y Carmona-Galindo, V. D. (2017). Patrones de riqueza y diversidad de aves en áreas verdes del centro urbano de San Salvador, El Salvador. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*, 18(2). <https://doi.org/10.28947/hrmo.2017.18.2.294>
- Villa-Bonilla, B., Rojas-Soto, O. R., Colodner-Chamudis, A. G., y Tejeda-Cruz, C. (2008). Inventarios municipales de Avifauna y su aplicación a la conservación: El caso de Zacapoaxtla, Puebla, México. *Ornitología Neotropical*, 19(4), 531–551. https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia_neotropical/vol19/iss4/4/
- Villaseñor, J. L. (2010). *El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico* (Primera Edición). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Universidad Nacional Autónoma de México. <https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/Bosque%20humedo%20de%20montana.pdf>
- Ward, J. H. (1963). Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association*, 58(301), 236. <https://doi.org/10.2307/2282967>

CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES GENERALES

El presente trabajo de investigación permitió evaluar la fisonomía de la vegetación y la diversidad de los ensamblajes avifaunísticos en cuatro condiciones de perturbación aparente en un Bosque Mesófilo de Montaña. Los resultados obtenidos evidenciaron que las condiciones evaluadas presentaron diferencias estadísticamente significativas en la estructura, diversidad y riqueza de la vegetación, así como en la diversidad y riqueza de los ensamblajes avifaunísticos.

Las condiciones con menor perturbación aparente registraron una mayor complejidad estructural y una composición biológica más diversa, mientras que las condiciones con mayor intervención mostraron simplificación estructural y predominancia de un menor número de especies.

Se determinó, que la respuesta al manejo de la tierra no fue homogénea entre los componentes forestales, lo que evidencio variaciones en la estructura y composición vegetal entre condiciones. De igual forma, los patrones observados en los ensamblajes avifaunísticos indicaron diferencias asociadas con el recambio de especies y de similitud composicional entre condiciones.

En conjunto, los resultados confirmaron que el incremento de la perturbación aparente se asocia con modificaciones en la estructura y diversidad vegetal, así como con cambios en la diversidad y composición de los ensamblajes avifaunísticos. La investigación generó información básica sobre la vegetación y avifauna del área de estudio, la cual es esencial para futuros trabajos de monitoreo, conservación y manejo de los recursos forestales para esta zona del país.

APÉNDICES

Apéndice 1: Listado de especies identificadas para cada componente forestal por sistema de manejo en Atzalan, Xochiapulco, Puebla.

No.	Familia/ Especie	Origen	Componente			Sistema			
			Ar	Arb	Herb	AGR	SAF	ZEC	BMM
	Actinidiaceae								
1	<i>Saurauia aspera</i> Turcz.	N	x					x	x
	Altingiaceae								
2	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	N	x					x	
	Annonaceae								
3	<i>Annona cherimola</i> Mill.	Ex	x			x	x	x	
	Apiaceae								
4	<i>Sanicula</i> sp.	S/D			x			x	x
	Araliaceae								
5	<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	N	x	x					x
	Aspleniaceae								
6	<i>Blechnum occidentale</i> L.	N			x				x
	Asteraceae								
7	<i>Ageratina pichinchensis</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	N		x				x	
8	<i>Bidens pilosa</i> L.	N			x		x		
9	<i>Erigeron</i> sp.	S/D			x	x			
10	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	N			x		x		
11	<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz & Pav.	N			x		x		
12	<i>Galinsoga</i> sp.	S/D			x		x		
13	<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	N			x			x	
14	<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	N			x		x		
15	<i>Leiboldia serrata</i> (D. Don) Gleason	En			x				x
16	<i>Roldana petasitis</i> (Sims) H. Rob. & Brettell	N		x					x
17	<i>Simsia amplexicaulis</i> (Cav.) Pers.	N			x		x		
18	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i> F.H. Wigg.	Ex			x			x	
19	<i>Telanthophora grandifolia</i> (Less.) H. Rob. & Brettell	N	x					x	
20	<i>Youngia japonica</i> (L.) DC.	Ex			x			x	
	Betulaceae								
21	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	N	x			x		x	
22	<i>Carpinus tropicalis</i> (Donn.Sm.) Lundell	N	x						x

