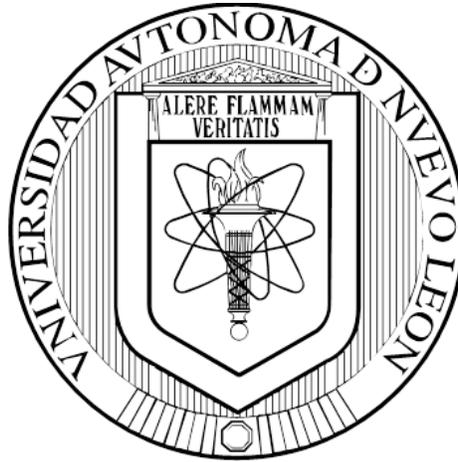


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD ARBÓREA EN UN GRADIENTE
ALTITUDINAL DE UN BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN LA
SIERRA MADRE DE CHIAPAS, MÉXICO**

POR

EDWIN GEYNER VERDUGO MORALES

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO
DE MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

DICIEMBRE, 2017

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**



**ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD ARBÓREA EN UN GRADIENTE
ALTITUDINAL DE UN BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN LA
SIERRA MADRE DE CHIAPAS, MÉXICO**

POR

EDWIN GEYNER VERDUGO MORALES

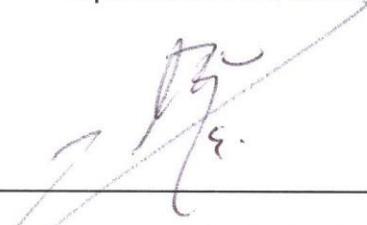
**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO
DE MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

DICIEMBRE, 2017

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD ARBÓREA EN UN GRADIENTE ALTITUDINAL
DE UN BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN LA SIERRA MADRE DE
CHIAPAS, MÉXICO.

Aprobación de tesis



Dr. Eduardo Alanís Rodríguez

Presidente



Dr. José Israel Yerena Yamallel

Secretario



Dr. Luis Gerardo Cuellar Rodríguez

Vocal

Diciembre, 2017

AGRADECIMIENTOS

A la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). Por la beca otorgada y sin la cual, no hubiera podido realizar este posgrado.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL). Institución de alto prestigio Internacional. Por mantener altos estándares de calidad educativa.

A la Facultad de Ciencias Forestales (FCF UANL). A todo su personal académico y administrativo. Por su vocación hacia la parte ecológica de la actividad forestal.

A mi Comité de tesis. Al Dr. Eduardo Alanís Rodríguez, Dr. José Israel Yerena Yamalel y Dr. Luis Gerardo Cuellar Rodríguez. Por las facilidades y observaciones en la realización de este trabajo de investigación.

A mis amigos. Al Ing. José Luis Gonzáles, Ing. Mauricio Mejía y al Ing. Luis Enrique Velázquez por su apoyo en trabajo de campo.

Al técnico Miguel Martínez-Icó, del Colegio de la Frontera Sur, por su apoyo en la identificación taxonómica de las especies arbóreas.

A mis compañeros. Generación 2016-2017 de la MCF. Gracias por el compañerismo. Un honor coincidir con ustedes. No dudo que serán personas exitosas.

DEDICATORIA

A mi esposa. María E. Morales Díaz. Por su apoyo incondicional a lo largo de la maestría, y en la elaboración de esta tesis. Gracias por acompañarme en el camino de la vida y en el fascinante mundo de ciencia. Por conservar tu capacidad de asombro ante las maravillas de la naturaleza.

A mi familia. Porque siempre tendrán un lugar para cuando quiera volver. Por haberme dado una identidad y una personalidad.

A mis amigos de toda la vida. Ing. Eri Salas, Ing. Marcos Pérez. Porque nunca dejemos de soñar.

INDICE

INDICE DE TABLAS	iii
INDICE DE FIGURAS.....	iv
RESUMEN.....	vii
INTRODUCCIÓN.....	1
ANTECEDENTES.....	3
El Bosque Mesófilo de Montaña en México.....	3
Estructura arbórea en Bosque Mesófilo de Montaña.....	4
Densidad y Área basal por hectárea.....	6
Índice de valor de importancia.....	6
Biodiversidad de BMM y formas de medirla	8
Índice de riqueza de específica (S).....	11
Índice de Shannon-Wever.....	11
Índice Dcova o transformada de Fager	13
La diversidad beta	14
Índice de Morisita-Horn	14
JUSTIFICACIÓN.....	17
HIPÓTESIS.....	18
OBJETIVO GENERAL	18
Objetivos Particulares.....	18
MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
Antecedentes generales	19
Climatología y edafología	21

Geología.....	22
Provincia fisiográfica.....	23
Hidrología	24
Muestreo.....	24
Trabajo de gabinete.....	25
RESULTADOS.....	29
Composición y Riqueza (S)	29
Diversidad alfa.....	40
Diversidad beta.....	45
Estructura	47
Índice de Valor de Importancia (IVI)	52
DISCUSIÓN.....	56
Composición y Riqueza (S)	56
Riqueza entre gradientes.....	61
Diversidad alfa.....	65
Índice dcova	68
Diversidad beta.....	70
Densidad y área basal	73
IVI	75
CONCLUSIONES	77
BIBLIOGRAFÍA.....	79

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Algunos estudios realizados sobre estructura arbórea de BMM en México.....	8
Tabla 2. Resultados de índices de diversidad en algunos estudios realizados en BMM en México.....	16
Tabla 3. Datos geográficos de los puntos de muestreo.....	21
Tabla 4. Datos de la riqueza esperada y eficiencia de muestreo por gradiente altitudinal	39
Tabla 5. Similitud entre los gradientes altitudinales de acuerdo al índice de Morisita-Horn.....	45
Tabla 6. Especies dominantes con mas del 10% del índice de área basal en todo el bosque mesófilo de Montaña.....	52
Tabla 7. Especies que presentan un IVI mayor al 10% para el gradiente uno del BMM de la Sierra Madre de Chiapas.	54
Tabla 8. Especies que presnetan un IVI mayor a 10% para el gradiente 2 del BMM.....	55
Tabla 9. Especies que presentan un IVI mayor a 10% para el gradiente 3 del BMM de la Sierra Madre de Chiapas.	55
Tabla 10. Géneros registrados en el área de estudio, con al menos una especie exclusiva de BMM. Se subrayan los géneros más exclusivos.....	57

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la región XI Sierras del sur de Chiapas y área de estudio dentro de la subregión del Tacaná (CONABIO, 2010)	19
Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo siguiendo un gradiente altitudinal en los polígonos delimitados de un bosque mesófilo de Montaña.	20
Figura 3. Isotermas, Isoyetas y tipos de suelo en el área de estudio.....	22
Figura 4. Tipos de rocas en las áreas de estudio.....	22
Figura 5. Subprovincia fisiográfica de las áreas de estudio.	23
Figura 6. Ubicación del área de muestreo en las cuencas hidrográficas.	24
Figura 7. a) Especies y b) géneros mejor representados en un BMM en la sierra Madre de Chiapas	29
Figura 8. Familias con mayor número de géneros en un BMM en la Sierra Madre de Chiapas.	30
Figura 9. Números absolutos de riqueza observada de especies, géneros y familias por gradiente altitudinal, en el bosque mesófilo de montaña en la Sierra madre de Chiapas. Los resultados son de las sumas de los 3 sitios por cada gradiente altitudinal.	30
Figura 10. Las 15 especies mejor representadas en los tres gradientes altitudinales a) Gradiente altitudinal de 2650 a 2367 msnm, b) Gradiente altitudinal de 2367 a 2084 msnm, c) Gradiente de 2084-1800 msnm.	32
Figura 11. Familias más representadas por individuos por gradientes altitudinales a) Primer gradiente, b) segundo gradiente, c) tercer gradiente.	34
Figura 12. Datos de riqueza de especies y su tendencia de distribución, en un BMM en la sierra Madre de Chiapas. dónde los sitios 1´s son del gradiente superior y los 3´s del gradiente inferior.	35
Figura 13. Riqueza de familias y su tendencia en un BMM en la sierra madre de Chiapas. Los sitios 1´s son del gradiente superior y los 3´s del gradiente inferior.	37

Figura 14. Gráfico de tallos y hojas de la distribución por gradientes altitudinales, en donde se aprecia la diferencia significativa para el gradiente tres a un nivel de significancia del 95%..... 38

Figura 15. Curva de acumulación de especies para los gradientes altitudinales usando el estimador de Chao 1, en el BMM en la sierra madre de Chiapas. a) gradiente 1, b) gradiente 2, c) gradiente 3. 40

Figura 16. a) Índices de Shannon para los sitios de muestreo en BMM, b) índice de Pielou y comparación de tendencia con la riqueza observada de especies. 42

Figura 17. Comportamiento de los índices de Shannon en los sitios y gradientes altitudinales en BMM en la Sierra madre de Chiapas. Se compara con los valores de riqueza de especies..... 42

Figura 18. Distribución de los datos de diversidad con los índices de Shannon en los tres gradientes altitudinales. Se observa que el índice para el tercer gradiente no alcanza a ser significativa por muy pocos valores..... 43

Figura 19. a) Comportamiento de los índices dcova en los sitios y gradientes altitudinales en BMM. b) Comparación de la tendencia del índice dcova con el índice de Pielou. Ambos valores se comparan con la tendencia de la riqueza observada de especies..... 44

Figura 20. Distribución de los valores del índice dcova para lo cual no se encontró diferencias estadísticas significativas, a un 95% de confiabilidad. 45

Figura 21. Dendrograma usando el coeficiente cualitativo de Sorensen. Se muestra la similitud de sitios con base en datos de presencia/ausencia.... 47

Figura 22. Comportamiento de la densidad estimada (ind/ha), siguiendo el gradiente altitudinal donde los sitios 1´s son los del gradiente superior y los sitios 3´s los del gradiente inferior. 48

Figura 23. Distribución de los datos de densidad (ind/ha) en los tres gradientes altitudinales. Se visualiza la diferencia significativa del gradiente tres. 49

Figura 24. Comportamiento de los datos del área basal estimada (m^2/ha) a lo largo de los tres sitios altitudinales. Donde los sitios 1's son los del gradiente superior y los 3's del gradiente inferior.....	50
Figura 25. Distribución de los datos estimados de área basal por hectárea, para los gradientes altitudinales del BMM. se visualiza que no existen diferencias significativas entre los gradientes correspondientes.	50
Figura 26. Especies con las mayores cantidades de área basal en los gradientes altitudinales.....	51
Figura 27. Distribución de los índices de importancia ecológica para los tres gradientes altitudinales.....	53

RESUMEN

Se presenta el estudio de la estructura y diversidad arbórea de un Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) ubicado en terrenos ejidales del municipio de Motozintla, Chiapas, México. El estudio se realizó siguiendo tres gradientes altitudinales: el primero de 2650 a 2367, el segundo de 2367 a 2084, el tercero de 2084 a 1800 msnm. Se establecieron 9 sitios de muestreos de forma circular de 1000 m² cada uno. Tres en cada gradiente altitudinal, distribuidos en los polígonos con BMM conservados. Se censaron todos los individuos arbóreos con DAP ≥ 2.5 cm y altura ≥ 3 m, encontrándose 1561 individuos, 108 especies, 75 géneros y 50 familias. Para todo el bosque se obtuvo un índice de Shannon (H') de 3.97, una densidad promedio de 1734 ind/ha, un área basal promedio de 47.66 m²/ha. En la comparación entre gradientes, se encontró que la riqueza de especies y familias, la densidad y el área basal mostraron una tendencia a aumentar a medida que se descendió en el gradiente ambiental, encontrándose valores significativamente mayores en el gradiente de 1800 a 2084 msnm. Los valores de diversidad de Shannon y Dcova siguieron esta tendencia, pero no fueron estadísticamente diferentes. Los valores de similitud medidos con el índice de Morisita-Horn, entre el gradiente uno y dos fue de 56%, entre el dos y el tres de 39% y el uno y tres de 16%. *Quercus benthamii*, *Hedyosmum mexicanum* y *Cupressus lusitanica* son las especies de mayor índice de valor de importancia en este bosque. Los datos comparativos muestran que es uno de los BMM con mayor diversidad reportada en la literatura.

INTRODUCCIÓN

Ante los actuales escenarios de cambios ambientales extremos, los encargados de manejar los recursos forestales tienen el reto de mantener la integridad de los ecosistemas, para que, a la vez, estos provean los servicios ambientales que sustentan a la sociedad humana. Protegerlos es una problemática compleja que requiere de un entendimiento profundo de la relación ambiente-sociedad en espacios geográficos (Campo & Duval, 2014)

A nivel general, se tiene conocimiento que en los ecosistemas existe una fuerte relación entre los componentes bióticos y abióticos. Entre ellos hay relaciones complejas dado que cada organismo no solo responde al ambiente físico, sino que la modifica, y al hacerlo, se transforma en parte del mismo ambiente (Smith & Smith, 2007)

De los múltiples factores ambientales que inciden en la vegetación, uno de los componentes físicos que propicia distintas condiciones ambientales en los ecosistemas, es la altitud (Williams Linera, Pérez García, & Tolome, 1996). A medida que se recorre la altitud, los componentes vegetales van encontrando condiciones ambientales distintas y por lo tanto hay una variación en su estructura y composición, formando gradientes ambientales (Mazzola, Kin, Morici, Babinec, & Tamborini, 2008).

El conocimiento de la estructura y diversidad de especies en diferentes grados altitudinales contribuye al entendimiento de los cambios que experimenta la biodiversidad a lo largo de estos gradientes (Medrano-Meraz, 2015). La importancia de conocer los cambios en la composición y estructura de las masas forestales es que al tomar estos, los recursos que necesitan para vivir modifican el ambiente, para otros componentes bióticos que se relacionan con ellos (Smith & Smith 2007). Por tal motivo, un cambio en la estructura y diversidad arbórea, presentarán condiciones ambientales diferentes para otros organismos asociados.

De acuerdo con The International Tropical Timber Organización (ITTO, 2005), un ecosistema tiene una estructura, función, composición de especies (diversidad) y productividad. Desde hace tiempo la ecología ha intentado establecer parámetros para cuantificar uno de los atributos de los ecosistemas: la diversidad biológica. Medir y cuantificar la diversidad supone un avance importante para conocer los ecosistemas, conocer el comportamiento de las poblaciones, medir el impacto de las actividades humanas sobre ellos y también ejecutar acciones para su manejo adecuado (Medrano Meraz, 2015) Este tipo de conocimiento se hace más imprescindible cuando se trata de uno de los ecosistemas más importantes en el planeta: “El Bosque Mesófilo de Montaña” (Miranda, 1947 citado por Pérez-Farrera, 2010 & Rzedowski, 1978).

La importancia de este ecosistema reside en que, con una “distribución residual y archipelágica, rodeada de un océano de otros tipos de vegetación natural transformada o cultivada” (Comisión Nacional Para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, 2010), y siendo el de menor superficie en nuestro país, con el 1% de la superficie nacional incluyendo vegetación secundaria y 0.4% incluyendo solamente bosque primario (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2013), contiene al menos el 10% de las plantas vasculares de la flora mexicana (González-Espinoza *et al.*, 2012).

Chiapas es uno de los estados que cuenta con mayor superficie de Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) (CONABIO, 2010), no solo en áreas naturales protegidas, sino también en terrenos ejidales. A pesar de que existen varios estudios sobre estructura y diversidad en este tipo de comunidad vegetal, su vasta diversidad florística, no permite extrapolar la información generada a otros BMM del país o de un estado.

Por tal motivo este trabajo de investigación pretende sentar precedentes para esta porción de bosque, centrando los esfuerzos en el componente arbóreo, develando su estructura y diversidad a lo largo de un gradiente altitudinal, aportando conocimiento que permitan establecer posteriores líneas de estudio, así como estrategias de preservación, conservación y restauración.

ANTECEDENTES

El Bosque Mesófilo de Montaña en México.

Este ecosistema, está catalogado por el INEGI, como un “tipo de vegetación” para un adecuado manejo geoestadístico del uso de suelo y vegetación del territorio nacional. Sin embargo, ecológicamente el Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) es un conjunto de “comunidades vegetales” (CONABIO, 2010), en otras palabras, puede estar conformado por más de un tipo de vegetación, los cuales poseen estructuras, afinidad florística y composición de diversas especies.

Se puede considerar como BMM, a las comunidades vegetales por las siguientes características:

- a) Tienen una estacionalidad pluvial poco marcada, neblina en la mayor parte del año y ausencia de heladas bajo el dosel (González-Espinoza et., al. 2012).
- b) Se distribuye típicamente dentro de una zona altitudinal estrecha, en donde la condición atmosférica está caracterizada por la vegetación, que está cubierta por niebla frecuente y estacional (Hamilton *et al.*, 1993 citado por Pérez-Farrera *at al.*, 2010).
- c) Se ubican en cañadas protegidas contra el viento y la insolación y/o estar expuestas a vientos cargados de humedad (Rzedowski, 1978).
- d) En México, presenta en su dosel una composición de especies donde predominan árboles caducifolios de clima templado (de afinidad holártica) como el liquidámbar (*Liquidambar*), encinos (*Quercus*), hayas (*Fagus*) y pinos (*Pinus*), mientras el sotobosque está conformado principalmente por especies tropicales perennifolias (de afinidad neotropical), como por

ejemplo arbustos de las familias Acanthaceae, Rubiaceae y Myrsinaceae. En las copas de los árboles abundan las epífitas de las familias Orchidaceae, Bromeliaceae, Piperaceae y Araceae (Challenger, 1998; Rzedowski, 2006).

BMM presenta tal riqueza específica que presenta una alta incidencia de endemismos florísticos, con algunas estimaciones del 30% de especies endémicas a México y cerca del 60% si se abarca el territorio de México hasta el norte de Nicaragua (Rzedowski, 1991). Pero en una evaluación de 762 especies de flora arbórea de BMM en México, se encontró que 60% pueden ser calificadas a nivel mundial bajo una categoría de amenaza de acuerdo con las categorías de la UICN (González-Espinosa et al., 2012).

Estructura arbórea en Bosque Mesófilo de Montaña

La estructura de un bosque se refiere a la variabilidad espacial en el eje tridimensional, considerando las variables de altura y diámetro (Návar-Chaidez & González 2009). Esta estructura generalmente es compleja y diversa, ya que las comunidades de árboles usan los recursos de diferentes maneras. Por ejemplo: en los diferentes estratos de árboles en el plano vertical, hay árboles que buscarán ocupar los primeros niveles debido a su alta demanda de luz (Intolerantes a la sombra), y muchas especies que estarán en estratos inferiores (Tolerantes a la sombra).

La estructura es un atributo del bosque. Su alteración lleva a la degradación, y entre más fuerte es dicha modificación, se lleva al bosque a un estado insostenible, y junto a la pérdida de su productividad y diversidad, inevitablemente pierde su capacidad de suministrar bienes y servicios (Food an Agriculture Organization, 2001). De manera contraria, una estructura compleja, junto al mantenimiento de la diversidad de especies, incrementan la

productividad (producción de biomasa) de los bosques (Návar-Chaidez & González 2009).

La estructura del bosque se describe como vertical y horizontal. La estructura vertical se refiere a la disposición de las plantas de acuerdo con sus formas de vida en los diferentes estratos de la comunidad vegetal. La estructura horizontal se refiere a la cobertura del estrato leñoso sobre el suelo (Matteucci & Colma, 1982. Citados por Mostacedo & Fredericksen, 2000).

La cobertura horizontal se puede representar fácilmente con la densidad, con la distribución de las clases diamétricas o con el dato del área basal, que es la suma de las áreas transversales de los fustes, a 1.30 m de altura de los árboles, estimado en m² por hectárea. Otra manera de representar la estructura de un bosque es a través de la construcción de la tabla del índice de valor de importancia (IVI), compuesto por datos de abundancia, dominancia y frecuencia, tanto relativa como numérica.

La estructura arbórea del BMM clímax, puede ser mucho más variable, en comparación a otros tipos de vegetación, debido a su mayor riqueza de especies, ya que un mayor número de especies, representarán mayor cantidad de nichos ecológicos e interrelaciones más complejas.

Una de las ventajas de conocer la estructura arbórea de un bosque, es que este componente, actúa como una especie de sombría para el desarrollo de otras taxas. Por ejemplo, los bosques donde los elementos del género *Quercus* son dominantes, tienen más diversidad que aquellos dominados por otros géneros (Juárez-Medina, 2013). Estos juegan un papel fundamental en los procesos ecosistémicos al albergar una diversidad alta de especies de plantas epifitas, animales, hongos y bacterias; además proporcionan alimento a un gran número de organismos y son importantes en la retención y el balance del agua en los bosques, por lo que se les puede considerar como grupos fundadores o clave en los ecosistemas en los que se presentan (Ellison et al., 2005; González-Espinoza et al., 2012).

Densidad y Área basal por hectárea

La densidad es un indicador confiable del grado de ocupación del arbolado de un lugar y tiempo específicos, además es una de las pocas variables que representan, de manera sencilla y objetiva la estructura de las áreas forestales (Hernández-Ramos et al., 2013). Su cálculo de manera general es sencillo y es la cantidad de árboles por hectárea, estimado a partir de la sumatoria del número de individuos de un sitio y multiplicado por el cociente del tamaño del sitio (m^2) entre 10,000 m^2 .