No.	Familia/ Especie	Origen	Componente				Sistema			
			Ar	Arb	Herb	AGR	SAF	ZEC	BMM	
	Brassicaceae									
23	<i>Cardamine flexuosa</i> With.	Ex			x				x	
	Caryophyllaceae									
24	<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	N			x				x	
25	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Schult.	N			x		x			
	Celastraceae									
26	<i>Celastraceae</i> sp.	S/D	x						x	
	Clethraceae									
27	<i>Clethra mexicana</i> DC.	N	x	x			x	x	x	
	Commelinaceae									
28	<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	Ex			x				x	
29	<i>Tradescantia zebrina</i> Bosse	N			x		x			
	Cucurbitaceae									
30	<i>Cucurbita argyrosperma</i> C. Huber	N			x		x			
	Cupressaceae									
31	<i>Hesperocyparis lusitanica</i> (Mill.) Bartel	N	x						x	
	Cyatheaceae									
32	<i>Cyatheaceae</i> sp.	S/D		x					x	
33	<i>Lophosoria quadripinnata</i> (J.F. Gmel.) C.Chr.	N		x	x				x	
	Cyperaceae									
34	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Ex			x	x				
	Ericaceae									
35	<i>Bejaria aestuans</i> Mutis	N	x	x					x	
36	<i>Lyonia</i> sp.	S/D		x					x	
37	<i>Lyonia squamulosa</i> M. Martens & Galeotti	N		x					x	
	Fabaceae									
38	<i>Desmodium intortum</i> (Mill.) Urb.	N			x		x			
39	<i>Erythrina americana</i> Mill.	En	x			x	x			
40	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	N			x	x	x			
	Fagaceae									
41	<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	En	x						x	
42	<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	N	x			x				
43	<i>Quercus rugosa</i> Née	N	x				x		x	
44	<i>Quercus sapotifolia</i> Liebm.	N		x					x	
45	<i>Quercus sartorii</i> Liebm.	En	x						x	
46	<i>Quercus</i> sp.	S/D	x						x	
47	<i>Quercus xalapensis</i> Humb. & Bonpl.	N	x	x					x	
	Geraniaceae									

No.	Familia/ Especie	Origen	Componente			Sistema			
			Ar	Arb	Herb	AGR	SAF	ZEC	BMM
48	<i>Geranium seemannii</i> Peyr. Gleicheniaceae	N			x		x		
49	<i>Dicranopteris</i> sp. Iridaceae	S/D			x				x
50	<i>Crocosmia</i> × <i>crocosmiiflora</i> (Lemoine) N.E.Br. Lamiaceae	Ex			x			x	x
51	<i>Salvia albiflora</i> M. Martens & Galeotti	En			x			x	
52	<i>Salvia hispanica</i> L.	N			x		x		
53	<i>Salvia tiliifolia</i> Vahl. Lauraceae	N			x		x	x	
54	<i>Persea americana</i> Mill. Malvaceae	N	x	x		x	x		
55	<i>Hibiscus</i> × <i>rosa-sinensis</i> L.	Ex		x			x		
56	<i>Malvaceae</i> sp.	S/D			x				x
57	<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq. Melastomataceae	N			x			x	
58	<i>Miconia gracilipes</i> (Gleason) Michelang.	En		x				x	
59	<i>Miconia oligotricha</i> (DC.) Naudin Myrtaceae	N		x					x
60	<i>Psidium guajava</i> L. Onagraceae	N	x				x		
61	<i>Lopezia racemosa</i> Cav. Oxalidaceae	N			x		x		
62	<i>Oxalis</i> sp. Palmae	S/D			x			x	
63	<i>Chamaedorea tepejilote</i> Liebm. Phyllanthaceae	N		x				x	x
64	<i>Phyllanthus</i> sp. Pinaceae	S/D			x			x	
65	<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	N	x						x
66	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham. Piperaceae	N	x			x		x	x
67	<i>Piper amalago</i> L.	N		x				x	
68	<i>Piper lapathifolium</i> (Kunth) Steud. Platanaceae	En		x				x	
69	<i>Platanus mexicana</i> Moric. Poaceae	N	x					x	

No.	Familia/ Especie	Origen	Componente			Sistema			
			Ar	Arb	Herb	AGR	SAF	ZEC	BMM
70	<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P. Beauv.	N			x		x		
71	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Ex			x	x	x		
72	<i>Poa annua</i> L.	Ex			x			x	
73	<i>Poaceae</i> sp.2	S/D			x				x
74	<i>Poaceae</i> sp.1	S/D			x				x
75	<i>Pseudechinolaena polystachya</i> (Kunth) Stapf	N			x			x	x
76	<i>Zea mays</i> L.	N			x		x		
Polygonaceae									
77	<i>Persicaria capitata</i> (Buch. -Ham. ex D. Don) H. Gross	Ex			x			x	
Polypodiaceae									
78	<i>Elaphoglossum</i> sp.	S/D			x				x
79	<i>Pecluma atra</i> (A.M. Evans) M.G. Price	N			x			x	
Primulaceae									
80	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	N	x	x					x
Ranunculaceae									
81	<i>Ranunculus petiolaris</i> Humb., Bonpl. & Kunth ex DC.	N			x			x	
Rhamnaceae									
82	<i>Frangula capreifolia</i> (Schltdl.) Grubov	N	x				x		
Rosaceae									
83	<i>Potentilla indica</i> (Andrews) Th. Wolf	Ex			x			x	
84	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	Ex	x				x		
85	<i>Rubus</i> sp.	S/D		x					x
Rubiaceae									
86	<i>Coffea arabica</i> L.	Ex		x			x		
87	<i>Palicourea padifolia</i> (Willd. ex Schult.) C.M. Taylor & Lorence	N		x					x
88	<i>Psychotria nervosa</i> Sw.	N		x				x	x
Rutaceae									
89	<i>Casimiroa edulis</i> La Llave	N	x				x		
Selaginellaceae									
90	<i>Selaginella martensii</i> spring	N			x			x	
Solanaceae									
91	<i>Cestrum fasciculatum</i> (Schltdl.) Miers	En		x					x
92	<i>Cestrum tomentosum</i> L.f.	N	x					x	

No.	Familia/ Especie	Origen	Componente			Sistema			
			Ar	Arb	Herb	AGR	SAF	ZEC	BMM
93	<i>Solanum tuberosum</i> L. Staphyleaceae	N			x	x			
94	<i>Turpinia occidentalis</i> (Sw.) G. Don Urticaceae	N		x					x
95	<i>Boehmeria cylindrica</i> (L.) Sw. Viburnaceae	N			x		x		x
96	<i>Sambucus nigra</i> L.	Ex		x			x		

Apéndice 2: Listado de taxonómico de especies de aves observadas en las condiciones: A) AGR; B) SAF; C) ZEC; D) BMM en Atzalan, Xochiapulco, Puebla

No	Especie	Familia	Orden	NOM 059	CITES	IUCN	Origen	AGR	SAF	ZEC	BMM
1	<i>Aeronautes saxatalis</i> Woodhouse, 1853	Apodidae	Apodiformes			LC	NA	0	1	0	0
2	<i>Aimophila rufescens</i> (Swainson, 1827)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
3	<i>Archilochus alexandri</i> (Bourcier & Mulsant, 1846)	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	NA	1	1	0	0
4	<i>Archilochus colubris</i> (Linnaeus, 1758)	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	NA	1	1	0	0
5	<i>Arremon brunneinucha</i> (de Lafresnaye, 1839)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1
6	<i>Arremonops rufivirgatus</i> (Lawrence, 1851)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
7	<i>Baeolophus</i> sp.	Paridae	Passeriformes					1	0	0	0
8	<i>Basileuterus belli</i> (Giraud, 1841)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
9	<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1
10	<i>Basilinna leucotis</i> (Vieillot, 1818)	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	NA	1	1	1	0
11	<i>Basileuterus rufifrons</i> (Swainson, 1838)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1
12	<i>Buteogallus anthracinus</i> (Depp, 1830)	Accipitridae	Accipitriformes	Pr	II	LC	NA	0	1	1	0
13	<i>Buteo jamaicensis</i> (Gmelin, 1788)	Accipitridae	Accipitriformes		II	LC	NA	1	0	0	0
14	<i>Buteo platypterus</i> (Vieillot, 1823)	Accipitridae	Accipitriformes	Pr	II	LC	NA	0	0	1	0
15	<i>Campylopterus hemileucurus</i> (Deppe, 1830)	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	NA	0	0	0	1
16	<i>Camptostoma imberbe</i> Sclater, 1857	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
17	<i>Cardinalis cardinalis</i> (Linnaeus, 1758)	Cardinalidae	Passeriformes	Pr		LC	NA	0	0	1	0
18	<i>Cardellina pusilla</i> (Wilson, 1811)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
19	<i>Catharus aurantirostris</i> (Hartlaub, 1850)	Turdidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
20	<i>Catharus guttatus</i> (Pallas, 1811)	Turdidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1
21	<i>Catharus mexicanus</i> (Bonaparte, 1856)	Turdidae	Passeriformes	Pr		LC	NA	0	0	1	1