El área basal es una medida de la densidad de un área, basado en la sumatoria de las áreas basales individuales dentro del sitio, multiplicadas por el cociente del tamaño del sitio (m^2) entre 10,000 m^2 .

Índice de valor de importancia

Fue propuesto por Curtis y McIntosh (1951) y usado por Pool, Snedaker & Lugo (1977). Este índice es un parámetro que mide el valor de las especies en base a su frecuencia, densidad y dominancia. Con estos componentes define cuáles son las especies que contribuyen a la estructura de una comunidad. Para obtener el valor la importancia de las especies, se transforman los datos numéricos a relativos, de manera que cada componente debe sumar en su totalidad 100% y la suma de los tres componentes 300%.

En México se han realizado diversos estudios que describen la estructura de esta comunidad vegetal. Algunos estudios realizados se resumen en la siguiente tabla.

Ubicación de BMM estudiado	Especies dominantes	No. Individuos	Área basal (m2/ha)	Autor (es)
Estructura y composición de la vegetación del bosque de niebla de copalillos, San Luis Potosí	<i>Styrax argenteus</i> , <i>Pinus pseudostrobus</i> , <i>Ternstroemia lineata</i> , <i>Clethra mexicana</i> , <i>Alnus acuminata</i> , y algunas especies del género <i>Quercus</i> .	2083	40.95	Santana et al., (2014)
Estructura, composición florística y diversidad de especies leñosas en un bosque mesófilo de montaña de Guerrero, México	<i>Chiranthodendron pentadactylon</i> (mayor cobertura de área basal), <i>Roldana Schaffneri</i> , <i>Critonia paneroi</i> , <i>Solanum aligerum</i> , <i>Abies guatemalensis</i> , <i>Quercus rubramenta</i> , <i>Oreopanax Xalepensis</i> , <i>Ocotea Chiapensis</i> , <i>Croton draco</i> , <i>Persea americana</i> , <i>Melistoma dentata</i> , y <i>Cleyera integrifolia</i> .	5519	54.72	Catalán-Heverástico, López Mata & Terrazas (2003)
Estructura y composición de la vegetación del bosque de niebla de copalillos, San Luis Potosí, México	En estrato superior <i>Liquidambar styraciflua</i> , <i>Quercus germana</i> y <i>Quercus Pinnativenulosa</i> . En el estrato intermedio destacan <i>Magnolia schiedeana</i> , <i>Persea liebmanni</i> e <i>Ilex rubra</i> , el estrato inferior está ampliamente dominado por <i>Eugenia xalepensis</i>	No disponible	57	Fortinelli Martínez, García-Pérez & Castillo-Lara. (2014)
Estructura y composición florística de dos comunidades con presencia de <i>Quercus</i> (fagaceae) en el estado de México.	<i>Quercus candicans</i> , <i>Clethra mexicana</i> , <i>Ternstroemia lineata</i> , <i>Pinus pseudostrobus</i> y <i>Pinus leiophylla</i>	No disponible		Rubio-Licon, Romero-Rangel, & Rojas-Zenteno, (2011)

Estructura y composición arbórea de un fragmento de bosque mesófilo de montaña en el estado de Veracruz	<i>Quercus salicifolia</i> , <i>Liquidambar styraciflua</i> , <i>Quercus leiophylla</i> y <i>Alchornea latifolia</i>	239		García de la Cruz, Olivares-López & Ramos-Prado. (2013)
---------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----	--	---------------------------------------------------------

Tabla 1. Algunos estudios realizados sobre estructura arbórea de BMM en México

Biodiversidad de BMM y formas de medirla

El concepto de diversidad biológica o biodiversidad surge como consecuencia del interés por conocer los recursos naturales. Uno de los problemas más amenazantes y de mucho interés mundial, es la degradación de los ecosistemas y la desaparición de especies, provocadas por actividades humanas, de manera directa por la explotación o de manera indirecta por la alteración del hábitat. Tal como lo afirman Gastón & Spicer (1998) el término biodiversidad se acuña en este momento de profunda preocupación por la pérdida del ambiente natural.

El término biodiversidad es relativamente nuevo. Fue usado por Lovejoy (1980) y Norse & Mcmanus (1980) de manera simultánea, aunque en esos años se utilizó como referencia al número de especies presentes (Nuñez, González, & Barahona, 2003). Desde entonces este término ha salido del área científica hacia el lenguaje común, y se utiliza en diversidad de contextos.

Actualmente una de las definiciones más común de diversidad biológica es la acuñada por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 1992): “Es la variabilidad entre los organismos vivientes de todas las fuentes, incluyendo, entre otros, los organismos terrestres, marinos y de otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que forman

parte; esto incluye diversidad dentro de las especies, entre las especies y de ecosistemas”.

Es necesaria la medición de la diversidad biológica porque, como en cualquier ciencia, las medidas permiten describir los componentes del sistema bajo estudio, hacer comparaciones entre sistemas y porque representan la materia prima para generar teorías (Maclaurin & Sterelny 2008). Moreno, Barragán, Pineda & Pavón (2011), mencionan que se necesita medir apropiadamente la diversidad para: 1) Poner a prueba teorías sobre las coexistencias de especies, 2) conocer los procesos dinámicos de los ecosistemas, los determinantes históricos y 3) el impacto de las actividades humanas.

Desde que se comenzó a intentar estimar la diversidad, han surgido muchas propuestas. Los diversos índices propuestos pueden tener diferentes resultados y muchas veces confunden a los investigadores y los resultados pueden no ser los que realmente se exponen. De acuerdo con Carmona-Galindo & Carmona (2013), los índices deben cumplir un verdadero mérito en la evaluación de los recursos naturales, que es la de comparar y contrastar comunidades biológicas.

Patil & Taillie (1982) definieron a la diversidad como una propiedad medible e intrínseca de la comunidad ecológica definida como el promedio de la rareza de especie. De igual manera Kempton, R (2002) menciona que al ser la diversidad una propiedad de la ecología se debe considerar como un parámetro el cual puede y debe ser estimado.

Muchos estudios sobre biodiversidad se centraron en buscar parámetros que pudieran caracterizarla como una propiedad de las comunidades ecológicas (Moreno, 2001). Pero las comunidades no son fáciles de delimitar, en un paisaje hay un número variable de comunidades interrelacionadas. Por eso es conveniente separar los componentes alfa, beta y gamma, que son los niveles de medición de la biodiversidad a nivel de especies.

Whittaker (1972) describe como diversidad en sus diferentes niveles como, “alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea. La diversidad beta: es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje, y la diversidad gamma como la riqueza de las especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta “.

Algunos métodos buscan describir la diversidad a través de la riqueza de especies, tal como define Whittaker (1972). Otros métodos buscan expresar la diversidad basándose también en la estructura de la comunidad, es decir, la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie. Estos métodos basados en la estructura se pueden clasificar a su vez en los que buscan expresar la diversidad a través de la dominancia o en la equidad de la comunidad (Moreno, 2001).

Basado en lo anterior, la diversidad alfa puede expresarse de manera tan sencilla a través de un listado de especies de un determinado sitio (índice de riqueza específica). Esta información es útil siempre y cuando comprendamos la diversidad alfa como el resultado del proceso evolutivo que se manifiesta en la existencia de diferentes especies dentro de un hábitat particular (Moreno, 2001).

El razonamiento anterior parece ser adecuado y lógico, pero autores como Gove, Patil, Swindel & Taille., (1994) señalan que la diversidad se debe expresar en índices formados por una función del número de especies y la abundancia, donde la máxima diversidad se encontrará cuando las especies de una comunidad estén representadas equitativamente.

La importancia de usar métodos que expresan un índice basado en la estructura es que aportan información que permite tomar decisiones diversas, como conocimiento de distribución de las especies, monitorear el avance y efecto de las perturbaciones, detectar las especies pobremente representadas y

por lo tanto más vulnerables ante las perturbaciones, y cambios en la composición de la diversidad (Magurran, 1988)

La utilización de uno u otro método para representar la diversidad está en función de cada situación, también en función de la cantidad y calidad de la información que se necesite recabar. Sin embargo, una mejor información se puede obtener presentando los dos métodos, tanto la riqueza de especies como información sobre la estructura del bosque, para que se tenga una mejor interpretación de la información.

Índice de riqueza de específica (S).

Es la forma más sencilla de representar la diversidad basada en el número de especies presentes en determinado sitio (S). Sin embargo, la forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que permita conocer el número total de las especies obtenido por un censo de la comunidad. Esto es posible únicamente para ciertos taxos bien conocidos y de manera puntual en tiempo y espacio. La mayoría se obtiene con datos de muestreos (Moreno, 2001). Este índice se usa como referencia y para apoyar a una mejor interpretación a los otros índices de diversidad.

Índice de Shannon-Weaver

En 1948, Claude Elwood Shannon, (empleado de la compañía Laboratorios telefónicos Bell actualmente Nokia Bells, propiedad de la finlandesa Nokia), publicó su artículo “*A mathematical theory of comunicación*” en donde expuso los elementos básicos de la información y una fórmula para medir la entropía de esta, dentro del sistema de comunicación. Actualmente el índice de entropía de Shannon (Moreno, *et al.*, 2011) es uno de los índices más usados en estudios ecológicos, y mide el grado de incertidumbre en la identidad de la especie a la que pertenece un individuo seleccionado al azar de la comunidad. Una

comunidad donde todas las especies tienen la misma abundancia tendrá alta entropía, lo que se ha traducido como alta diversidad (Moreno, *et al.*, 2011).

Si una comunidad de S especies es muy homogénea, por ejemplo, porque existe una especie claramente dominante y las restantes $S-1$ especies apenas presentes, el grado de incertidumbre será más bajo que si todas las S especies fueran igualmente abundantes. O sea, el tomar un individuo al azar, en el primer caso tendremos un grado de certeza mayor que en el segundo” (Pla., 2006).

La diversidad máxima ($H_{\max}=\ln S$) se alcanza cuando todas las especies están igualmente presentes. Sin embargo, hay que tomar en cuenta que el valor de (H) aumenta por dos razones: 1) aumento en la riqueza de especies y/o 2) aumento en la equitatividad de las representaciones de la abundancia relativa de especies. Es decir, cuando el índice de diversidad-alfa aumenta, el número del índice en sí no es suficiente para determinar si el cambio es un aumento en la riqueza o equitatividad de especies, por eso los índices de diversidad alfa, se deben reportar en conjunto con análisis de riqueza y equitatividad de especies detectadas en un muestreo (Pla, 2006).

El índice de entropía de Shannon puede traducirse y darnos una imagen de lo que es la diversidad local en una comunidad, sin embargo, es necesario tener en cuenta algunas limitantes como:

- a) No tiene una interpretación biológica clara (Molinari, 1989; Ricotta, 2005).
- b) Se expresan en diferentes unidades, y por lo tanto sus valores son difíciles de interpretar. Por ejemplo, cuando la base del logaritmo empleado es “e” se expresa en unidades llamadas *nats*; cuando la base es 2 en *bits*; o cuando la base es 10 en *decits* (Tuomisto, 2010).

- c) Se puede conocer si hay diferencias significativas entre los valores del índice, pero no se puede conocer la magnitud de esas diferencias entre dos, o más comunidades (Jost, 2006)
- d) No están delimitados en un rango (por ejemplo 0-1, 0-100, etc), por lo tanto, el índice por sí solo no ofrece una imagen completa de la diversidad (Bouza, Rienzo, Covarrubias & Pimentel 2010)

Índice Dcova o transformada de Fager

Este índice de diversidad está basado en el índice de Fager (1972), que propuso un índice llamado “número de transferencias”, está basado en el número de transferencias que se deben hacer para que la distribución de individuos sea equilibrada. Entonces entre más equilibrada la población, se necesitarán menos movimientos y viceversa. Sin embargo, este índice ocupa conocer la N poblacional, y eso es muy difícil de conocer. Bouza & Schubert (2002) proponen una transformación para calcular las abundancias relativas con estimadores.

Gove et al (1994), citado por Bouza *et al* (2010) menciona que es un problema el tener un rango diferente para cada índice, lo que hace menos sencilla la tarea de los especialistas para la comparación de valores obtenidos. Por lo tanto, propone añadir una modificación al índice de Fager, de manera que permita expresarse en rangos de 0 a 1, y sea comparativo entre distintos resultados, y propone el índice transformada de Fager.

En 2013 Rosas-Nava, Covarrubias-Melgar, Deloya & Maired, usaron este índice bajo el nombre de índice Dcova y los compara con los estimadores de índices de diversidad de Simpson y Fager y determina que Dcova es mejor para la comparación de dos comunidades diferentes, trabajando con datos de diversidad de escarabajos en un bosque mesófilo de montaña en el centro de

Veracruz realizado por Deloya, Parra-Tabla & Delfin-González (2007). Una característica del índice de diversidad Dcova, es que es sensible a las especies raras, ya que realiza un ordenamiento decreciente de las abundancias relativas, asignándole el número uno a la especie más abundante, y un valor mayor a la menos abundante. Expresa valor de cero cuando solamente hay una especie, valores intermedios cuando hay especies dominantes y uno, cuando las especies están representadas equitativamente.

La diversidad beta

Trata de explicar las diferencias de los componentes entre dos gradientes ambientales o comunidades vegetales, por lo tanto, se expresa en proporciones o diferencias (Magurran, 1988). No utiliza un listado de especies como puede ser la alfa y la gamma. Las proporciones pueden expresarse en índices o coeficientes de similitud o disimilitud o de distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia o ausencia de especies) o cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc) o bien como índice de diversidad beta propiamente dichos (Magurran, 1988; Wilson y Shmida, 1984 citados por Moreno, 2001).

Índice de Morisita-Horn

Es un índice para medir la diversidad beta y expresa el grado de similitud, basándose en datos cuantitativos. Está fuertemente influido por la riqueza de especies y el tamaño de las muestras, y tiene la desventaja de que es altamente sensible a la abundancia de la especie más abundante (Magurran, 1988; Baev y Penev, 1995; citados por Moreno 2001). Toma valores entre cero

cuando no existe ninguna especie compartida entre dos comunidades o gradientes y uno cuando todas las especies están compartidas en ambas comunidades o gradientes. Algunos estudios que se han realizado en México sobre diversidad en bosque mesófilos de montaña son los siguientes:

Artículo	Índices reportados	Muestreo	Autores.
Estructura, composición florística y diversidad de especies leñosas de un bosque mesófilo de montaña de Guerrero, México	Shannon (H') = 3.35 A de Fisher = 15.3 Reporta un índice general para toda el área muestreada.	17 parcelas de 2500 m ² . 5519 individuos de árboles, arbustos y lianas, pertenecientes a 90 especies, 66 géneros y 42 familias.	*Catalán <i>et al.</i> , 2003
Estructura y composición arbórea de un fragmento de bosque mesófilo de montaña en el estado de Veracruz	Alfa Transecto 1H' = 1.85. 9 sp Transecto 2H' = 1.43. 8 sp Transecto 3H' = 1.29 6 sp Beta Trans 1 y 2 = 50% Trans 2 y 3 = 63.63% Trans 1 y 3 = 71.4 %	Tres transectos divididos en 20 cuadros de 10x10 m. con 200 m lineales entre cuadros. 239 individuos en 14 especies, 12 géneros y 12 familias.	*García-De la Cruz <i>et al.</i> , 2013
Análisis preliminar de la diversidad y estructura arbórea-arbustiva del bosque mesófilo en el sistema volcánico transversal de Michoacán, México.	Frag. 1H' = 1.30 20 sp Frag. 2H' = 1.83 13 sp Frag. 3H' = 2.27 14 sp Frag. 4H' = 2.16 16 sp Frag. 5H' = 1.29 10 sp Frag. 6H' = 1.71 13 sp Frag. 7H' = 2.73 21 sp Frag. 8H' = 2.40 22 sp Frag. 9H' = 2.56 25 sp Frag. 10H' = 2.16 23 sp Frag. 11H' = 2.30 20 sp	11 fragmentos de bosque, 2 sitios de muestreo y cada sitio constó de 10 transectos de 50 x 2 metros siguiendo metodología de Gentry. 2083 individuos, 57 especies, 41 géneros y 31 familias.	*Santana <i>et al.</i> , 2014

<p>Estructura, composición florística y diversidad de especies leñosas de un bosque mesófilo de montaña en la sierra de Manantlán, Jalisco</p>	<p>Diversidad alfa</p> <p>Comunidad 1</p> <p>Sitio 1H' = 2.19 18 sp</p> <p>Sitio 2 H' = 2.76 36 sp</p> <p>Sitio 3H' = 2.80 42 sp</p> <p>Sitio 4H' = 2.67 27 sp</p> <p>Comunidad 2</p> <p>Sitio 5H' = 2.60 33 sp</p> <p>Sitio 6H' = 2.50 28 sp</p> <p>Sitio 7H' = 2.58 29 sp</p> <p>Sitio 8H' = 2.91 38 sp</p> <p>Diversidad beta</p> <p>Similitud entre ambas comunidades = 58.7%</p>	<p>Cuatro sitios de muestreo de 2,500 m² cada sitio, en dos localidades distintas. (8 sitios en total)</p> <p>2086 individuos, 101 especies, 75 géneros y 44 familias.</p>	<p>Sánchez Rodríguez, López Mata, García Moya, & Cuevas Guzmán, (2003)</p>
<p>Análisis sinecológico del bosque mesófilo de montaña de Omiltemi, Guerrero</p>	<p>Diversidad alfa</p> <p>H' = 4.1</p>	<p>-----</p>	<p>Meave <i>et al</i> (1992)</p>
<p>Composición florística y estructura del bosque mesófilo de montaña en Gómez Farías, Tamaulipas</p>	<p>Diversidad alfa</p> <p>H' = 4.2</p>	<p>_____</p>	<p>Puig, Bracho & Sosa, (1983) citado por Catalán <i>et al</i> 2003.</p>

Tabla 2. Resultados de índices de diversidad en algunos estudios realizados en BMM en México.

JUSTIFICACIÓN

Este trabajo aporta información básica y necesaria para el conocimiento de la diversidad, y con ello sentar las bases para futuras investigaciones que permitan dar un manejo sustentable a estos bosques mesófilos de montaña. Ya que al estar ubicados en terrenos ejidales de la sierra Madre de Chiapas, a diferencia de los BMM dentro de las áreas naturales protegidas, están sujetas a presión por las actividades antropogénicas. La generación de estudios en estos bosques es necesaria porque forman un corredor biológico entre grandes áreas naturales protegidas como lo son la reserva de la biosfera El Triunfo y El Volcán Tacaná.

En concreto, conocer la estructura y diversidad, desde el límite superior hasta el límite inferior en BMM, permitirá describir el comportamiento que siguen las especies, a su vez conocer la distribución de las especies, permitiendo conocer franjas de mayor y menor diversidad. Ubicar los puntos de alta diversidad, es sumamente estratégico para establecer planes y estrategias para el manejo correcto de estos bosques de carácter especial.

La información generada será importante para la evaluación de la estrategia de mecanismos locales por pagos de servicios ambientales, a las que están sujetas estas áreas, y posteriormente para la implementación de alternativas que permitan mantener o recuperar la integridad de estos importantes bosques.

Conocer la relación entre gradientes altitudinales y la diversidad de especies, sentará las bases para: a) Conocer la diferenciación entre hábitats en relación a su composición, b) Determinar las áreas de distribución de cada una de las especies, c) estimar el arreglo espacial, d) determinar los espacios de las especies endémicas, e) entender cómo se estructura el solapamiento y ensamble entre especies, f) proyectar el nicho ecológico fundamental y realizado de las especies y, g) proyectar el movimiento de las especies causado por los cambios ambientales naturales y actividades antropogénicas (Koleff et al, 2008 citados por Medrano, 2015).

HIPÓTESIS

Existen diferencias en estructura y diversidad del componente arbóreo a lo largo del rango altitudinal en la que se distribuye el bosque mesófilo de montaña, ubicado en una porción de la Sierra Madre de Chiapas.

OBJETIVO GENERAL

Describir y comparar la estructura y la diversidad arbórea en el rango altitudinal, dividido en tres gradientes, en las cuales que se distribuye el bosque mesófilo de montaña en la sierra madre de Chiapas.

Objetivos Particulares

- Describir la estructura horizontal, usando datos de densidad y área basal, así como el Índice de Valor de Importancia para tres gradientes altitudinales.
- Obtener valores de diversidad alfa con los índices Shannon-Wiener y el índice dcova
- Describir la diversidad beta con el índice de Morisita-Horn.
- Obtener un listado de especies del BMM.

MATERIALES Y MÉTODOS

Antecedentes generales

Estos boques mesófilos de montaña se encuentran en la región XI Sierras del sur de Chiapas. Esta región es muy amplia y está subdividida en tres subregiones: 1) Sur de Chimalapas, 2) Parteaguas Sierra Madre del sur y 3) Tacaná. (CONABIO, 2010).