No	Especie	Familia	Orden	NOM 059	CITES	IUCN	Origen	AGR	SAF	ZEC	BMM
22	<i>Catharus occidentalis</i> Sclater, 1859	Turdidae	Passeriformes			LC	EN	0	0	0	1
23	<i>Catharus ustulatus</i> (Nuttall, 1840)	Turdidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	0	1
24	<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	Cathartidae	Cathartiformes			LC	NA	1	1	1	1
25	<i>Catherpes mexicanus</i> (Swainson, 1829)	Troglodytidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	0
26	<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	Alcedinidae	Coraciiformes			LC	NA	0	0	1	0
27	<i>Chlorophonia elegantissima</i> (Bonaparte, 1838)	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
28	<i>Chlorospingus flavopectus</i> (de Lafresnaye, 1840)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
29	<i>Cinclus mexicanus</i> Swainson, 1827	Cinclidae	Passeriformes	Pr		LC	NA	0	0	1	0
30	<i>Clibanornis rubiginosus</i> (Sclater, 1857)	Furnariidae	Passeriformes	A		LC	NA	0	0	0	1
31	<i>Coccothraustes abeillei</i> (Lesson, 1839)	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
32	<i>Columbina inca</i> (Lesson, 1847)	Columbidae	Columbiformes			LC	NA	0	1	0	0
33	<i>Columba livia</i> Gmelin, 1789	Columbidae	Columbiformes			LC	EX	0	1	0	0
34	<i>Colaptes rubiginosus</i> (Swainson, 1820)	Picidae	Piciformes			LC	NA	0	1	0	1
35	<i>Contopus pertinax</i> Cabanis & Heine, 1860	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
36	<i>Contopus virens</i> (Linnaeus, 1766)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
37	<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	Cathartidae	Cathartiformes			LC	NA	1	1	1	1
38	<i>Corthylio calendula</i> (Linnaeus, 1766)	Regulidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	1	1
39	<i>Cyanerpes cyaneus</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	1	0
40	<i>Cyanocorax morio</i> (Wagler, 1829)	Corvidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
41	<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Vireonidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
42	<i>Cynanthus latirostris</i> Swainson, 1827	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	NA	1	1	1	1
43	<i>Dives dives</i> (Deppe, 1830)	Icteridae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	1
44	<i>Driophlox fuscicauda</i> (Cabanis, 1861)	Cardinalidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	0
45	<i>Dryobates scalaris</i> (Wagler, 1829)	Picidae	Piciformes			LC	NA	0	0	0	1