Este trabajo se realizó en la subregión denominada por CONABIO como “11.3 Tacaná”. De esta subregión, el estudio se enfocó a bosques ubicados en terrenos de los ejidos: Benito Juárez, Justo Sierra, Motozintla, y en las tierras comunales de Niquivil Tonincanaque, todos dentro del municipio de Motozintla. Estas áreas se encuentran en su mayor parte, bajo el esquema de pago por servicios ambientales de la Comisión Nacional Forestal.

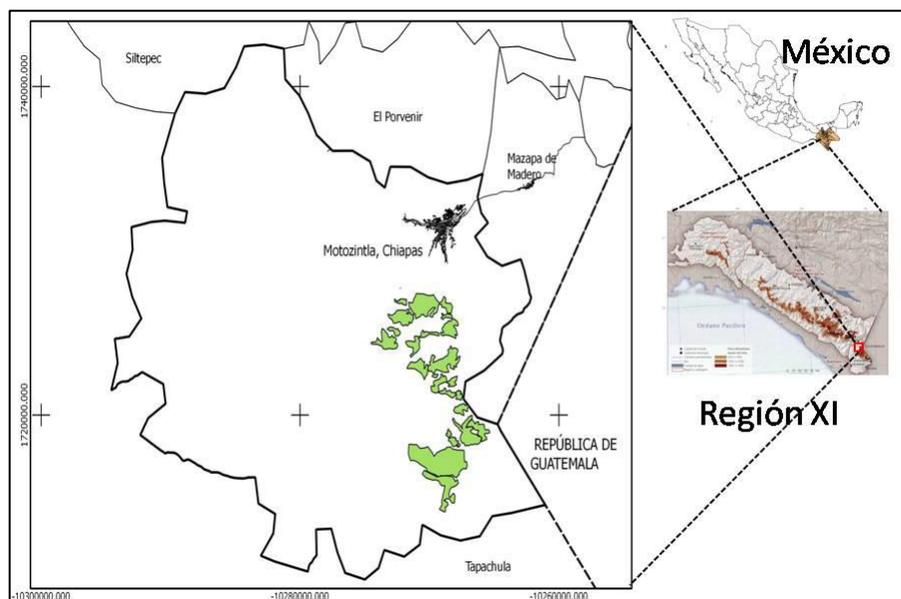


Figura 1. Ubicación de la región XI Sierras del sur de Chiapas y área de estudio dentro de la subregión del Tacaná (CONABIO, 2010)

Con base en los recorridos de campo se encontró la distribución local de BMM de los 1800 a 2650 msnm. Entre estas altitudes se delimitaron tres gradientes de altitud, de aproximadamente 283 m de amplitud. Debido a que los terrenos son ejidales, los bosques se encuentran muy cercanos a carreteras, caminos y asentamientos humanos, por lo cual estos presentan un cierto grado de perturbación como: senderos, tuberías de agua, extracción de árboles secos para leña, y extracción de tierra de monte. Sin embargo, las reglas ejidales permiten un aprovechamiento moderado, gracias a la cual el bosque conserva gran parte de su estructura, funcionamiento y diversidad.

Sobre su ubicación geográfica, el área de estudio se encuentra ubicada en la región socioeconómica XI Sierra Mariscal, que comprende 11 municipios del estado de Chiapas. De ellos, este trabajo se centró en el municipio de Motozintla, debido al conocimiento previo que se tiene del área.

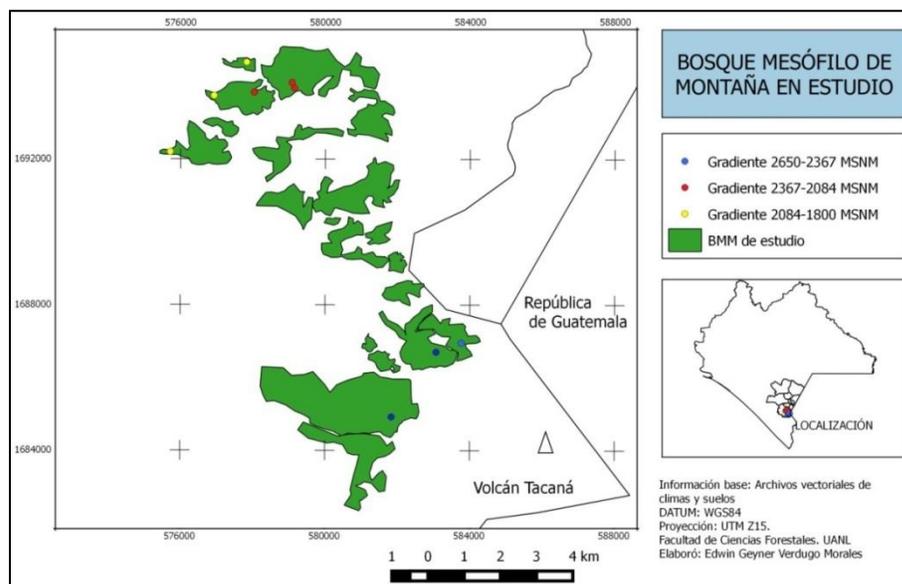


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo siguiendo un gradiente altitudinal en los polígonos delimitados de un bosque mesófilo de Montaña.

Gradiente	Sitio	Rango de altitud (msnm)	Altura (msnm)	Coordenadas	
				N	E
1	1.1	Superior 2650-2367	2560	1686702.00 m	583069.00 m
	1.2		2640	1684919.00 m	581834.00 m
	1.3		2635	1686953.00 m	583765.00 m
2	2.1	Intermedio 2367-2084	2108	1693836.42 m	578030.24 m
	2.2		2253	1694102.00 m	579072.00 m
	2.3		2268	1693952.99 m	579139.05 m
3	3.1	Inferior 2084-1800	2007	1694661.00 m	577821.00 m
	3.2		1815	1693741.87 m	576920.08 m
	3.3		1890	1692198.00 m	575714.14 m

Tabla 3. Datos geográficos de los puntos de muestreo

Climatología y edafología

El clima es de tipo C(m)(w) de la clave de Köppen modificado por García, (1964), que es un tipo templado húmedo, con lluvias intensas en verano que compensa la sequía en invierno. Precipitación del mes más seco inferior a 40 mm, con un % de lluvia invernal menor a 5. El BMM se encuentra distribuido entre los lugares con mayor precipitación. Para esta región se tienen isoyetas desde 3000 mm alrededor de los 1800 msnm, hasta 4000 mm promedio anual en los 2500 msnm (Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2001). Esto lo convierte en uno de los lugares con mayor precipitación del estado de Chiapas y de México.

La temperatura varía de los 14°C a los 18°C promedio anual. La porción más fría, no es la parte más alta, es una porción ubicada entre de 2000 a 2200 msnm, tal como se muestra en la isoterma. Esto se debe a la orografía que provoca que en esta porción se presenten vientos húmedos y nubosidad permanente proveniente del océano pacífico. (CONABIO, 2001)

De acuerdo con el INEGI, el BMM de este estudio presenta dos tipos de suelo, y en mayor parte está ubicado en suelos acrisoles, y en menor medida en suelos regosoles. Los sitios de muestreo se ubicaron en suelos acrisoles.

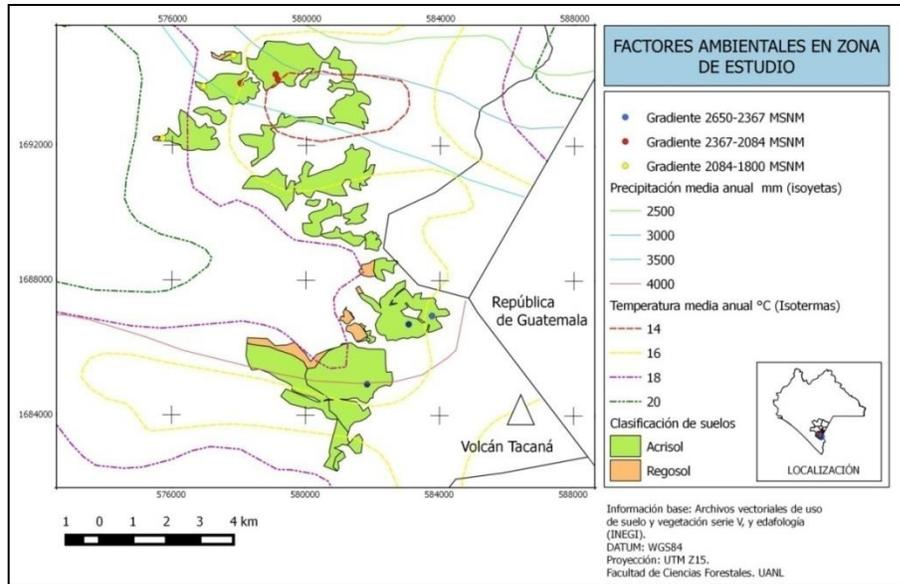


Figura 3. Isotermas, Isoyetas y tipos de suelo en el área de estudio

Geología

El material geológico del área está compuesto por tres tipos de rocas: Ígnea extrusiva básica, Ígnea intrusiva ácida y metamórfica.

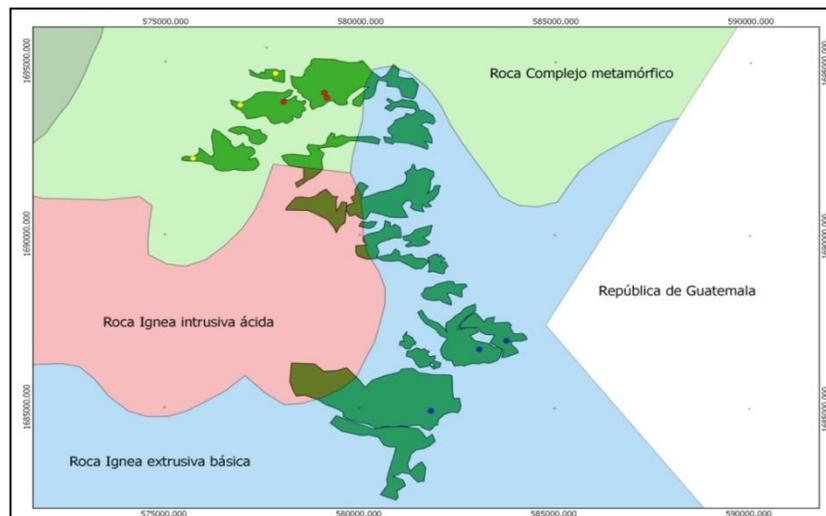


Figura 4. Tipos de rocas en las áreas de estudio

Provincia fisiográfica

De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística e Informática, (2001), una provincia fisiográfica es un conjunto estructural de origen geológico unitario, como morfología propia y distintiva. El área de estudio se encuentra en la región fisiográfica XV Cordilleras de Centroamérica. Esta se divide en dos subprovincias, una de ellas es la de volcanes de Centroamérica, que se localiza en la parte sur-sureste de la región, principalmente en el municipio de Motozintla y Mazapa de Madero, que es donde se ubica el área de estudio. Esta porción está clasificada como un sistema de topoformas sierras altas volcánicas.

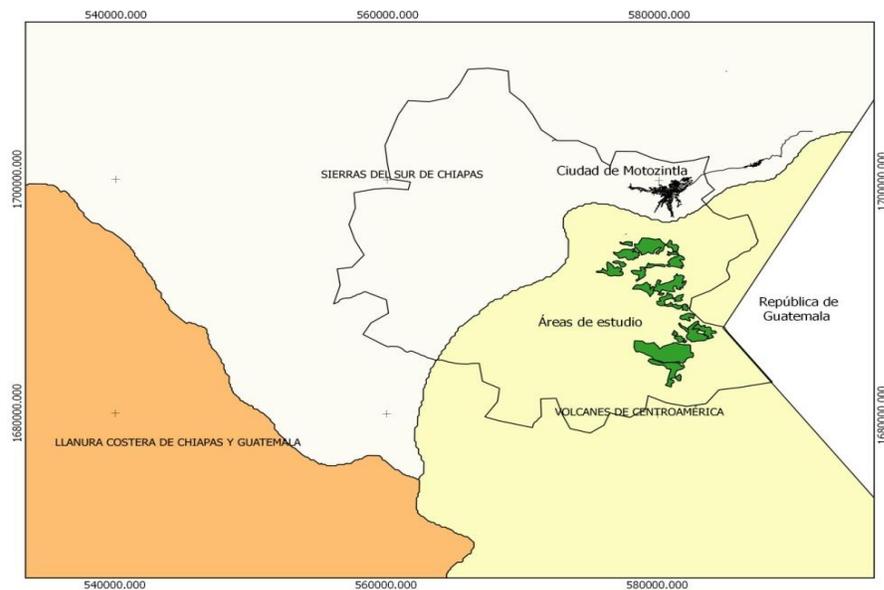


Figura 5. Subprovincia fisiográfica de las áreas de estudio.

Hidrología

El área de estudio está ubicada en la región hidrológico-administrativa XI Frontera Sur (Comisión Nacional del Agua, 2016). La zona de estudio se encuentra ubicada en tres microcuencas: La subcuenca RH23ag Río Huehuetán, RH23Ba Río Huixtla y RH30fm Río Tapizaca tal como se ve en el mapa.

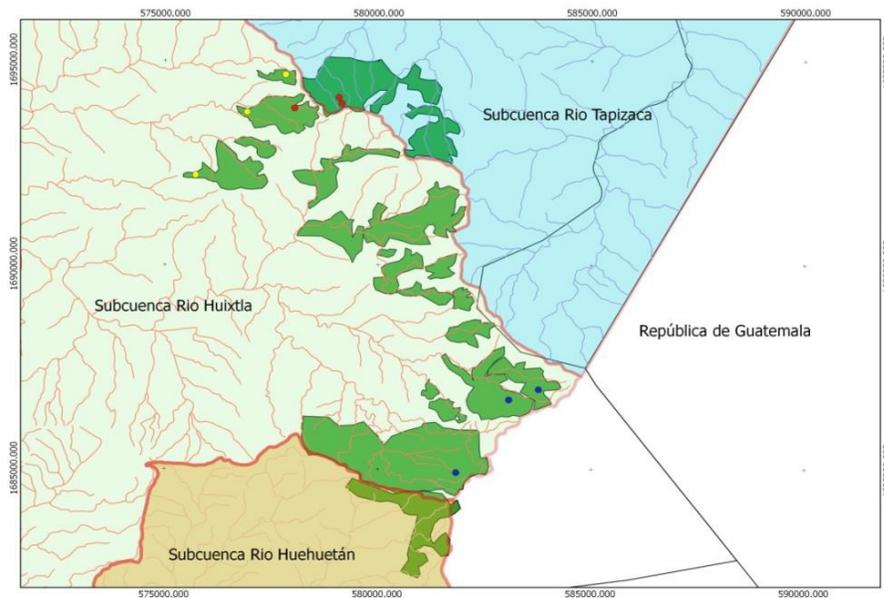


Figura 6. Ubicación del área de muestreo en las cuencas hidrográficas.

Muestreo

Se delimitaron los polígonos de BMM con cobertura vegetal mayor a 70% con apoyo del archivo vectorial de uso de suelo y vegetación serie V del INEGI, utilizando los programas informáticos de sistemas de información geográfica libres, Google earth pro y Qgis 2.8.1. Con estas herramientas se delimitaron 19 polígonos de BMM conservados, que dieron una extensión territorial de 2164.6 hectáreas. Posteriormente se hizo una visita a campo para corroborar la existencia de los macizos boscosos. Dentro del área delimitada se distribuyeron

tres sitios de muestreo por cada gradiente, en total 9 sitios circulares de 1000 m² cada uno, teniendo un tamaño de muestra de 9,000 m². Se buscaron los polígonos menos perturbados y dentro de ellos se ubicaron los puntos en áreas alejadas de caminos u obras de infraestructura como tuberías de agua potable, o brechas de extracción de leña.

En los sitios de muestreo se registró información dendrométrica como altura total con apoyo de un Haglot clinómetro electrónico, y el diámetro a la altura del pecho. Se registró el nombre científico del individuo o en dado caso, una colecta botánica y fotografías de los caracteres necesarios para su identificación taxonómica.

Para lo anterior, se consideró como árbol, todo aquel individuo que presentó tallo leñoso, con una altura total mínima de 3 m, y un mínimo de 2.5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP). Los individuos que a la altura del DAP, presentaron doble tallo, se tomaron como individuos distintos. Cuando se presentaron individuos que, después de compensar la pendiente, estaban con una porción de su DAP dentro de la circunferencia, se tomaron en cuenta de manera alternada: una sí y una no. Los trabajos de campo se realizaron en dos etapas. La primera en diciembre de 2016, la segunda en agosto-septiembre de 2017.

Trabajo de gabinete

La información dendrométrica fue capturada en Microsoft Excel 2007. Las muestras botánicas fueron deshidratadas en un horno construido de madera, y junto a las fotografías tomadas en campo, se utilizó para la identificación de las muestras. Para ello se consultó la base de datos en línea www.tropicos.org, se hizo una visita de 5 días a la reserva de la biosfera El Triunfo para consulta técnica y se consultó a personal especializado del herbario del Colegio de la Frontera Sur de San Cristóbal.

También se usaron de base las siguientes obras “Listado de Flora y Fauna de la reserva de la biosfera El Triunfo” (de uso interno de la ANP), The red list of mexican cloud forest trees (González-Espinosa, Meave, Lorea-Hernández, Ibarra Manríquez & Newton 2011), The Checklist of the native vascular plants of México (Villaseñor, 2016), árboles y arbustos de los bosques mesófilos de montaña en Chiapas (Ramírez-Marcial *et al.*, 2010).

Los análisis estadísticos de los datos se realizaron con el apoyo de los programas: IBM SPSS statistics 22, Multivariate statics Package (MVSP), y el programa Statical Estimation of Especies Richness and Shared Species From Samples (STIMATES versión 9.1.0). Los diversos índices utilizados fueron:

Índice de Shannon-Weaver.

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

Donde:

p_i = proporción de las especies $p_i = n_i/N$
 \ln = logaritmo natural
 n_i = número de individuos de la especie i
 N = número total de individuos

Índice transformado de Fager (dcova)

$$\lambda_{dcova} = \frac{1}{\lambda_0} \sum_{i=1}^k \pi_i R_i$$

Donde:

λ_{dcova} = índice de diversidad *dcova*
 k = número de especies.
 π_i = vector abundancia de especies ($\pi_1 \dots \pi_n$)
 R_i = Rango de las especies en orden decreciente de su importancia
 $\lambda_0 = \frac{K+1}{2}$

Equidad de Pielou.

$$J' = \frac{H'}{\ln H'}$$

Donde:

J' = Índice de equidad de Pielou

H' = Índice de Shannon

$\ln H'$ = Logaritmo natural de H' .

Índice Dcova

Donde:

$$\lambda_{dcova} = \frac{1}{\lambda_0} \sum_{i=1}^k \pi_i R_i$$

λ_{dcova} = índice de diversidad *dcova*.

k = número de especies

π_i = vector abundancia de especies ($\pi_1 \dots \pi_n$)

R_i = Rango de las especies en orden decreciente de su importancia

$$\lambda_0 = \frac{K+1}{2}$$

Índice de Morisita-Horn

$$I_{M-H} = \frac{2 \sum (a_i \times b_j)}{(d_a + d_b) aN \times bN}$$

Donde:

a_i = número de individuos de la i -ésima especie en el sitio A

b_j = número de individuos de la j -ésima especie en el sitio B

$$d_a = \sum a_i^2 / aN^2$$

$$d_b = \sum b_j^2 / bN^2$$

Estructura arbórea

Área basal por hectárea (AB)

$$AB_{ha} = \left(\sum_i^{ni} 0.7854 * DAP^2 \right) 10$$

Dónde:

AB_{ha} = área basal por hectárea

DAP = diámetro a la altura del pecho en metros

Densidad por hectárea.

$$D_{ha} = \left(\sum_{i=1}^{ni} i \right) * 10$$

Dónde:

D_{ha} = Densidad por hectárea (No. ind/ha)

i = individuo

(i=1) = individuo número uno.

ni = enésimo individuo

Índice de valor de importancia

$$IVI = \frac{\sum_n^{i=1} (AR_i, DR_i, FR_i)}{3}$$

Donde:

AR_i = Abundancia relativa

DR_i = Dominancia relativa

FR_i = Frecuencia relativa

RESULTADOS

Composición y Riqueza (S)

Del total de los 9 sitios muestreados (9,000 m²) se encontraron 1561 individuos, distribuidas en 108 especies, 75 géneros y 50 familias. De estos, se registraron 33 especies en el gradiente uno, que es el del límite superior que va de 2650 a 2367 msnm, 40 especies en el gradiente intermedio de 2367 a 2084 msnm, y 82 especies el límite inferior que es el gradiente 3 que va de 2084 a 1800 msnm.

De los 1561 individuos registrados, las cinco especies con mayor número de individuos fueron: *Critoniadelphus nubigenus* con el 10% de los individuos, *Hedyosmum mexicanum* 7%, *Rondeletia buddleioides*, *Miconia oligocarpa*, y *Quercus benthamii* con el 4%

Haciendo un análisis de los géneros más representados en el BMM se tiene que *Oreopanax*, *Parathesis* y *Prunus* representan en conjunto un 12% de las especies, mientras *Saurauia* y *Rondeletia* el 6%. El 82% restante está distribuido entre los otros 71 géneros.

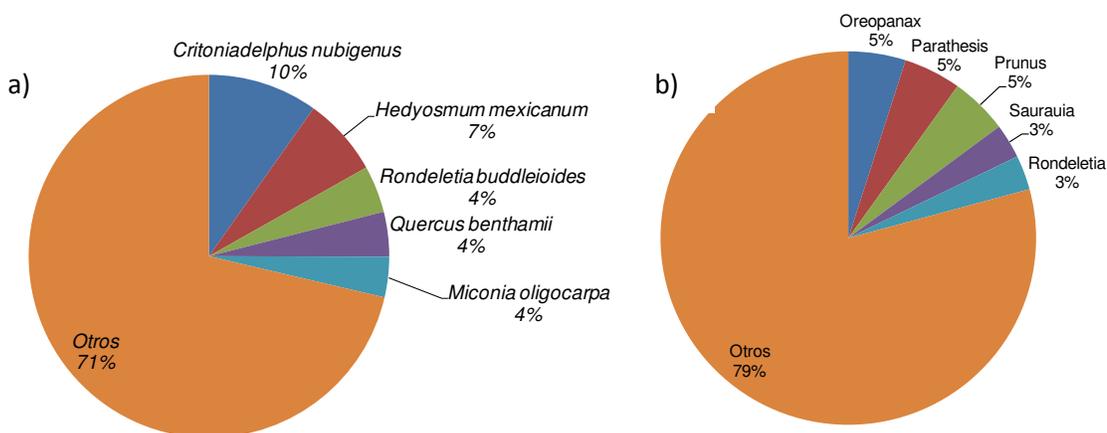


Figura 7. a) Especies y b) géneros mejor representados en un BMM en la sierra Madre de Chiapas

Las familias más abundantes registradas son: Rubiaceae, Theaceae, Asteraceae, Lauraceae (5 géneros c/u), Myrsinaceae y Meliaceae (4 géneros c/u).

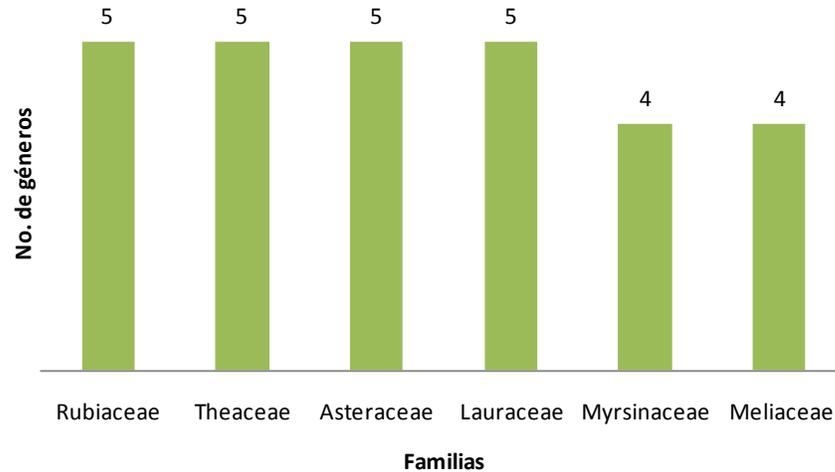


Figura 8. Familias con mayor número de géneros en un BMM en la Sierra Madre de Chiapas.

El análisis de la riqueza observada entre gradientes, muestra que ésta tiende a aumentar, a medida que se desciende en altitud. Esto es: hay mayor riqueza de especies en gradiente inferior que en los gradientes intermedio y superior. Esta tendencia se observa para el número de individuos, géneros y familias.

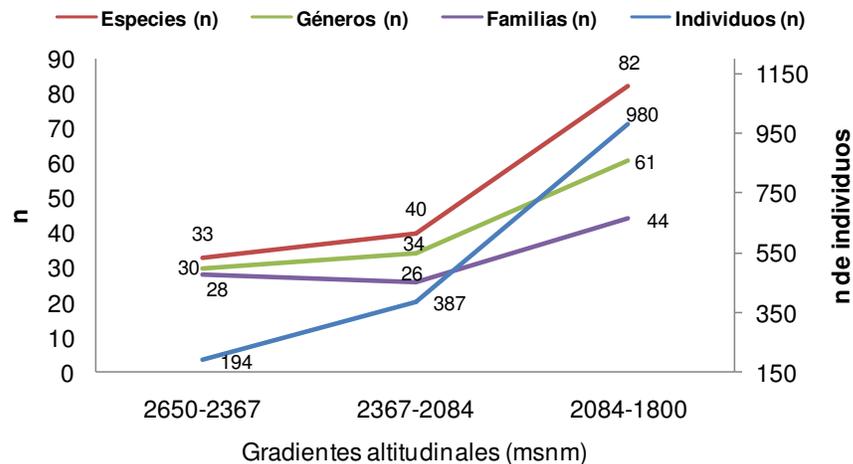


Figura 9. Números absolutos de riqueza observada de especies, géneros y familias por gradiente altitudinal, en el bosque mesófilo de montaña en la Sierra madre de Chiapas. Los resultados son de las sumas de los 3 sitios por cada gradiente altitudinal.

Los datos de riqueza observada entre gradientes, muestran que se registraron más, especies, géneros y familias, en casi el doble de cantidad, en el tercer gradiente que en el gradiente dos, que es el que le sigue en números. De igual manera se observa que el gradiente superior e intermedio mantienen números similares de especies, géneros y familias,

Dentro de las especies más representadas por gradiente, algunas se caracterizan por ser de amplia distribución dentro del BMM, además de ser abundantes. Las especies más abundantes son *Quercus benthamii* y *Miconia oligocarpa*, las cuales se encuentran presentes en los tres gradientes altitudinales.

Algunas especies muestran alta abundancia sin estar presentes en todo el gradiente altitudinal. *Hedyosmum mexicanum* es la especie más dominante en el gradiente uno y dos, Sin embargo, en el gradiente tres, no figura entre las primeras 15 especies. Algo similar ocurre con *Critoniadelphus nubigenus* que es la especie dominante en el gradiente altitudinal tres, y la tercera especie en gradiente dos, no obstante, no está presente entre las primeras 15 especies en el gradiente uno.

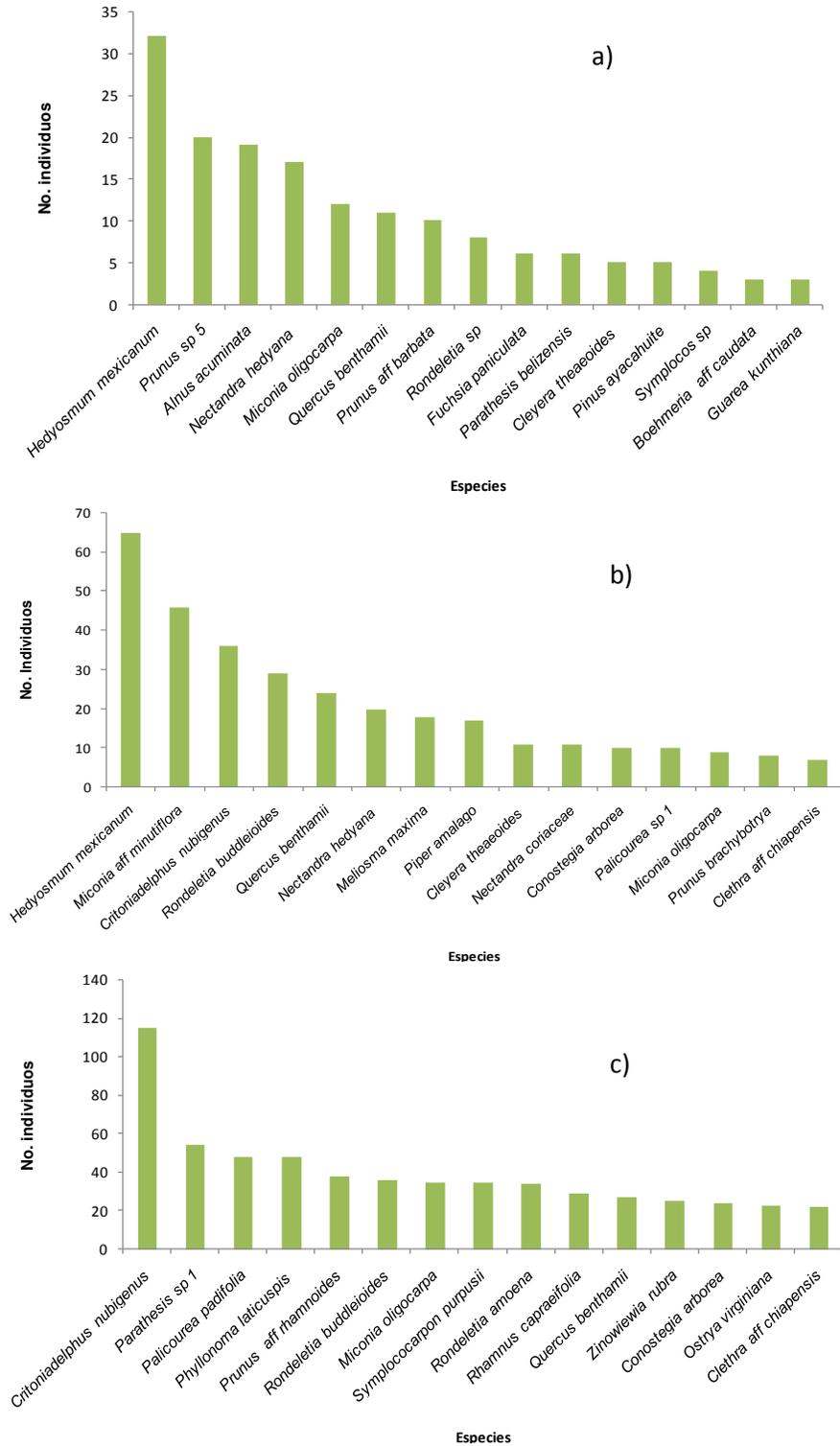
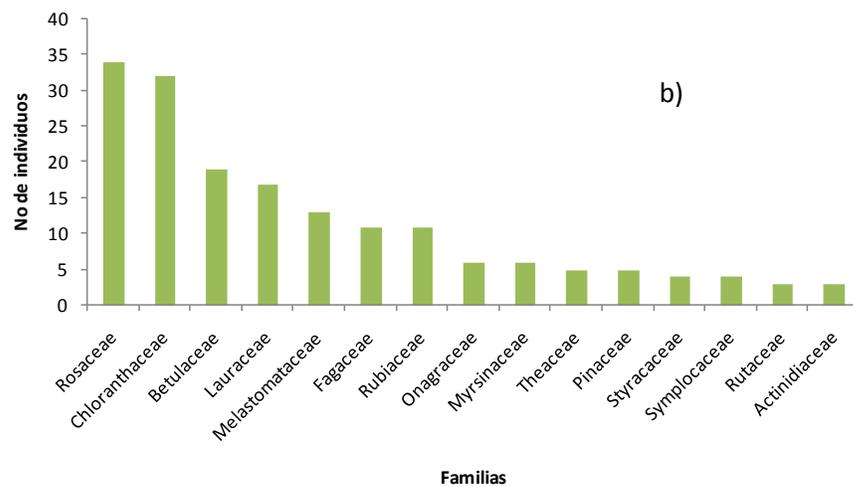
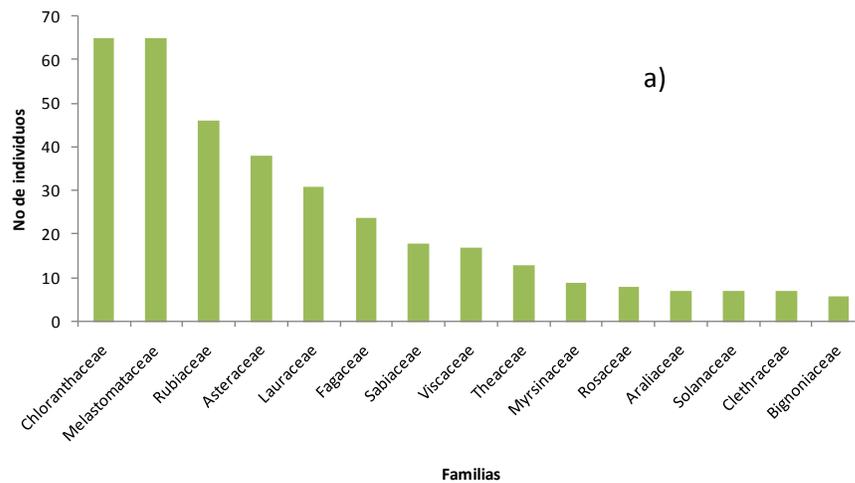


Figura 10. Las 15 especies mejor representadas en los tres gradientes altitudinales a) Gradiente altitudinal de 2650 a 2367 msnm, b) Gradiente altitudinal de 2367 a 2084 msnm, c) Gradiente de 2084-1800 msnm.

Haciendo el análisis de las familias por gradientes altitudinales, se encontró que en el gradiente uno la familia con más individuos tiene es Rosaceae, debido a la abundancia de los *Prunus*. En el gradiente dos, Chlorantaceae es la familia dominante, debido a la abundancia de *Hedyosmum mexicanum*, y al igual que esta especie, esta familia no se encuentra entre las familias top del gradiente inferior. En el gradiente tres la familia dominante es Rubiaceae.

Las familias que engloban una mayor cantidad de géneros, por lo tanto, tuvieron un comportamiento distinto a las especies. De las 15 familias más abundantes por gradiente, Melastomataceae, Rubiaceae, Myrcinaceae y Theaceae están presentes en los tres gradientes altitudinales.



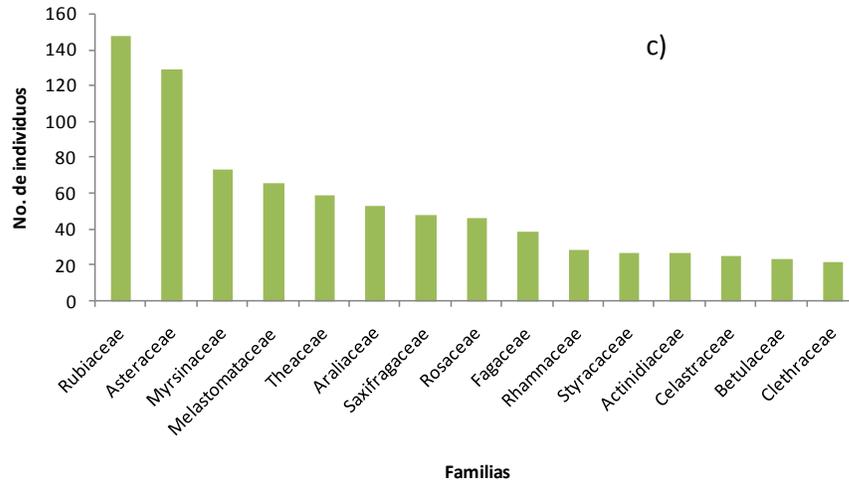


Figura 11. Familias más representadas por individuos por gradientes altitudinales a) Primer gradiente, b) segundo gradiente, c) tercer gradiente.

Para conocer el comportamiento de la riqueza observada a nivel estadístico, se analizaron los datos de especies y familias de los sitios muestreados. Se comprobó que dichos datos cumplieran los requisitos de distribución normal y homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene.

En el análisis de la riqueza de especies entre los sitios de muestreo, se encontró que el promedio de especies por sitios en el BMM fue de 27 sp/0.1 ha, con un mínimo de 14 especies en el sitio 2.2 y un máximo de 50 especies en el sitio 3.3. El sitio de menor riqueza está, dominado por *Alnus acuminata* y *Prunus sp.* El sitio de mayor riqueza está dominado por especies como *Parathesis sp.*, *Phyllonoma latiscuspis*, *Symplocarpon purpussi*, *Critoniadelphus nubigenus*, *Palicourea padifolia* y *Oreopanax xalepensis* principalmente. De acuerdo con estos datos, el sitio de mayor riqueza contiene alrededor de 3.5 más especies que el sitio con menos riqueza.

A nivel gradiente, se observa que el promedio para el gradiente uno es de 17.3 especies/0.1ha, en el segundo gradiente es de 21.7 especies/0.1 ha y de 43.7 especies/0.1 ha para el gradiente tres. Los valores promedios muestran la tendencia de que, a menor altura, se tienen mayor riqueza de especies.

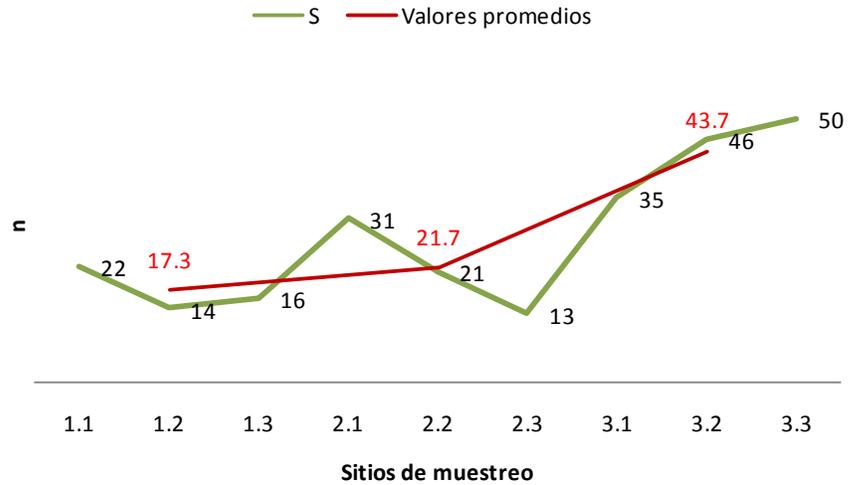


Figura 12. Datos de riqueza de especies y su tendencia de distribución, en un BMM en la sierra Madre de Chiapas. dónde los sitios 1's son del gradiente superior y los 3's del gradiente inferior.

El análisis de varianza con un 95% de confiabilidad, demostró que hay diferencias significativas entre las riquezas de especies entre gradientes altitudinales (mostrar valores de p y gl). En una comparación de medias con la prueba de Tukey, se encontró que el gradiente tres, es estadísticamente diferente en relación con el gradiente uno y dos.

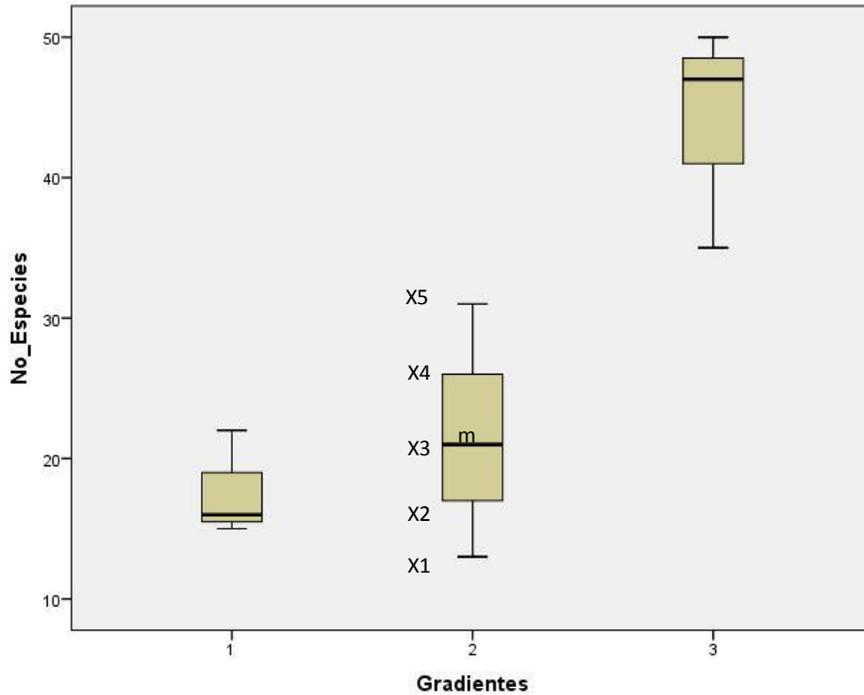


Figura 13. Gráfico de tallos y hojas, donde se muestra la distribución de los datos de riqueza de especies en los tres gradientes altitudinales en un bosque mesófilo de montaña en la Sierra Madre de Chiapas.

En el gráfico anterior: las barras verticales están divididas en cuartiles (4 secciones) que contienen 25% de los datos cada uno. Las cajas representan el 50% de los datos centrales distribuidos cercanos a la media. La barra horizontal es la mediana (m), y los extremos de las líneas verticales (X1, X5), son los valores mínimos y máximos respectivamente.

En el análisis de la riqueza de familias se encontró un promedio de 23 familias/0.1 hectáreas. Se registró un valor mínimo de familias en el sitio 2.3 con 12 familias y un valor máximo en el sitio 3.3 con 33 familias.