No	Especie	Familia	Orden	NOM 059	CITES	IUCN	Origen	AGR	SAF	ZEC	BMM
46	<i>Dryobates villosus</i> (Linnaeus, 1766)	Picidae	Piciformes			LC	NA	0	0	1	1
47	<i>Dumetella carolinensis</i> (Linnaeus, 1766)	Mimidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
48	<i>Egretta tricolor</i> (Müller, 1776)	Ardeidae	Pelecaniformes			LC	NA	0	0	1	0
49	<i>Empidonax</i> sp.	Tyrannidae	Passeriformes					1	1	1	1
50	<i>Eugenes fulgens</i> (Swainson, 1827)	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	NA	1	1	0	1
51	<i>Euphonia affinis</i> (Lesson, 1842)	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	0
52	<i>Euphonia hirundinacea</i> Bonaparte, 1838	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
53	<i>Falco ruficularis</i> Daudin, 1800	Falconidae	Falconiformes		II	LC	NA	1	0	0	1
54	<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	Falconidae	Falconiformes		II	LC	NA	1	0	0	0
55	<i>Geothlypis nelsoni</i> Richmond, 1900	Parulidae	Passeriformes			LC	EN	0	0	1	0
56	<i>Geothlypis philadelphia</i> (Wilson, 1810)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	0	1
57	<i>Geothlypis poliocephala</i> Baird, 1865	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	0
58	<i>Geothlypis trichas</i> (Linnaeus, 1766)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
59	<i>Haemorhous mexicanus</i> (Müller, 1776)	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
60	<i>Helmitheros vermivorum</i> (Gmelin, 1789)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	0	1
61	<i>Henicorhina leucophrys</i> (Tschudi, 1844)	Troglodytidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
62	<i>Hirundo rustica</i> Linnaeus, 1758	Hirundinidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	0	0
63	<i>Icterus abeillei</i> (Lesson, 1839)	Icteridae	Passeriformes			LC	EN	1	0	1	0
64	<i>Icterus bullockii</i> (Swainson, 1827)	Icteridae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	0
65	<i>Icterus graduacauda</i> Lesson, 1839	Icteridae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
66	<i>Icterus gularis</i> (Wagler, 1829)	Icteridae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	0
67	<i>Icterus parisorum</i> Bonaparte, 1838	Icteridae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
68	<i>Icterus spurius</i> (Linnaeus, 1766)	Icteridae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
69	<i>Lampornis clemenciae</i> (Lesson, 1830)	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	NA	0	0	1	1

No	Especie	Familia	Orden	NOM 059	CITES	IUCN	Origen	AGR	SAF	ZEC	BMM
70	<i>Lampornis</i> sp.	Trochilidae	Apodiformes					0	0	0	1
71	<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
72	<i>Leiothlypis celata</i> (Say, 1823)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
73	<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	Columbidae	Columbiformes			LC	NA	1	0	0	1
74	<i>Loxia curvirostra</i> Linnaeus, 1758	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	0
75	<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	0
76	<i>Megasceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	Alcedinidae	Coraciiformes			LC	NA	0	0	1	0
77	<i>Melanerpes aurifrons</i> (Wagler, 1829)	Picidae	Piciformes			LC	NA	0	1	0	0
78	<i>Melanotis caerulescens</i> (Swainson, 1827)	Mimidae	Passeriformes			LC	EN	1	1	0	0
79	<i>Melanerpes formicivorus</i> (Swainson, 1827)	Picidae	Piciformes			LC	NA	1	1	1	1
80	<i>Melospiza fusca</i> (Swainson, 1827)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
81	<i>Melospiza lincolnii</i> (Audubon, 1834)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
82	<i>Melospiza melodia</i> (Wilson, 1810)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
83	<i>Mimus polyglottos</i> (Linnaeus, 1758)	Mimidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
84	<i>Mionectes oleagineus</i> (Lichtenstein, 1823)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	0	1
85	<i>Mitrephanes phaeocercus</i> (Sclater, 1859)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1
86	<i>Mniotilta varia</i> (Linnaeus, 1766)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
87	<i>Molothrus aeneus</i> (Wagler, 1829)	Icteridae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
88	<i>Molothrus ater</i> (Boddaert, 1783)	Icteridae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
89	<i>Momotus coeruliceps</i> (Gould, 1836)	Momotidae	Coraciiformes			LC	EN	0	0	0	1
90	<i>Myadestes occidentalis</i> Stejneger, 1882	Turdidae	Passeriformes	Pr		LC	NA	0	0	1	1
91	<i>Myadestes unicolor</i> Sclater, 1857	Turdidae	Passeriformes	A		LC	NA	1	0	1	1
92	<i>Myiodynastes luteiventris</i> Sclater, 1859	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
93	<i>Myioborus miniatus</i> (Swainson, 1827)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1