Los valores promedios por gradientes mostraron una tendencia a aumentar el número de familias en gradientes inferiores, tal como se puede observar en la figura 9

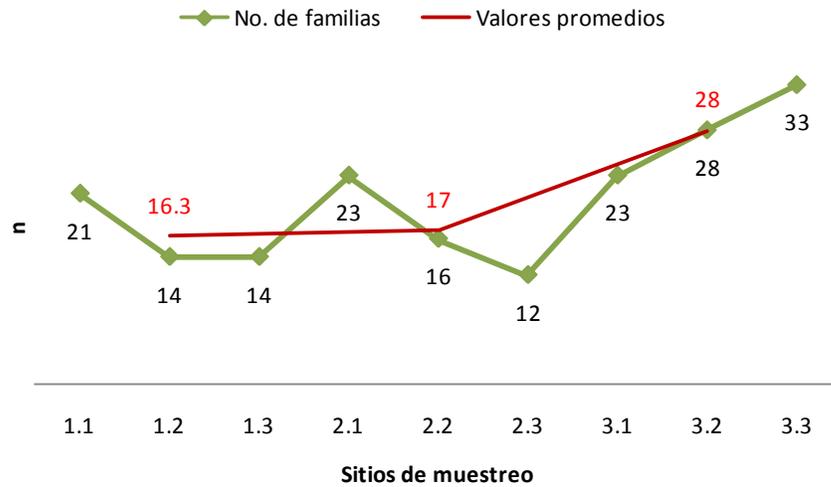


Figura 13. Riqueza de familias y su tendencia en un BMM en la sierra madre de Chiapas. Los sitios 1's son del gradiente superior y los 3's del gradiente inferior.

El análisis de varianza al 95% de confiabilidad para los datos de familias, mostraron diferencias significativas entre los gradientes altitudinales. Se compararon medias con la prueba de Diferencia Mínima Significativa (DMS) (la comparación de medias con Tukey, no mostraron diferencias significativas). Los resultados indican que la riqueza de familias del gradiente tres, es estadísticamente mayor en relación con los gradientes uno y dos.

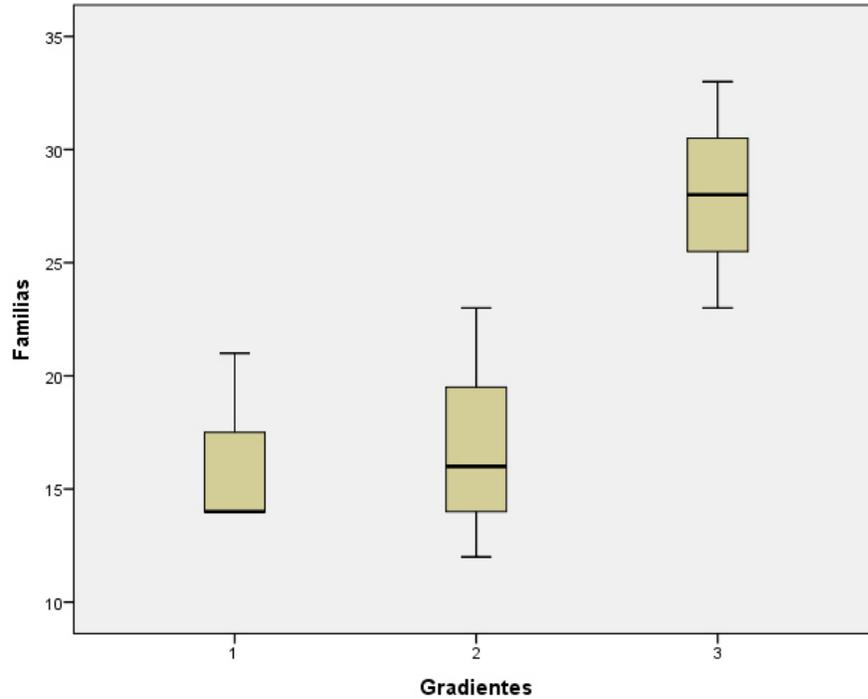
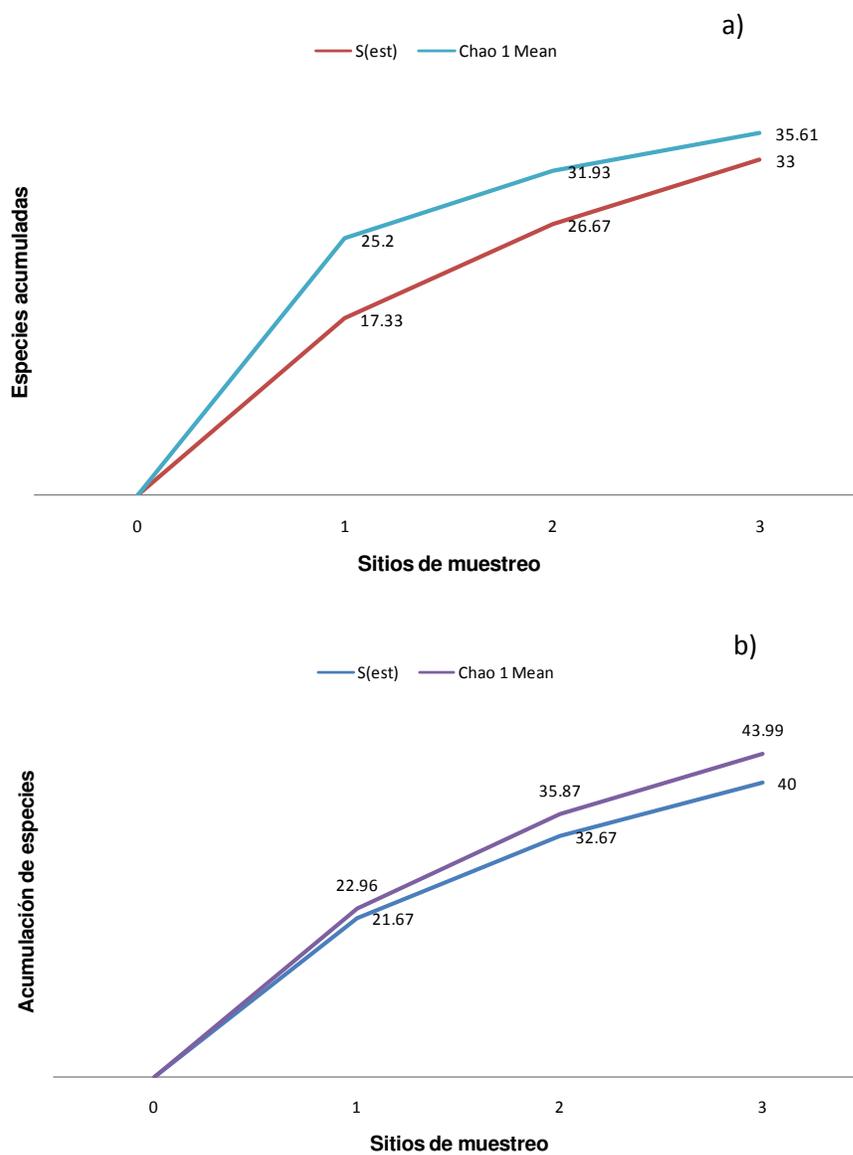


Figura 14. Gráfico de tallos y hojas de la distribución por gradientes altitudinales, en donde se aprecia la diferencia significativa para el gradiente tres a un nivel de significancia del 95%.

Se utilizó el estimador no paramétrico Chao 1, para la construcción de la curva de acumulación de especies y obtener la riqueza estimada, así como la eficiencia del esfuerzo de muestreo. Se observa que las curvas no alcanzaron asíntotas en ninguno de los gradientes. De acuerdo con este índice en el gradiente uno, se logró registrar 93% las especies, que es donde más alto se registró ese porcentaje. Para este esfuerzo de muestreo se esperarían 36 especies. El otro extremo es el gradiente tres, en donde se logró registrar 85% de las especies.

Gradiente	Riqueza de especies muestreada (s)	Riqueza estimada (s')	Eficiencia del muestreo (%)
1	33	36	93
2	40	44	91
3	82	97	85

Tabla 4. Datos de la riqueza esperada y eficiencia de muestreo por gradiente altitudinal



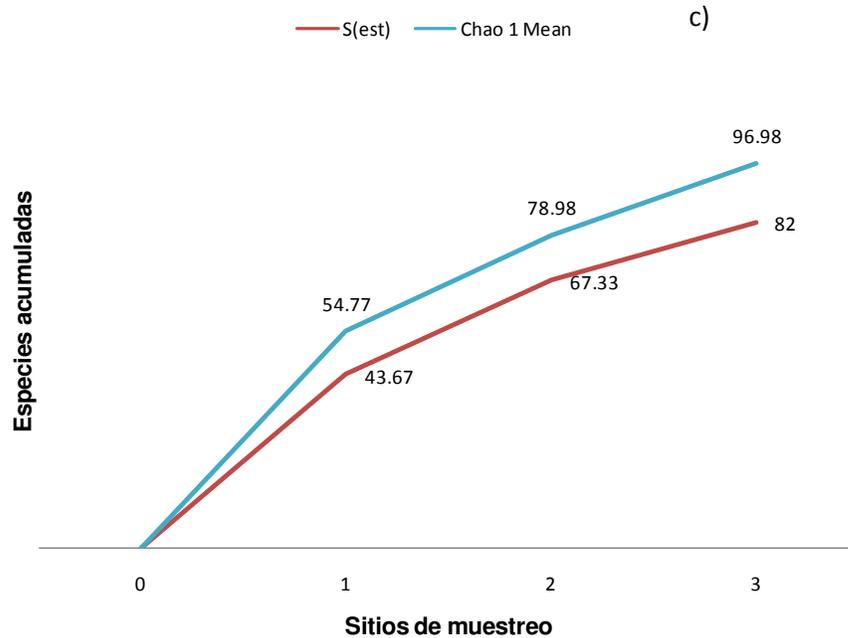


Figura 15. Curva de acumulación de especies para los gradientes altitudinales usando el estimador de Chao 1, en el BMM en la sierra madre de Chiapas. a) gradiente 1, b) gradiente 2, c) gradiente 3.

Diversidad alfa

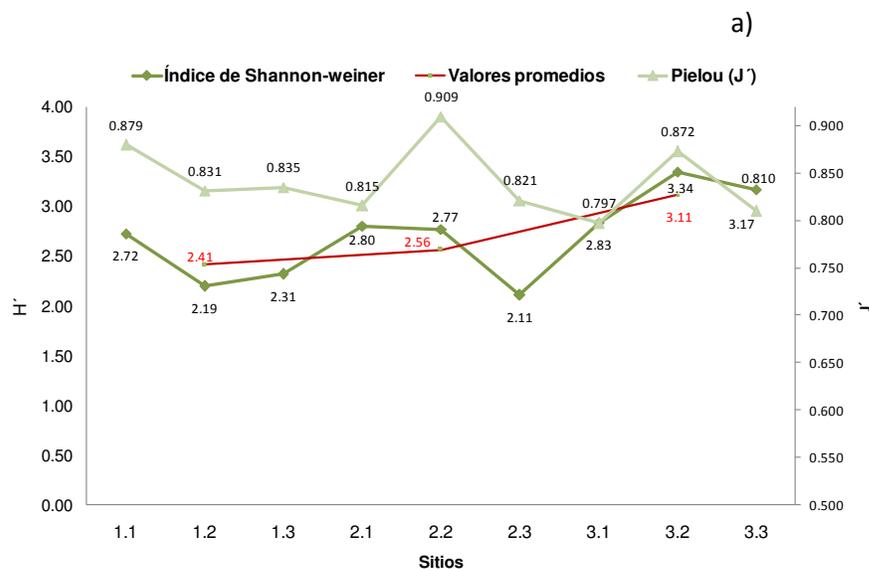
Shannon-Wever. El índice de Shannon para las 0.9 hectáreas fue de 3.97. Calculándose por sitio, el valor promedio fue de 2.69, con un valor máximo de 3.34 para el sitio 3.2 y un valor mínimo de 2.11 para el sitio 2.3.

Se observó que los índices de Shannon siguieron una tendencia a aumentar de valor a medida que se disminuye la altitud. Esto es: se obtuvo un índice promedio de 2.4 en el primer gradiente, 2.56 en el segundo y 3.11 en el tercer gradiente. (Figura 17a)

Los valores del índice de Shannon y la riqueza específica son dos valores muy correlacionados, y se observó gráficamente que ambos valores siguieron las mismas tendencias para los gradientes uno y dos. Sin embargo, se observa que

para el sitio 3.3, hay un cambio en el comportamiento, tal como se observa en la figura 17a. La tendencia para los gradientes uno y dos, es que son proporcionales, es decir, al aumentar la riqueza de especies, aumenta el índice de Shannon, y viceversa, pero esto no ocurre de para el sitio 3.3, que es el de mayor riqueza de especies. Esto es: con el aumento de la riqueza de especies, el índice no aumentó, al contrario, registró una disminución de valor.

Para conocer la equitatividad o la proporción de la diversidad observada en relación con la diversidad máxima, se calculó el índice de Pielou para los índices de Shannon. Se encontró que el sitio 3.1 es el de menor valor con 0.79 y el sitio 2.2 registra el valor más alto con un índice de 0.90. El promedio general fue de 0.84, lo cual representa una alta representatividad. (Figura17 a.)



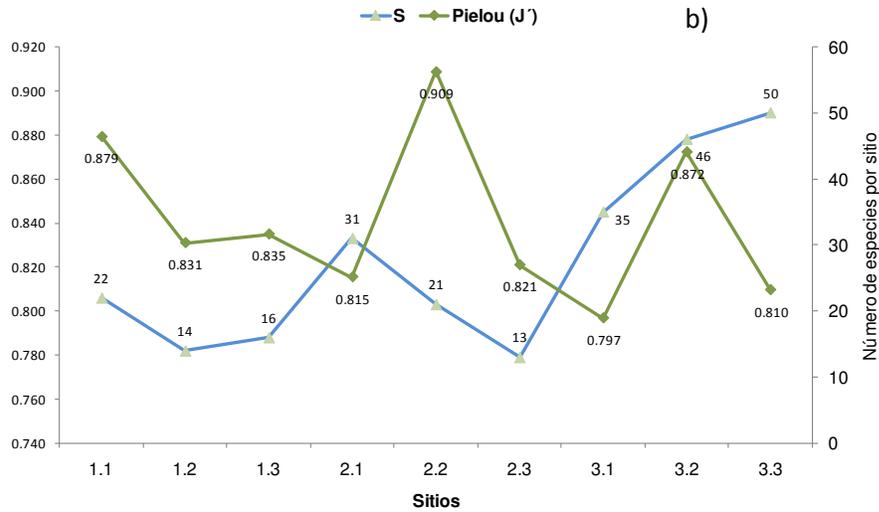


Figura 16. a) Índices de Shannon para los sitios de muestreo en BMM, b) índice de Pielou y comparación de tendencia con la riqueza observada de especies.

Aunque los índices de Shannon presentaron una tendencia a aumentar hacia gradientes altitudinales menores, en el análisis de varianza realizado con una confiabilidad del 95%, estas diferencias no resultaron ser estadísticamente diferentes.

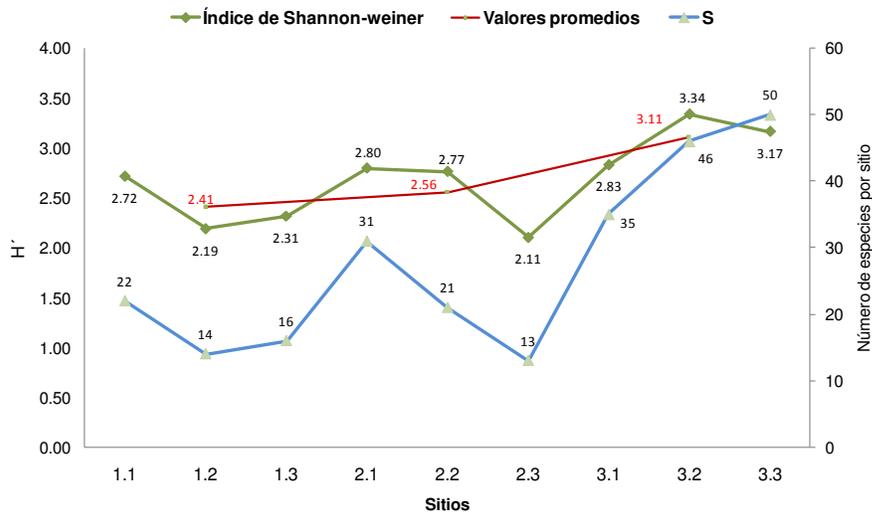


Figura 17. Comportamiento de los índices de Shannon en los sitios y gradientes altitudinales en BMM en la Sierra madre de Chiapas. Se compara con los valores de riqueza de especies.

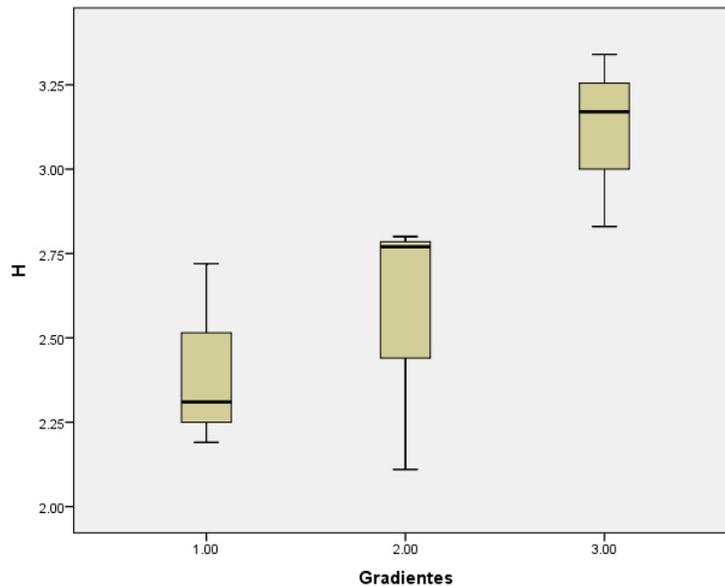


Figura 18. Distribución de los datos de diversidad con los índices de Shannon en los tres gradientes altitudinales. Se observa que el índice para el tercer gradiente no alcanza a ser significativa por muy pocos valores.

El índice dcova para los sitios muestreados se obtuvo un promedio general de 0.49, con un valor máximo de 0.61 para el sitio 2.2 y un valor mínimo de 0.39 para el sitio 3.3.

A nivel de gradientes se observó que el valor promedio, fue menor a medida que se descende en los gradientes altitudinales. En el gradiente superior se tuvo un índice promedio de 0.53, en el intermedio un índice promedio de 0.52 y en el tercer gradiente un promedio de 0.42. Estos valores promedios muestran en la gráfica, que el gradiente tres, tiene un valor menor que los primeros gradientes, a su vez los dos primeros gradientes, presentan valores más similares entre sí.

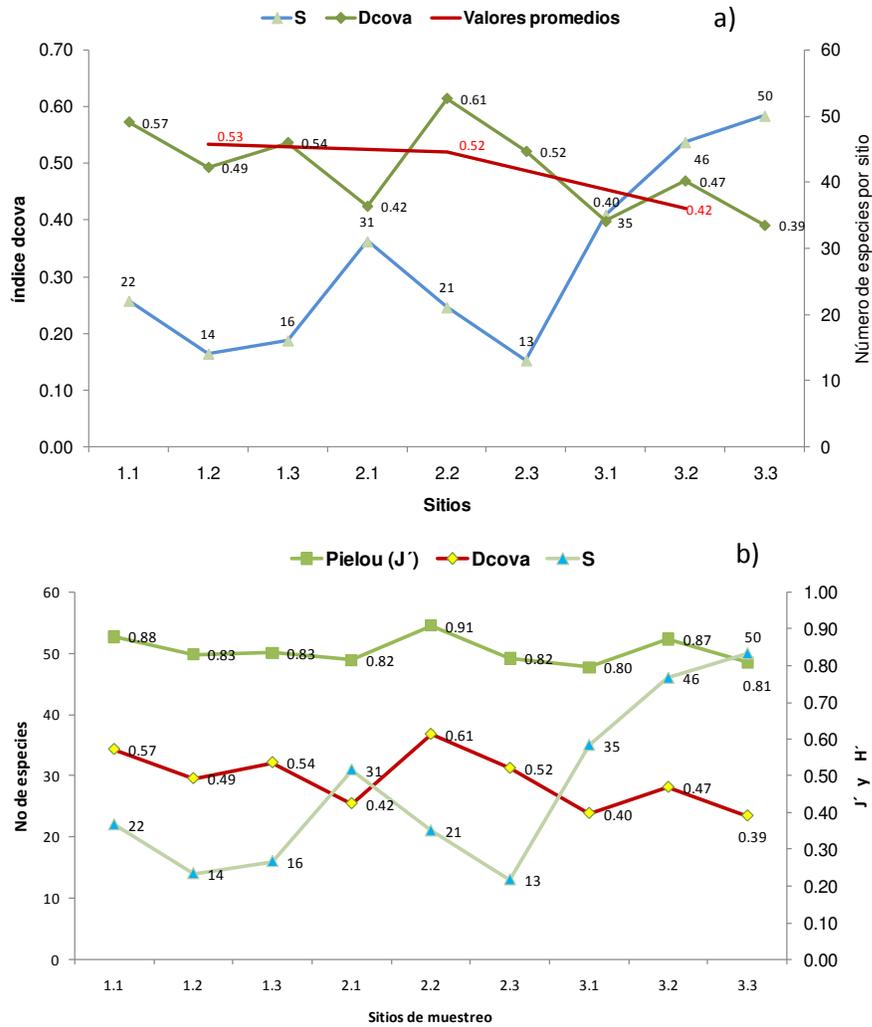


Figura 19. a) Comportamiento de los índices dcova en los sitios y gradientes altitudinales en BMM. b) Comparación de la tendencia del índice dcova con el índice de Pielou. Ambos valores se comparan con la tendencia de la riqueza observada de especies.

La comparación de los datos del índice dcova con los valores de riqueza específica no mostró similitud en tendencias. De igual manera los valores de este índice disminuyeron hacia gradientes altitudinales menores. Es importante notar que para el gradiente tres, que son los sitios con mayor riqueza de especies, mostró los valores más bajos de diversidad dcova.

Al contrario de Shannon este índice mostro más similitud en tendencia, con el índice de Pielou que con la riqueza de especies. El análisis de varianza para los

gradientes con los valores del índice dcova, realizada con una confiabilidad del 95%, no mostraron diferencias estadísticas significativas entre sí.

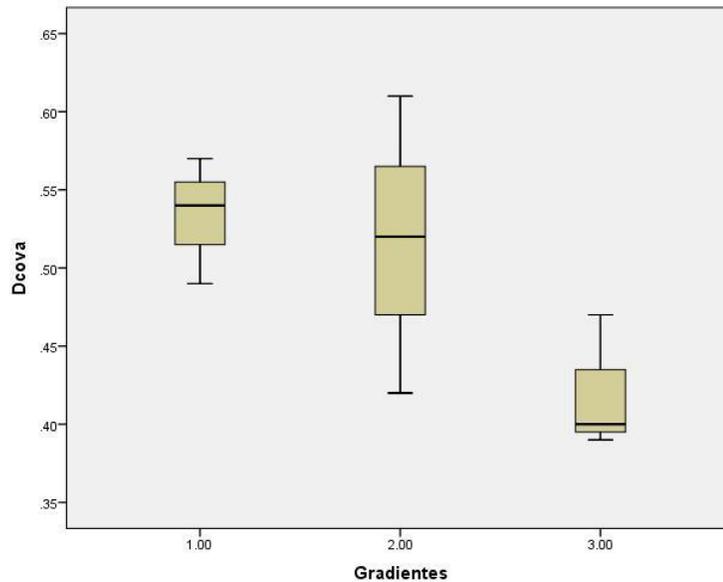


Figura 20. Distribución de los valores del índice dcova para lo cual no se encontró diferencias estadísticas significativas, a un 95% de confiabilidad.

Diversidad beta

El cálculo de diversidad beta, utilizando el índice cuantitativo de Morisita-Horn, se realizó agrupando las especies registradas en los sitios de muestreo por cada gradiente altitudinal, para compararlas entre sí. De acuerdo con los resultados arrojados, el gradiente superior y el intermedio resultaron tener un 55.76% de similitud de especies. El gradiente intermedio y el inferior comparten un 39.30% de similitud de especies. Comparando el gradiente superior y el inferior, se tiene un 15.92 % de las especies compartidas o de similitud.

Gradients	índice M-H	%
1 y 2	0.56	55.76
2 y 3	0.39	39.30
1 y 3	0.16	15.92

Tabla 5. Similitud entre los gradientes altitudinales de acuerdo con índice de Morisita-Horn

Para conocer la agrupación entre los sitios, se realizó un dendrograma utilizando el método Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean (UPGMA), utilizando el coeficiente de Sorensen. Se agruparon sitios similares, yendo de mayor a menor similitud, usando datos de presencia/ausencia de especies.

El dendrograma muestra que se formaron tres grupos: el primero formado por el sitio 3.2 y 3.3; el segundo grupo formado por el sitio, 2.1, 2.2, 2.3, y 3.1. El tercer grupo por los sitios 1.1, 1.2, y 1.3.

De los tres grupos formados, los más similares son el 3.3 y 3.2 con un coeficiente de 0.60; esto es 60% de las especies están presentes en ambos grupos. Ambos sitios pertenecen al gradiente altitudinal inferior.

De igual manera se puede ver que el grupo dos, contiene el mayor número de sitios, y son los del gradiente dos y uno del gradiente tres. No obstante, dentro de este grupo, los sitios del grupo dos, guardan mayor similitud entre ellos (0.44), que con el sitio del gradiente tres (0.40). Sin embargo, el sitio 3.1 comparte una mayor cantidad de especies con el gradiente intermedio (40%) que con los otros sitios del gradiente tres (19%).

Los sitios del gradiente superior se agruparon formando un grupo. Entre ellos, los sitios más parecidos son: el sitio 1.2 y 1.3 con un 60% de especies en común; y estos con el sitio 1.1, comparten 40% de las especies.

De acuerdo con el dendrograma, la similitud total entre todos los sitios muestreados es de 19%. Que es el % de especies compartidas por todos los sitios. Otra forma de analizar este dato es que el recambio de especies entre los gradientes altitudinales es del 81%, lo cual es el valor inverso de la similitud, o diversidad beta.

El recambio de especies entre los sitios 3.3 y 1.1, opuestos totalmente el dendrograma, es de 81%. Muy similar a lo obtenido con el índice de Morisita-Horn, que es de 84%.

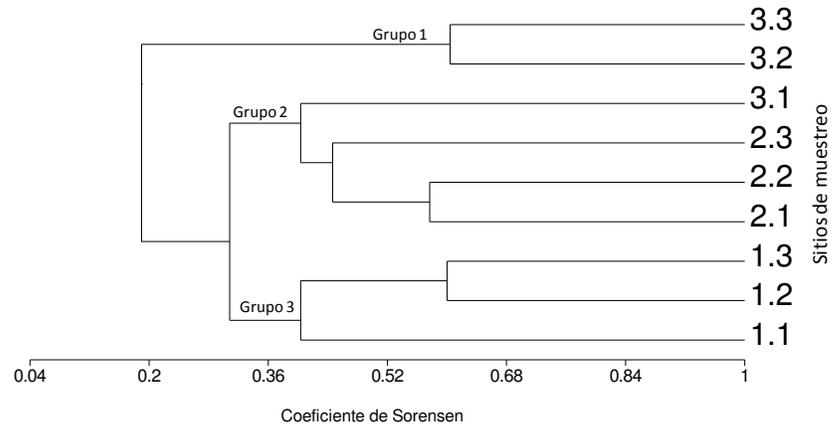


Figura 21. Dendrograma usando el coeficiente cualitativo de Sorensen. Se muestra la similitud de sitios con base en datos de presencia/ausencia.

Estructura

Densidad y Área basal. Del total del área muestreada se tuvo un promedio estimado de 1734.4 individuos/ha, con un mínimo de 520 ind/ha para el sitio 1.3 y un máximo de 3660 ind/ha para el sitio 3.3.

La densidad de individuos por hectárea mostró una ligera tendencia a medida que se descendió en gradiente altitudinal, por lo tanto, se obtuvo el valor mínimo en el gradiente más alto y el valor máximo en el gradiente inferior.

La diferencia en número de individuos entre el gradiente uno y dos, en términos generales no fue tan marcada, manteniéndose en un rango de 520-960 individuos/ha, a excepción del sitio 2.1 que presentó 2150 individuos/ha. y eleva el promedio del gradiente dos.

El gradiente tres mantiene valores muy elevados en relación con los dos gradientes anteriores, ya que sus valores oscilan entre 2870 y 3660 ind/ha.

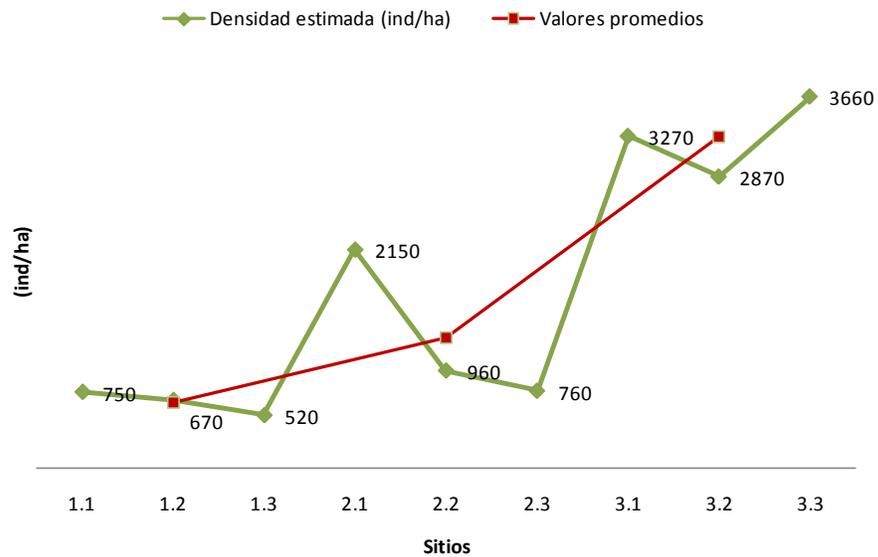


Figura 22. Comportamiento de la densidad estimada (ind/ha), siguiendo el gradiente altitudinal donde los sitios 1´s son los del gradiente superior y los sitios 3´s los del gradiente inferior.

Para los datos de densidad, agrupadas por gradientes, se le hicieron las pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas. Posteriormente se realizó un ANOVA, y se encontraron diferencias significativas entre los gradientes. Se hizo una comparación de medias con la prueba de Tukey, y se encontró que el gradiente tres, presenta diferencias significativas en relación con los otros dos gradientes.

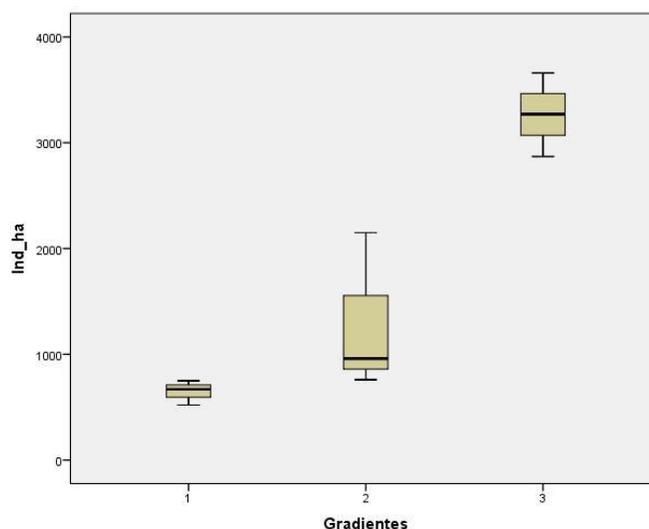


Figura 23. Distribución de los datos de densidad (ind/ha) en los tres gradientes altitudinales. Se visualiza la diferencia significativa del gradiente tres.

Se analizaron los datos de área basal (AB) de los 9 sitios de muestreo de 0.1 has. Se estimaron los valores por hectárea, encontrándose un promedio de 47.66 m²/ha con un valor mínimo de 24 m²/ha. en el sitio 1.3 y un valor máximo de 80.79 m²/ha. en el sitio 3.3.

En el gradiente superior se registró una menor área basal promedio, en relación con el gradiente intermedio e inferior. Se ve reflejada una ligera tendencia de disminución del área basal de manera inversa a la altitud, esto es, que a medida que se aumentó la altitud, disminuyó el área basal, al menos en los valores promedios. El valor promedio del gradiente uno fue de 34.7 m²/ha, el dos fue de 53.4 m²/ha. y el tres 55.41 m²/ha (figura 25). A pesar del comportamiento del área basal a aumentar a medida que se desciende en altitud, el análisis de varianza no mostró diferencias significativas en estas tendencias por gradiente altitudinal.

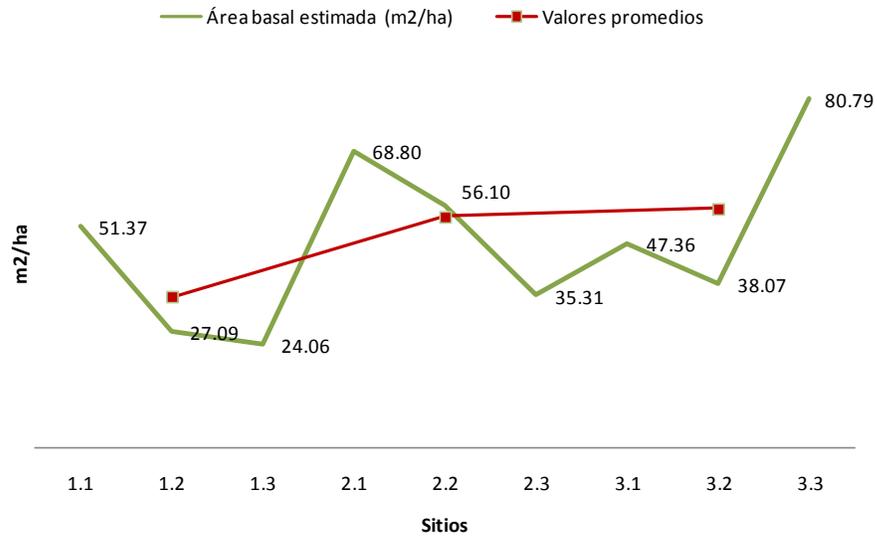


Figura 24. Comportamiento de los datos del área basal estimada (m²/ha) a lo largo de los tres sitios altitudinales. Donde los sitios 1's son los del gradiente superior y los 3's del gradiente inferior.

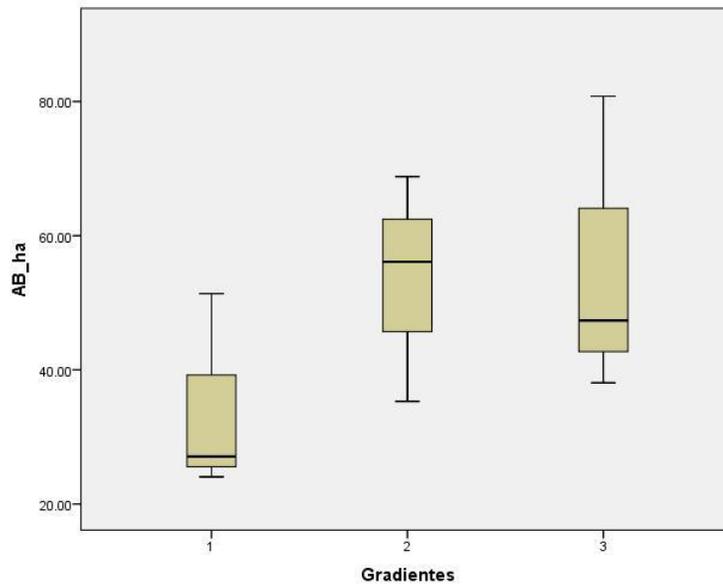


Figura 25. Distribución de los datos estimados de parea basal por hectárea, para los gradientes altitudinales del BMM. se visualiza que no existen diferencias significativas entre los gradientes correspondientes.

Analizando la importancia de las especies por su valor de área basal en los gradientes altitudinales, *Quercus benthamii*, es la especie más importante. Es la que más aporta en el gradiente uno y dos, y es la codominante en el gradiente tres. En el gradiente dos es donde aporta más área basal en comparación a los otros gradientes.

Hedyosmum mexicanum en el gradiente uno es la codominante en área basal, sin embargo, no aparece entre las 5 especies que más aportan en los otros gradientes, a pesar de que en el gradiente dos también es la especie más abundante.

Sumando las áreas basales de las cinco especies que más concentran este valor, el gradiente intermedio resulta tener mayor área basal, principalmente por la aportación de *Quercus benthamii*.

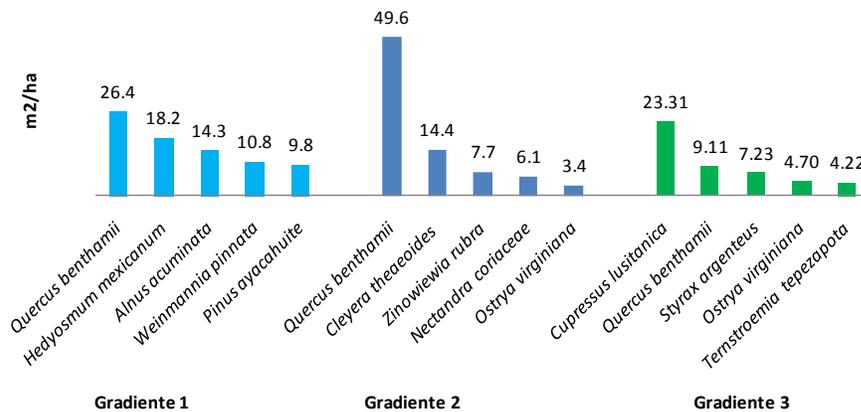


Figura 26. Especies con las mayores cantidades de área basal en los gradientes altitudinales.

Índice de Valor de Importancia (IVI)

Analizando el IVI para todo el bosque, las especies con más del 10% de valor de importancia son tres, de ellas *Quercus benthamii*, *Hedyosmum mexicanum* y *Cupressus lusitánica* son las especies más importantes en sus respectivos gradientes, y *Critoniadelphus nubigenus* es codominante en el gradiente tres.

No.	Especie	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Frecuencia relativa	I.V.I
1	<i>Quercus benthamii</i>	3.97	28.37	1.92	34.27
2	<i>Hedyosmum mexicanum</i>	6.98	6.57	1.92	15.47
3	<i>Critoniadelphus nubigenus</i>	9.80	1.66	1.92	13.39
4	<i>Cupressus lusitanica</i>	0.32	9.03	0.64	10.00

Tabla 6. Especies dominantes con más del 10% del índice de área basal en todo el bosque mesófilo de Montaña

Se analizó el índice de valor de importancia, por gradiente altitudinal. Para fines prácticos, se presentan en este apartado las especies con más de 10% de valor para fines de comparación (Tabla 5) y la lista completa en el anexo. La especie de mayor importancia en el uno acumula 38.1% del IVI (*Hedyosmum mexicanum*). La especie más importante del gradiente dos, acumula 60.4% (*Quercus benthamii*) y la del tercer gradiente 24.6% (*Cupressus lusitánica*)

La gráfica de la distribución del IVI para los tres gradientes, muestra que en el gradiente dos, el IVI se concentra mucho en una especie, por lo tanto, hay especies dominantes o con valores muy altos en relación con los demás. En el gráfico del gradiente tres, se observa que el área bajo la curva se distribuye con menos pendiente que los otros gradientes; esto muestra que el IVI está más distribuido entre las especies, sin embargo, tiene mayor número de especies con poco valor de importancia.

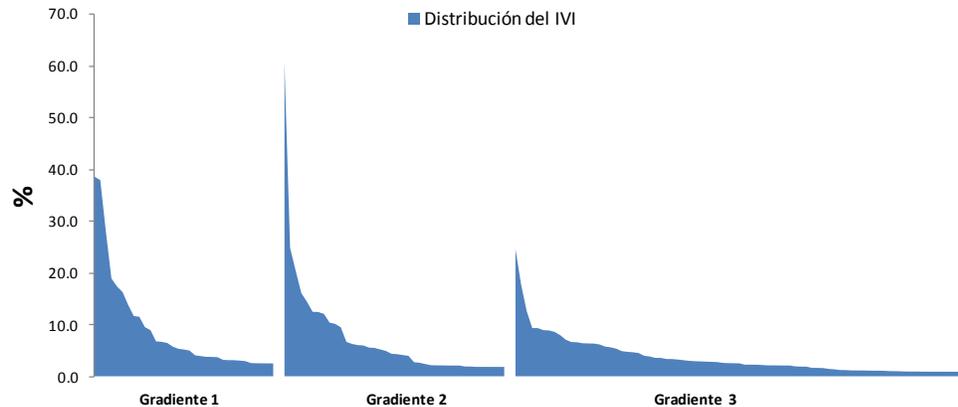


Figura 27. Distribución de los índices de importancia ecológica para los tres gradientes altitudinales.

Las especies que tienen más de 10% de IVI en el gradiente uno son 9, en el dos son 10 y en el tercer gradiente son 3. *Quercus benthamii* es la especie que aparece en los tres gradientes, por lo tanto, es la especie de mayor valor de importancia para este bosque mesófilo de montaña.

IVI gradiente uno. *Hedyosmum mexicanum* (38.5%), es la especie de mayor valor en el gradiente uno. Es un árbol que puede alcanzar los 20 m de altura y los 40 cm de diámetro en individuos adultos. Se registró abundantemente arriba de los 2100 msnm, y estuvo presente en casi todos los sitios de muestreo. Por esa razón es una especie con mucha abundancia, dominancia y frecuencia, lo cual explica que sea la especie de mayor Importancia Ecológica en el primer gradiente.

La segunda especie de mayor importancia ecológica, con un valor similar a *Hedyosmum* es *Quercus benthamii* (37.9%). Esta especie registró DAP's de hasta 130 cm y hasta 36 metros de altura, convirtiéndolo en una de las especies más altas de BMM de esta región. Estos valores se ven reflejados en el porcentaje de dominancia alta. También presenta una buena frecuencia, pero muy bajos valores de abundancia, lo cual es compensado por los altos valores de dominancia.