No	Especie	Familia	Orden	NOM 059	CITES	IUCN	Origen	AGR	SAF	ZEC	BMM
94	<i>Myioborus pictus</i> (Swainson, 1829)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
95	<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
96	<i>Myiarchus tuberculifer</i> (d'Orbigny & de Lafresnaye, 1837)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
97	<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	0	1
98	<i>Oreothlypis superciliosa</i> (Hartlaub, 1844)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	0	1
99	<i>Pachyramphus aglaiae</i> (de Lafresnaye, 1839)	Tityridae	Passeriformes			LC	NA	1	0	1	1
100	<i>Pachysylvia decurtata</i> (Bonaparte, 1838)	Vireonidae	Passeriformes	Pr		LC	NA	0	0	1	1
101	<i>Parkesia motacilla</i> (Vieillot, 1809)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	0
102	<i>Passerina caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	Cardinalidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
103	<i>Passerina ciris</i> (Linnaeus, 1758)	Cardinalidae	Passeriformes	Pr		LC	NA	0	0	1	0
104	<i>Passerina cyanea</i> (Linnaeus, 1766)	Cardinalidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	1	0
105	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	Passeridae	Passeriformes			LC	EX	1	1	1	0
106	<i>Passerculus sandwichensis</i> (Gmelin, 1789)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	0
107	<i>Patagioenas flavirostris</i> (Wagler, 1831)	Columbidae	Columbiformes			LC	NA	1	1	0	1
108	<i>Periporphyrus celaeno</i> (Deppe, 1830)	Cardinalidae	Passeriformes			LC	EN	1	0	0	1
109	<i>Phaeoptila sordida</i> (Gould, 1859)	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	EN	0	1	0	0
110	<i>Pheucticus ludovicianus</i> (Linnaeus, 1766)	Cardinalidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
111	<i>Pheugopedius maculipectus</i> (de Lafresnaye, 1845)	Troglodytidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	0	0
112	<i>Pheucticus melanocephalus</i> (Swainson, 1827)	Cardinalidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
113	<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Cuculidae	Cuculiformes			LC	NA	0	1	1	0
114	<i>Pipilo maculatus</i> Swainson, 1827	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	0	0
115	<i>Piranga bidentata</i> Swainson, 1827	Cardinalidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
116	<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)	Cardinalidae	Passeriformes				NA	0	0	0	1
117	<i>Piranga leucoptera</i> Trudeau, 1840	Cardinalidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0

No	Especie	Familia	Orden	NOM 059	CITES	IUCN	Origen	AGR	SAF	ZEC	BMM
118	<i>Piranga ludoviciana</i> (Wilson, 1811)	Cardinalidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	1	0
119	<i>Piranga rubra</i> (Linnaeus, 1758)	Cardinalidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	1
120	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1
121	<i>Polioptila caerulea</i> (Linnaeus, 1766)	Poliptilidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1
122	<i>Psarocolius montezuma</i> (Lesson, 1830)	Icteridae	Passeriformes	Pr		LC	NA	1	1	0	0
123	<i>Ptiliogonys cinereus</i> Swainson, 1827	Ptiliogonatidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	0
124	<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
125	<i>Quiscalus mexicanus</i> (Gmelin, 1788)	Icteridae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	0
126	<i>Regulus satrapa</i> Lichtenstein, 1823	Regulidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	0
127	<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	Accipitridae	Accipitriformes		II	LC	NA	0	1	1	1
128	<i>Saucerottia cyanocephala</i> (Lesson, 1830)	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	NA	1	1	1	1
129	<i>Sayornis nigricans</i> (Swainson, 1827)	Tyrannidae	Passeriformes		II	LC	NA	1	1	1	1
130	<i>Sayornis phoebe</i> (Latham, 1790)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	0
131	<i>Sayornis saya</i> (Bonaparte, 1825)	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
132	<i>Selasphorus platycercus</i> (Swainson, 1827)	Trochilidae	Apodiformes		II	LC	NA	0	1	0	0
133	<i>Selasphorus rufus</i> (Gmelin, 1788)	Trochilidae	Apodiformes		II	NT	NA	0	1	1	0
134	<i>Setophaga coronata</i> (Linnaeus, 1766)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	1	0
135	<i>Setophaga dominica</i> (Linnaeus, 1766)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	0
136	<i>Setophaga nigrescens</i> (Townsend, 1837)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
137	<i>Setophaga occidentalis</i> (Townsend, 1837)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1
138	<i>Setophaga petechia</i> (Linnaeus, 1766)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	0
139	<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	1
140	<i>Setophaga townsendi</i> (Townsend, 1837)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	0	1
141	<i>Setophaga virens</i> (Gmelin, 1789)	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1