Alnus acuminata es la tercera especie de mayor importancia (28% de IVI). Alcanza diámetros a la altura del pecho, de hasta 40 cm y alturas de hasta 30 m. Se ve reflejado ya que la dominancia es su mayor atributo. Es frecuente en ese gradiente, pero presenta valores bajos de abundancia.

No	Especies	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Frecuencia relativa	I.V.I %
1	<i>Hedyosmum mexicanum</i>	16.5	18.2	3.8	38.5
2	<i>Quercus benthamii</i>	5.7	26.4	5.8	37.9
3	<i>Alnus acuminata</i>	9.8	14.3	3.8	28.0
4	<i>Prunus sp</i>	10.3	2.8	5.8	18.9
5	<i>Nectandra hedyana</i>	8.8	2.8	5.8	17.3
6	<i>Pinus ayacahuite</i>	2.6	9.8	3.8	16.3
7	<i>Weinmannia pinnata</i>	1.0	10.8	1.9	13.8
8	<i>Miconia oligocarpa</i>	6.2	1.6	3.8	11.6
9	<i>Prunus aff barbata</i>	5.2	2.5	3.8	11.5

Tabla 7. Especies que presentan un IVI mayor al 10% para el gradiente uno del BMM de la Sierra Madre de Chiapas.

IVI gradiente dos. En el gradiente dos, *Quercus benthamii* (60.4%) es el que tiene el mayor IVI. Adquiere este gran valor, debido a que en este gradiente se registraron sus mayores diámetros, y presentó una alta frecuencia. Aunque no presenta altos valores de abundancia, en este gradiente fue más abundante que en el gradiente uno y tres.

Hedyosmum mexicanum es la segunda especie con mayor valor de IVI en el gradiente dos, con un valor de 24.8%. Se explica gracias a que en este gradiente es igual de abundante que en el gradiente uno, y tuvo una alta frecuencia. Sus valores de dominancia son menores que en el gradiente uno, lo cual indica que los individuos no son tan grandes como los del gradiente uno.

Cleyera theaeoides con 20% del IVI es la tercera especie del gradiente dos. Estos individuos pueden alcanzar hasta 30 m de altura y diámetros de 40 cm. Es una especie con altos valores de dominancia, frecuencia media y una abundancia relativa baja.

No	Especies	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Frecuencia relativa	I.V.I %
1	<i>Quercus benthamii</i>	6.2	49.6	4.6	60.4
2	<i>Hedyosmum mexicanum</i>	16.8	3.4	4.6	24.8
3	<i>Cleyera theaeoides</i>	2.8	14.4	3.1	20.3
4	<i>Miconia aff minutiflora</i>	11.9	1.1	3.1	16.0
5	<i>Critoniadelphus nubigenus</i>	9.3	0.4	4.6	14.4
6	<i>Rondeletia buddleioides</i>	7.5	1.9	3.1	12.4
7	<i>Meliosma maxima</i>	4.7	3.1	4.6	12.4
8	<i>Nectandra coriacea</i>	2.8	6.1	3.1	12.0
9	<i>Nectandra hedyana</i>	5.2	0.6	4.6	10.4
10	<i>Piper amalago</i>	4.4	1.1	4.6	10.1

Tabla 8. Especies que presentan un IVI mayor a 10% para el gradiente 2 del BMM

IVI tercer gradiente. Solamente tres especies alcanzan más del 10% del IVI. La especie con mayor porcentaje es *Cupressus lusitánica* (24.59%). Son de los árboles más grandes del bosque mesófilo de montaña, ya que más del 70% de los arboles registrados alcanzan un diámetro de 110 cm y una altura de 27 a 30 m. Por tal motivo su % de IVI, está explicado casi en su totalidad por su dominancia, ya que sus valores de frecuencia y abundancia no rebasan del 1%.

La segunda especie con mayor IVI es *Critoniadelphus nubigenus*. (17.8%). Generalmente no rebasa los 8 m de altura y los 8 cm de DAP. Esta especie es muy abundante en este gradiente altitudinal, y es su mayor atributo. La tercera especie con mayor importancia en el gradiente tres, es *Quercus benthamii* con 12.6% de IVI. Su valor más alto es la dominancia, luego la abundancia, y por último la frecuencia.

No	Especies	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Frecuencia relativa	I.V.I %
1	<i>Cupressus lusitánica</i>	0.51	23.31	0.76	24.59
2	<i>Critoniadelphus nubigenus</i>	11.73	3.74	2.29	17.77
3	<i>Quercus benthamii</i>	2.76	9.11	0.76	12.63

Tabla 9. Especies que presentan un IVI mayor a 10% para el gradiente 3 del BMM de la Sierra Madre de Chiapas.

DISCUSIÓN

Composición y Riqueza (S)

La riqueza total observada en este trabajo es relativamente alta en comparación a otros valores reportado para el componente arbóreo en BMM y en superficies similares. 71 especies en 7,000 m² (Williams-Linera, 2002), 86 especies en 10,000 m² (Williams-Linera, 2005), y este trabajo de 108 especies en 9,000 m².

Las 108 especies registradas en este estudio representan el 4.3 % de las 2500 especies enlistadas por Rzedowski (2006) y que habitan en BMM ya sea de forma preferente o exclusiva. De acuerdo con este autor, hay especies, géneros y familias que: a) están escasamente representadas o ausentes en BMM, b) que prosperan preferentemente en BMM y c) que habitan exclusiva o casi exclusivamente en BMM.

Analizando el listado de especies encontradas en este estudio, comparándolo con el listado mencionado anteriormente, de los 75 géneros que se registraron en este estudio, 57 (72%) tienen al menos una especie que habita exclusivamente en BMM (Rzedowski, 2006).

Del listado anterior, los géneros *Deppea*, *Miconia*, *Parathesis* y *Rondeletia* tienen mayor número de especies exclusivas en BMM. Otros géneros que son importantes cuantitativamente para los BMM de México y que se registraron en este estudio son: *Alnus*, *Clethra*, *Cleyera*, *Cornus*, *Dendropanax*, *Meliosma*, *Oreopanax*, *Persea*, *Prunus*, *Quercus*, *Styrax*, *Symplocos*, *Ternstroemia* y *Zinowiewia*. Estos géneros representan el 50% del listado de géneros importantes numéricamente para BMM, de acuerdo con Rzedowski (2006).

<i>Alnus</i>	<i>Inga</i>	<i>Quercus</i>
<i>Amphitecna</i>	<i>Magnolia</i>	<i>Rhamnus</i>
<i>Boehmeria</i>	<i>Ilex</i>	<u>Rondeletia</u>
<i>Cedrela</i>	<i>Meliosma</i>	<i>Saurauia</i>
<i>Celtis</i>	<i>Nectandra</i>	<i>Solanum</i>
<i>Cestrum</i>	<u>Miconia</u>	<i>Styrax</i>
<i>Citharexylum</i>	<i>Myrsine</i>	<i>Symplococarpon</i>
<i>Clethra</i>	<i>Oreopanax</i>	<i>Symplocos</i>
<i>Cleyera</i>	<i>Ocotea</i>	<i>Synardisia</i>
<i>Cnidocolus</i>	<i>Ostrya</i>	<i>Ternstroemia</i>
<i>Conostegia</i>	<i>Palicourea</i>	<i>Trichilia</i>
<i>Cornus</i>	<u>Parathesis</u>	<i>Trema</i>
<i>Dendropanax</i>	<i>Persea</i>	<i>Turpinia</i>
<u>Deppea</u>	<i>Phyllonoma</i>	<i>Triumfetta</i>
<i>Eugenia</i>	<i>Pinus</i>	<i>Urera</i>
<i>Ficus</i>	<i>Piper</i>	<i>Vernonia</i>
<i>Fuchsia</i>	<i>Podocarpus</i>	<i>Weinmannia</i>
<i>Glossostipula</i>	<i>Prunus</i>	<i>Zanthoxylum</i>
<i>Hedyosmum</i>	<i>Psychotria</i>	<i>Zinowiewia</i>

Tabla 10. Géneros registrados en el área de estudio, con al menos una especie exclusiva de BMM. Se subrayan los géneros más exclusivos.

De las familias que prosperan fácil o preferentemente en BMM, se tienen a: Aquifoliaceae, Clethraceae, Cornaceae, Lauraceae, Magnoliaceae, Myrsinaceae, Piperaceae, Styracaceae, Symplocaceae. Esta cantidad de familias representa el 27% de todas las familias mencionadas por Rzedowski (2006)

De las familias que prosperan de manera exclusiva o casi exclusivamente en este tipo de vegetación, Rzedowski (2006) menciona a 13, de los cuales se registraron dos en las áreas muestreadas: Chlorantaceae y Podocarpaceae. Estas familias representan el 15 % del listado.

García-Franco, Castillo-Campos, Mehlreter, Martínez, & Vázquez (2008) en un estudio realizado en el estado de Veracruz, en un esfuerzo de muestreo de 3,000 m², e incluyendo todas las leñosas, encontró en ese bosque un 58% de las familias que habitan preferentemente en BMM en contraste con el 27% de este estudio. Encontró también un 31% de las familias exclusivas o casi

exclusivas en comparación al 15% de este trabajo. En relación con los géneros, encontró que el 46% de sus especies, están mencionadas por Rzedowski (2006) como importantes por su abundancia en BMM, en comparación con este trabajo que tiene el 50% de dichas especies. Estas comparaciones se deben realizar con cuidado, tomando en cuenta que en el estudio de García-Franco et al., (2008), se incluyeron todas las leñosas, y el esfuerzo de muestreo fue superior. La comparación a nivel de especies muestra que el bosque en este estudio tiene más géneros propios de BMM que el registrado en Veracruz.

La comparación anterior es importante porque un BMM entre más especies propias tenga, tendrá un valor ecológico mayor, ya que dichas especies solamente estarán restringidas a BMM y por lo tanto su distribución es menor. Por consecuencia estarán en un estatus de mayor amenaza.

Las especies más importantes para este BMM en abundancia son las siguientes: *Critoniadelphus nubigenus* (10%) es un árbol del estrato bajo de BMM. Alcanza una altura promedio de 6 metros y un DAP promedio de 6 cm. Sin embargo, se encontraron individuos de 16 cm de diámetro y 11 m de altura. Esta especie está muy escasamente documentada en estudios de BMM. Breedlove (1986) y Ramírez-Marcial et al (2010) mencionan que es endémica de bosques maduros en Chiapas, aunque se cree que han realizado algunas colectas en Honduras y El Salvador.

Hedyosmum mexicanum es una especie de distribución neotropical, ampliamente distribuido en Centroamérica (Mundina *et al.*, 2000). Sin embargo, el género se encuentra hasta los Andes y en el Suroeste de Asia (Todzia, 1988). Esta especie alcanzó alturas de hasta 22 m y DAP de 47 cm en su estado adulto. Es la única especie de la familia Chlorantaceae para este bosque, y encontrada solamente a partir de 2000 msnm hacia arriba.

De las otras especies: *Rondeletia buddleioides*, tiene una distribución México-centroamericana. Se registraron diámetros promedios de 6 cm y 8 m de altura. *Miconia oligocarpa* es de origen Afroamericana, y se distribuye ampliamente en

México y Centroamérica. Es una especie que registró diámetros de hasta 21 cm y alturas de 16 m. *Quercus benthamii* es una especie ampliamente distribuida en Centroamérica y en México solamente se ha registrado en el estado de Chiapas. Alcanza alturas de hasta 40 m y diámetros de hasta 130 cm.

Para fines de contextualización de los especímenes registrados en este trabajo, se analizan los estudios generados en el BMM de la reserva de la biosfera El Triunfo (REBITRI). De las cuatro especies dominantes para estos bosques, solo *Hedyosmum mexicanum* está dentro de las especies dominantes en el REBITRI (Linera, 1991). Algunas especies codominantes en estudios de BMM en la reserva son: *Matudaea trinervia*, *Quercus crispifolia*, *Ocotea sp*, *Conostegia volcanalis*, *Amphitecna sp* y *Symplococarpon purpussi* (Linera, 1991). *Quercus salicifolia*, *Quercus benthamii*, *Nectandra sp*, *Liquidambar styraciflua*, *Pinus maximinoi* y *Symplocos limoncillo* (Solís, 2011).

Comparando solamente las especies de mayor importancia del REBITRI, casi en su totalidad fueron registradas en las áreas de muestreo de este trabajo, a excepción de *Matudaea trinervia*, y *Liquidambar styraciflua*; ambas especies son representativas y por lo tanto muy abundantes en el REBITRI, sin embargo, en esta área de estudio, no se registraron, ni se hicieron avistamientos de ellos en campo. De igual manera *Miconia oligocarpa* y *Critoniadelphus nubigenus* registrados en este trabajo, no se encuentran en un inventario de flora y fauna de dicha reserva (datos no publicados).

A nivel género las cinco más abundantes en este trabajo son *Oreopanax* y *Parathesis* (5 sp. c/u) y *Prunus* (4 sp.), *Saurauia* y *Rondeletia* (3 c/u). Solís (2011) reporta que los géneros más abundantes para el REBITRI son *Nectandra* (13 sp.), *Eugenia* y *Quercus* (8 sp.), *Inga* (7). *Ardisia*, *Ocotea*, *Psycotria*, *Oreopanax*, *Solanum*, *Styrax*, *Eupatorium*, *Ficus*, *Miconia*, *Rondeletia* y *Saurauia* (5 sp. c/u). Considerando el esfuerzo de muestreo entre ambos trabajos (10 hectáreas para el trabajo de Solís, (2011), solamente el género *Psycotria* no fue registrado en este trabajo.

A nivel familia las más abundantes para este trabajo son: Rubiaceae, Theaceae, Asteraceae, Lauraceae (5 géneros c/u), Myrsinaceae y Meliaceae (4 géneros c/u). Para el REBITRI se tienen: Leguminoseae (12 géneros), Rubiaceae (9 géneros), Euphorbiaceae, y Lauraceae (6 géneros c/u), Asteraceae, Moraceae, Sapindaceae, y Sapotaceae (5 géneros c/u), Clusiaceae, Flacourtiaceae, Myrsinaceae y Theaceae (5 géneros c/u). Considerando la desigualdad del esfuerzo de muestreo entre ambos trabajos, solamente la familia Flacourtiaceae, no ha sido registrada ni visto en los bosques de Motozintla (este trabajo).

Aunque éste es el primer estudio reportado para este tipo de vegetación para la región de Motozintla, ubicado dentro de la región terrestre prioritaria de México: Tacaná-Boquerón (Arriaga et al., 2000), se han mostrado elementos que muestra la afinidad florística con el BMM del REBITRI. Se discute que los bosques mesófilos de la Sierra Madre de Chiapas no comparten mucha afinidad florística con el resto de los BMM del país, sino con la flora centroamericana.

Ruiz-Jiménez, Téllez-Valdés & Luna-Vega (2012), clasificaron los bosques mesófilos de acuerdo con sus afinidades florísticas, encontrando 13 grupos. De ellos: El Triunfo, Cerro el Cebú y Lagos de Montebello, fueron las de mayor afinidad con un 45% de especies compartidas. La ubicación geográfica de estos bosques está situada en la frontera con Guatemala. En el mismo estudio se muestra que el bosque de la Sepultura, ubicado en la misma Sierra madre de Chiapas, pero cerca a Oaxaca, comparte más similitud con los bosques de Oaxaca, Veracruz, Puebla y Tamaulipas.

Williams-Linera (1991) menciona que el BMM de El Triunfo es fisonómicamente parecido a otros bosques de neblina en Guatemala, Cosa Rica y Panamá, debido a la abundancia de epífitas y a la presencia de niebla durante casi todos los días del año. Otro elemento que une a los BMM a la flora de Centroamérica es que las especies dominantes en este estudio están más ampliamente distribuidas en dicha región.

Riqueza entre gradientes

En el rango analizado de 1800 a 2650 msnm, (850 m de desnivel), el análisis de los datos de especies, géneros y familias a través del gradiente altitudinal, mostraron marcadas tendencias a aumentar a medida que se desciende en el gradiente altitudinal. Para este estudio, se determinó que, en número de individuos, especies, géneros y familias, el gradiente de 1800 a 2080 msnm soporta en promedio más del doble, que los gradientes de 2080 a 2650 y dichas diferencias fueron estadísticamente significativas.

Es conocido que la riqueza de especies (riqueza observada), en términos generales, decrece con el incremento de altitud. Sin embargo, con base en diversos estudios se ha encontrado que la riqueza de especies no decrece de manera lineal, sino que es común encontrar una franja intermedia con mayor riqueza. Aunque tampoco hay un mecanismo general que explique la variación altitudinal (Kessler, 2011 citado por Mendoza-Cifuentes, 2012).

Una de las razones por la cual la riqueza de especies tiene a presentar una franja de mayor riqueza en altitudes intermedias, es por efecto del ecotono. Por ejemplo, Mejía-Domínguez, Meave & Ruiz-Jiménez (2004), mencionan que en Santo Domingo Teipán, Oaxaca, México, un lugar húmedo, los BMM que colindan con vegetación tropical, resultaron en un enriquecimiento de la composición de las comunidades de montaña a partir de la incorporación de elementos florísticos propios de las tierras bajas.

Detrás de los cambios de vegetación y de riqueza de especies, hay factores ambientales y físicos que los explican. La temperatura media anual en el gradiente tres oscila entre 20 y 18. La temperatura media anual del gradiente dos y uno oscila entre 16 y 14. En precipitación, en el gradiente uno y dos se registran promedios de 4000 mm anuales y en el tres 3500 mm anuales.

López Mata, Villaseñor, Cruz Cárdenas, Ortíz & Ortiz Solorio, C. (2011) dicen que la altitud y la precipitación pluvial en los meses húmedos del año (mayo-

octubre) y la evapotranspiración real anual (que combina la precipitación y la temperatura) explican el 47.5 % de la variación en la riqueza de especies de BMM.

Francis & Curri, (2003), Kreft & Jetz, (2007) han realizado estudios a escala global, en los que proponen que la energía se relaciona positivamente con la riqueza de especies de plantas y con formas de crecimiento arbóreo a escala regional (Currie y Paquin, 1987); O'Brien, Whittaker, & Field (1998). O'Brien, E., Field, R., & Whittaker, R. (2000) y del paisaje (Gonzalez-Espinosa, Rey-Benayas, Ramirez-Marcial & Huston, 2004). De acuerdo con los autores anteriores, los patrones de riqueza de especies dependen principalmente de la disponibilidad simultánea de agua y calor. Los modelos de Francis & Currie (2003) indican que la forma de la relación riqueza-calor, depende de la disponibilidad de agua y que la relación riqueza-agua, depende del calor.

De acuerdo con los datos de altitud, precipitación y temperatura para los gradientes altitudinales estudiados, se tienen 850 m de diferencia altitudinal (1800-2650 msnm), 500 mm de precipitación media anual (4000-3500 mm), y hasta 5 °C de temperatura media anual de diferencia entre el gradiente uno y tres (19 °C-14°C). La combinación de estos factores físicos y ambientales crea ambientes distintos a medida que se desciende altitudinalmente. Mientras en el gradiente superior se tiene menor temperatura y mayor precipitación, la tasa de evapotranspiración real anual es menor, en relación con las que se obtienen en el gradiente inferior donde hay una mayor temperatura media anual, y abundante precipitación.

Lo anterior provee una franja donde las especies de hábito templado mantienen su distribución, y de igual manera las especies tropicales ascienden hasta estas áreas, creando así una gran adición a la riqueza de especies. Para este estudio dicha franja se encontró entre los 1800 a los 2010 msnm aproximadamente.

Reynoso (2010) citado por Huerta-Martínez, Briones-Tirado, Neri-Luna, Muñoz-Urias, & Rosas-Espinoza, (2014) reportan que en un gradiente altitudinal de

1140 a 2920 msnm, en el volcán de Tequila, Jalisco, encontraron los siguientes tipos de vegetación: Matorral subtropical (1140-1250 msnm), Bosque de *Juniperus* (1250- 1500 msnm), Bosque de pino-encino (1500-2340 msnm), otro bosque de encino (2400-2920 msnm), Bosque mesófilo de montaña (2000-2450 msnm) y en la porción más elevada, a los 2920 msnm se desarrolla el bosque de Cupressus. Huerta *et al.*, (2014) menciona que la riqueza de especies arbóreas fue mayor entre los 2 000 y 2350 msnm, mientras que los menores valores estuvieron en el extremo de menor altitud (1420 msnm) y en el extremo más elevado (2918 msnm).

Williams-Linera *et al* (1996) en el cofre de perote Veracruz, encontraron que en un BMM el número de individuos fue mayor a los 1900 msnm, y el área basal fue mayor en 2050 msnm (60 m²). Santana *et al.*, (2014) analiza la diversidad y estructura arbórea-arbustiva en un BMM en el sistema volcánico transversal de Michoacán. Sus datos reportados, van de sitios de 1865 msnm a 2650 msnm. Las riquezas de especies promedios fueron menores en los extremos (15.7 sp abajo y 16 sp arriba) y significativamente mayores en partes intermedias (23 sp). La franja de mayor riqueza estuvo entre 2430 y 2530 msnm.