No	Especie	Familia	Orden	NOM 059	CITES	IUCN	Origen	AGR	SAF	ZEC	BMM
142	<i>Sialia sialis</i> (Linnaeus, 1758)	Turdidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	0
143	<i>Sitta carolinensis</i> Latham, 1790	Sittidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	0	1
144	<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	Furnariidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	1	1
145	<i>Sphyrapicus varius</i> (Linnaeus, 1766)	Picidae	Piciformes			LC	NA	0	0	0	1
146	<i>Spinus notatus</i> (Du Bus de Gisignies, 1847)	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	0
147	<i>Spizella pallida</i> (Swainson, 1832)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
148	<i>Spizella passerina</i> (Bechstein, 1798)	Passerellidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	0
149	<i>Spinus pinus</i> (Wilson, 1810)	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	0
150	<i>Spinus psaltria</i> (Say, 1822)	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
151	<i>Spinus tristis</i> (Linnaeus, 1758)	Fringillidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	0
152	<i>Sporophila moreletii</i> (Bonaparte, 1850)	Thraupidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	0
153	<i>Sporophila torqueola</i> (Bonaparte, 1850)	Thraupidae	Passeriformes			LC	EN	1	1	0	0
154	<i>Stelgidopteryx serripennis</i> (Audubon, 1838)	Hirundinidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	0	0
155	<i>Streptopelia decaocto</i> (Frivaldszky, 1838)	Columbidae	Columbiformes			LC	EX	1	1	0	0
156	<i>Strix virgata</i> (Cassin, 1849)	Strigidae	Strigiformes		II	LC	NA	0	0	0	1
157	<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	Apodidae	Apodiformes			LC	NA	0	1	0	1
158	<i>Thraupis abbas</i> (Deppe, 1830)	Thraupidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	0
159	<i>Thryomanes bewickii</i> (Audubon, 1827)	Troglodytidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	1	1
160	<i>Tiaris olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	0
161	<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot, 1809	Troglodytidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
162	<i>Trogon collaris</i> Vieillot, 1817	Trogonidae	Trogoniformes	Pr		LC	NA	0	0	0	1
163	<i>Trogon mexicanus</i> Swainson, 1827	Trogonidae	Trogoniformes			LC	NA	0	0	0	1
164	<i>Turdus assimilis</i> Cabanis, 1851	Turdidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
165	<i>Turdus grayi</i> Bonaparte, 1838	Turdidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	1

No	Especie	Familia	Orden	NOM 059	CITES	IUCN	Origen	AGR	SAF	ZEC	BMM
166	<i>Turdus migratorius</i> Linnaeus, 1766	Turdidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	0	1
167	<i>Turdus rufopalliatu</i> s de Lafresnaye, 1840	Turdidae	Passeriformes			LC	EN	0	1	1	0
168	<i>Tyrannus couchii</i> Baird, 1858	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
169	<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
170	<i>Tyrannus verticalis</i> Say, 1822	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	0	0
171	<i>Tyrannus vociferans</i> Swainson, 1826	Tyrannidae	Passeriformes			LC	NA	0	1	1	0
172	<i>Vermivora cyanoptera</i> Olson & Reveal, 2009	Parulidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
173	<i>Vireo bellii</i> Audubon, 1844	Vireonidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	0	1
174	<i>Vireo flavoviridis</i> (Cassin, 1851)	Vireonidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	1	1
175	<i>Vireo gilvus</i> Vieillot, 1808)	Vireonidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
176	<i>Vireo huttoni</i> Cassin, 1851	Vireonidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
177	<i>Vireo leucophrys</i> (de Lafresnaye, 1844)	Vireonidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
178	<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	Vireonidae	Passeriformes			LC	NA	1	0	1	1
179	<i>Vireo solitarius</i> (Wilson, 1810)	Vireonidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	1	1
180	<i>Vireo</i> sp.	Vireonidae	Passeriformes					0	0	1	1
181	<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	Passeriformes			LC	NA	1	1	0	0
182	<i>Xiphorhynchus erythropygius</i> (Sclater, 1860)	Furnariidae	Passeriformes	A		LC	NA	0	0	1	0
183	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i> Swainson, 1827	Furnariidae	Passeriformes			LC	NA	0	0	0	1
Total								82	104	110	96

NOM 059: A=Amenazadas; Pr= Sujetas a protección especial. /CITES: Apéndice II. /IUCN: LC= Preocupación Menor; NT= Casi Amenazado. /Origen: EN= Endémica; NA= Nativa; EX= Exótica.