Los muchos resultados obtenidos en los diversos estudios sugieren que la riqueza de especies aún no está explicada por todas las variables ambientales en un 100%. Además, no hay variables ambientales que determinen la riqueza de especies de manera única, sino siempre tiene que haber una mezcla de factores.

Por lo general hay dos tipos de patrones de relación: 1) una disminución monotonica en la riqueza conforme aumenta la altura, y 2) una curva con aspecto de campana en la que se localiza un pico en la riqueza en altitudes intermedias. Ambos patrones se han documentado en una gran variedad de hábitats y taxa; no obstante, el patrón con valor mayor de riqueza en altitudes intermedias es el más común. Rahbek (1997), Less *et al.*, (1999) y Colwell y Less (2000). Para este estudio se observó el patrón número dos.

Por otro lado, los trabajos de ecología tienen el reto de que muchas veces no se logran abarcar todas las especies presentes en una comunidad. Por eso se recomienda el uso de estimadores de riqueza de un sitio, para conocer la eficiencia del trabajo, o para compararlos con otras comunidades, usando información más cercana a la realidad.

Este trabajo se estimó la riqueza de especies, usando el estimador no paramétrico de Chao 1. Diversos trabajos han usado distintos estimadores. Esto se debe a que para cada situación es recomendable usar el estimador más adecuado. Para este trabajo se eligió Chao 1, porque el tamaño de muestra es pequeño. De acuerdo con Hughes, Hellmann, Ricketts, & Bohannan, (2001) para usar los estimadores paramétricos se requiere de datos de comunidades bien muestreadas para la predicción del valor asintótico, que no es este caso.

Por otro lado, el uso de estimadores no paramétricos en estudios de ecología, han sido estudiados y se ha encontrado que muchas veces reflejan valores con menos sesgos que las obtenidas por extrapolación basada en curvas asintóticas (Coldwell & Codington, 1994; Gotelli & Colwell, 2001). De los estimadores no paramétricos, hay varios, y ha habido diversos estudios que recomiendan diferentes estimadores. Por lo tanto, se recomienda usar el estimador adecuado, usando una evaluación visual. Chazdon, Colwell, Denslow, & Guariguata (1998), en un trabajo de evaluación de riqueza de plántulas e individuos juveniles en selva primaria y secundaria, compararon diversos estimadores y reportan que aquellas que presentaron curvas de crecimiento inicial muy rápido y alcanzaron mejor una asíntota definida, son los mejores estimadores. (López-Gómez & Williams-Linera, 2006), recomiendan que es práctico recurrir a la evaluación visual de los estimadores de riqueza, identificando su eficacia a partir de las características de la curva de acumulación de especies.

Con lo anterior, se graficaron las curvas de acumulación de especies por gradientes altitudinales, de los estimadores Jackife 1 y 2, Bootstrap, ACE, ICE,

Chao 1 y 2. De ellos la curva con mayor crecimiento inicial, y tendió a estabilizarse mejor, fue Chao 1.

De acuerdo con Chazdon et al (1998), Chao 1 es muy sensible a la agregación de especies. Esto es, si las especies raras están distribuidas aleatoriamente en la comunidad, mayor será la acumulación inicial. Por lo tanto, se recomienda el uso de Chao 1 y ACE en comunidades donde las especies raras tengan ese tipo de distribución, de lo contrario no serán buenos estimadores. Sin embargo, López Gómez & Williams Linera, (2006), mencionan que en bosques de niebla aparentemente hay una tendencia a que la distribución de muchas especies arbóreas sea al azar.

El resultado de la estimación de riqueza de especies con Chao 1, muestra que, en el gradiente inferior, donde hay mayor riqueza observada, se logró la menor eficiencia de muestreo, esto significa que, de los tres gradientes, aquí hay más especies sin registrar. En el gradiente uno, hubo mayor eficiencia de muestreo, y quedan pocas especies por registrar. La riqueza estimada siguió la tendencia de la riqueza observada, a mayor altura, se tiene una menor riqueza estimada.

Diversidad alfa

A pesar de que en riqueza de especies sí hubo diferencias entre gradientes altitudinales, los índices de diversidad Shannon y dcova, no mostraron diferencias significativas entre gradientes.

Si se observa la tendencia de los datos del índice de Shannon, estos fluctúan conforme la riqueza de especies (figura 7). Esto muestra que en los gradientes inferiores hay mayor índice, y en los intermedios y superiores hay menor índice de diversidad. Por lo tanto, el hecho que no haya diferencias estadísticas significativas en diversidad tiene que ver con el segundo componente del índice: la abundancia relativa de las especies.

Si se analiza la riqueza de especies y el índice de Shannon en la figura 18. Se observa que el sitio 3.3, que es el de mayor riqueza, no es el mayor índice de diversidad. Este comportamiento del índice de Shannon se debe a que expresa en un solo número, la riqueza y la abundancia. Por lo tanto, este índice puede tener valores altos, cuando se tiene mucha riqueza de especies y poca equidad en la abundancia de especies o viceversa, cuando se tienen poca riqueza de especies y una alta equidad entre las abundancias de estas.

Para poder entender mejor al índice de Shannon, se utiliza el índice de equidad de Pielou, que es una medida de la homogeneidad de la muestra. En otras palabras “mide la proporción de la diversidad observada, con relación a la máxima diversidad esperada” (Moreno, 2001). Otra forma de interpretar el índice de Pielou, es que: a menores valores del índice de Pielou, menor es la equidad en las abundancias de especies; y a menor equidad, menor incertidumbre al predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar, y por lo tanto menor será el índice de Shannon.

En el sitio 3.3 se presenta un escenario donde: La riqueza de especies es la mayor registrada, pero la equidad es baja. Como resultado, tiene un índice alto, pero no es el sitio de mayor diversidad (figura17a)

Un caso contrario es el sitio 2.2 que presenta valores muy por debajo del promedio de la riqueza de especies, pero tiene el mejor índice de homogeneidad (equidad). Como resultado presenta el 4to valor más alto del índice de Shannon.

Lo anterior explica que el gradiente tres a pesar tener los valores más altos en riqueza de especies, en promedio presenta los valores más bajos en equidad. Lo anterior se traduce en índices de diversidad altos, pero no lo suficiente para ser estadísticamente diferentes a los gradientes uno y dos.

Comparando los índices de este estudio con otros realizados en el país, Santana *et al.*, (2014), reporta valores de Shannon desde 1.30 (20 sp y 117 ind), como valor mínimo y hasta 2.73 (21 sp y 317 ind) como valor máximo, en

11 parcelas de mil m²c/u. Los valores mínimos se encontraron a 1865 msnm (1.29) y en 2650 msnm (1.83). Los mayores índices de diversidad se encontraron en las alturas medias, aproximadamente a las mismas altitudes en las que se encuentra el gradiente tres, evaluado en este trabajo. De igual manera no hubo diferencias significativas entre los índices de diversidad en ese trabajo. Los valores reportados para el sistema volcánico transversal, son menores a los reportados en este trabajo.

En otros tipos de vegetación se han observado que la riqueza de especies y la diversidad, es mayor en una franja intermedia. En el Salto Durango, Medrano (2015) reporta que en un gradiente altitudinal de 1500 a 3 000 msnm en un bosque de pino encino, el valor más alto de diversidad estuvo en un gradiente de 1800 a 2010 con un $H' = 2.67$. En el extremo inferior fue de $H' = 2.29$ y en el superior de $H' = 1.94$.

Corral-Rivas, Aguirre-Calderón, Jiménez-Pérez, & Návar-Cháidez, (2002) reportan para un bosque mesófilo de montaña de El Cielo Tamaulipas, México, valores de $H' = 2.45$ y 2.32 . Dichos datos se obtuvieron en sitios y transectos. De igual manera en índices de diversidad se tuvieron menores valores que este estudio.

Rodríguez, 2015. Reporta para un bosque de la sierra de Cacoma, Talpa de Allende, Jalisco, Valores de Shannon obtenidos en sitios de 0.1 has. Encontró índices bajos para los extremos bajos y altos: $H' = 1.6$ con 15 especies a 1353 msnm) y $H' = 1.8$ con 15 especies a 2173 msnm. Los valores más altos de diversidad los encontró en alturas intermedias de del rango altitudinal estudiado. $H' = 2.9$ con 29 especies a 1916 msnm, $H' = 2.8$ con 28 especies a 1903 msnm. $H' = 2.8$ con 30 especies a 1605 msnm. Estos valores por sitios, no son superiores a los encontrados en este trabajo.

De igual manera para el bosque de Carrizal de Bravo, Guerrero, Catalán et al., (2003) reportan índices máximos de Shannon de $H' = 3.1$, para las diferentes áreas muestreadas. También reporta índices de equidad de Pielou desde 0.77 a

0.88. Algunos sitios encontrados en este trabajo tienen mayores índices de Shannon que los encontrados en este trabajo. Con respecto a los índices de Pielou, los valores son similares.

Para este trabajo se calculó el índice de Shannon para las 0.9 hectáreas, un índice general. Este valor si bien no representa un resultado concreto por el tamaño de la muestra, sirve de comparación para tener referencias sobre la diversidad con otros bosques mesófilos de montaña del país, muchos de los cuales son calculados en 1 hectárea, muy similar a este trabajo.

Con lo anterior aclarado, este bosque mesófilo de montaña con $H' = 3.97$ es uno de los más altos reportados en la literatura especializada. Otros valores altos son: Carrizal de Bravo, Guerrero con $H' = 3.3$ y 3.4 (Catalán et al., 2003), Parque estatal de Omilteni, Gro con $H' = 4.1$ (Meave, 1992), Tiltepec, Oaxaca con $H' = 4.0$ (Arellanes, 2000), Gómez Farías, Tamaulipas con $H' = 4.2$ (Puig et al., 1983).

Margalef (1972) indica que el índice de Shannon normalmente varía de entre 1 y 5, interpretando que los valores menores a 2, son considerados de baja diversidad, aquellos de entre 2 y 3.5 de diversidad media y aquellos valores mayores a 3.5 como diversidad alta. Siguiendo este criterio los tres gradientes altitudinales son de diversidad media. Pero, analizando toda la superficie muestreada como una unidad, se obtiene un bosque de alta diversidad ($H' = 3.97$).

Índice dcova

Este índice a diferencia del índice de Shannon, está acotado en un intervalo de 0-1, donde 1 es la máxima diversidad. A diferencia del índice de Simpson muy usado en este tipo de estudios y también acotado de 0-1, es que Dcova es un índice basado en equidad, y Simpson en dominancia. Para este índice de diversidad tampoco hubo significativas entre gradientes altitudinales.

Es importante analizar que este índice es más sensible a la abundancia que a la riqueza de especies (figura 20). El sitio 3.3 que fue el que mayor riqueza de especies reportó, es el de menor valor para este índice. Pielou también reporta a este sitio como uno de los más bajos.

El sitio de mayor diversidad dcova fue el 2.2 y este sitio es el de mayor homogeneidad o equidad de acuerdo con el índice de Pielou. Siguiendo este comportamiento, para dcova el gradiente de mayor diversidad fue el uno o el de más altitud y menor riqueza de especies.

La inclusión de este índice en este trabajo, obedece a la manera de conocer la diversidad desde otros estimadores al de Shannon. A pesar de que no hay diferencias significativas en diversidad, para Dcova el gradiente más diverso es distinto que el señalado por Shannon, debido a que muestra al gradiente más equitativo como el más diverso, hace que sea muy parecido al índice de equidad de Pielou. En la literatura especializada en BMM, casi no hay artículos que incluyen el dato de equidad como para hacer comparaciones y tener más referencias.

Catalán et al., (2003) incluyen el índice de Pielou para el bosque de Carrizal de Bravo, en Guerrero. El índice general para toda el área muestreada fue de 0.74, mientras en este trabajo para el mismo concepto, se tuvo un índice de 0.85, lo cual indica una mayor homogeneidad.

Medrano (2015) en un bosque de pino encino, encontró valores de homogeneidad con Pielou, en donde el mayor valor fue 0.74 y ese mismo sitio registró el mayor valor de índice de Shannon. El menor valor reportado fue de 0.54 y correspondió al menor valor de Shannon.

Diversidad beta

Las características propias de BMM, como su entramado ensamblado de especies, hace que la diversidad beta de muchos bosques sea mucho más importante que su diversidad alfa (Williams-Linera, Guillén Servent, Gómez García, & Lorea Hernández, 2007). El término diversidad implica variabilidad y variedad. Sin embargo, los métodos más usados para medir diversidad beta expresan lo contrario, es decir el grado de similitud.

Para este trabajo el índice de similitud de Morisita-Horn se utilizó para comparar la riqueza de especies compartidas entre los gradientes. El gradiente uno y dos tuvieron valores de similitud más grandes (56%) que el gradiente dos y tres (39%). Estos datos apoyan a lo encontrado en riqueza de especies y diversidad alfa, que los gradientes uno y dos son más parecidos, que alguno de estos con el gradiente tres. También apoya con más datos lo propuesto en la discusión de riqueza de especies, que en este bosque mesófilo de montaña, a partir del gradiente dos, hay un cambio importante, habiendo más riqueza de especies hacia abajo que hacia arriba, y con el índice de Morisita-Horn, se obtiene la evidencia que en esta franja hay un límite de distribución de muchas especies, ya que la composición de las comunidades son similares solamente en un 39% entre el uno y dos y solamente un 16% de las especies están compartida entre el gradiente uno y el tres.

Para fines de referencia se compara con otros valores de BMM. Rodríguez, (2015) Usando un índice cuantitativo de Chao-Sorensen, observó que la diversidad beta tuvo una tendencia a disminuir con la altitud en el BMM en Allende, Jalisco. A mayor altitud a lo largo de un gradiente altitudinal se encontró una tendencia a una menor disimilitud entre pares de sitios del mismo piso altitudinal. El valor más alto de disimilitud lo registró un sitio ubicado en el límite inferior del gradiente (1337 msnm), que tuvo un 100% de disimilitud con un sitio ubicado a 2111 msnm. En general observó que, a mayor distancia altitudinal, mayor recambio de especies.

Sánchez et al., 2003. Comparó dos porciones de bosque mesófilo de montaña, ubicados entre 1000 y 1500 msnm. La diversidad beta calculada con el índice de Sorensen, fue de 58.7% en la Sierra de Manantlán Jalisco.

García et al., (2008) comparó 3 porciones de bosque mesófilo de montaña en tres cuencas distintas ubicadas en el centro de Veracruz. La diversidad beta fue calculado con el índice de Jaccard. Las tres microcuencas tuvieron un índice de similitud entre 0.30 y 0.40, y la más baja se encontró entre las microcuencas más alejadas entre sí.

Williams-Linera *et al.*, (1996) en un gradiente altitudinal en el centro de Veracruz, de 1250 a 2050 en el Cofre de Perote, encontró una diversidad beta calculado con Morisita-Horn, de 0.84 y 0.60 en los tres sitios bajos más cercanos y con una distancia de 220 m entre ellos. Entre el sitio 1 a 1250 msnm y el sitio 5 a 1900 msnm encontró un índice de similitud de 0.56, y entre el 1 y el 6 a 2050 msnm, solo encontró un 0.1 de similitud. También reporta un caso especial de un sitio ubicado en el cráter del volcán Acatlán, ubicado a 1840 msnm, que no tuvo ninguna especie en común con los sitios de los primeros gradientes altitudinales. Este estudio realizado entre un gradiente de 800 m de diferencia, muestra una diversidad beta, más alta que en este trabajo, ya que la disimilitud entre el sitio más alto y el más bajo, fue de 90%, en la misma diferencia de altitud.

Se analizan los datos de Morisita-Horn, desde el punto de vista de recambio de especies. En una escala donde 0% es todas las especies son iguales en ambos sitios y 100% todas las especies son distintas, el gradiente uno y dos tienen un recambio del 44% de especies, el dos y el tres 61% y entre el uno y el tres, hay un 84% de recambio. Estos valores entre más grandes son, significa que entre uno y otro, las especies son diferentes.

Para conocer la similitud de los sitios con base a la presencia/ausencia de especies, utilizando el método Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean (UPGMA), con el coeficiente de Sorensen, los sitios se agruparon

conforme a los gradientes altitudinales, lo cual muestra la similitud entre los sitios de cada gradiente altitudinal a excepción del sitio 3.1, que fue más similar al gradiente intermedio que al resto de los sitios del gradiente tres.

Comparando las riquezas de especies, se observa que el sitio 3.1 con 35 especies es más similar al sitio 2.1 con 31 especies, que a los otros sitios del gradiente tres con 46 y 50 especies. Comparando el número de familias de igual manera es más similar al sitio 2.1 con 23 familias, que con los otros sitios del gradiente tres (28 y 33 familias). Comparando el índice de Shannon (2.83), su valor fue bajo en comparación a los otros sitios del gradiente tres (3.34 y 3.17) y más parecidos con los sitios del gradiente dos. De acuerdo con el dendrograma (figura 22) el sitio 3.1 comparte más especies con los sitios 2.1, 2.2 y 2.3, que con los sitios 3.2 y 3.3.

Con estos datos de similitud, los datos de riqueza y diversidad, se puede ver que, a los 2000 msnm, está el mayor recambio de especies. Las especies más abundantes en el gradiente uno y dos, a partir de este límite, comienzan a ser menos abundantes hacia gradientes inferiores hasta ausentarse completamente. De igual manera las especies abundantes en el gradiente tres, a partir de este gradiente pasan a ser menos abundantes en el gradiente dos y tres hasta ausentarse completamente. De esta manera la composición de especies cambia a partir de los 2000 msnm hacia gradientes superiores e inferiores.

Tener un recambio de especies de 84% en 850 metros de diferencia altitudinal, indica un gran valor de diversidad beta. Valores tan altos en el recambio de especies, es la causa de que México sea un país megadiverso (Rodríguez, 2009), ya que los altos valores de recambios en pequeñas distancias o de unas comunidades a otras, aporta más riqueza de especies, que la diversidad alfa dentro de una comunidad.

Densidad y área basal

Para analizar la estructura horizontal de este BMM, se utilizan los componentes densidad, área basal y el índice de valor de importancia. De los dos primeros componentes se tiene diferencias significativas entre gradientes altitudinales, ya que ambos de cierta forma, están ligadas al valor de riqueza observada de especies.

Analizando el promedio total de la densidad de individuos (tallos), los 1733.4 ind/ha, representan un valor muy alto para los BMM en comparación a otros valores reportados como los 1298 ind/ha de leñosas que incluyendo lianas, árboles, arbustos arriba de ≥ 1 cm de DAP en Guerrero (Catalán et al., 2003), los 1024 y 1298 ind/ha del Cielo, Tamaulipas (Corral et al., 2002), 510-1340 ind/ha en una porción en las faldas del Cofre de Perote, Veracruz (Williams-Linera et al., 1996), 960 ind/ha en una porción de El Triunfo, Chiapas (Williams-Linera, 1991), 1035 ind/ha para Santo Tomas Teipan, Oaxaca, México (Mejía, 2004).

Otros bosques con mayores densidades promedios reportadas son: 1930 ind/ha en Cacoma, Allende, Jalisco (Rodríguez, 2015) y un bosque de niebla en Tolima Colombia con 2370 ind/ha (Campo, 2010).

A nivel de gradientes, las densidades mostraron valores similares entre los gradientes uno y dos, sin embargo, el gradiente tres fue significativamente mayor.

Hedyosmum mexicanum es la especie que más individuos aporta en el gradiente uno y dos. En el uno otras especies abundantes son *Prunus sp*, *Alnus acuminata*, *Nectandra hedyana*, *Miconia oligocarpa* y *Quercus benthamii*. En el gradiente dos, otras especies abundantes son: *Miconia minutiflora*, *Critoniadelphus nubigenius*, *Rondeletia buddleioides*, *Quercus benthamii*, *Nectandra Hedyana*, *Meliosma máxima* y *Piper amalago*. En el gradiente tres, *Critoniadelphus nubigenius*, *Parathesis sp*, *Phyllonoma latiscuspis*, *Prunus*

Rhamnoides, *Rondeletia buddleioides*, *Symplococarpon purpussi*, *Miconia oligocarpa*, *Quercus benthamii*, entre otros.

Del listado anterior la mayoría son árboles con diámetros que no rebasan los 40 cm, a excepción de *Quercus benthamii*, que llega a más de 130 cm. lo anterior concuerda con lo que describe Rzedowski (1996) que el género *Quercus* es cuantitativamente importante en muchos BMM.

La densidad del arbolado representa de manera sencilla y objetiva la estructura de las áreas forestales (Hernández-Ramos et al., 2013), y de manera general, este bosque mantiene una buena estructura.

El AB es una medida de la densidad, de la ocupación de los árboles en un área determinada, generalmente expresado por unidades de hectárea. El promedio calculado para el bosque en general, fue de 47.66 m² con un mínimo de 24 m² y un máximo de 80.79 m². Algunos valores para otros de BMM son: Solís (2011) reporta para el Triunfo, 84 ± 35 m² de área basal/ha. En esta misma área Williams-Linera reporta un AB/ha de 54.5 m²/ha. En Santo Tomás Teipan, Oaxaca, se reporta un AB de 46.41 m²/ha (Mejía, 2004). El área basal estimada para un bosque en el Sistema volcánico transversal michoacano fue de 40.35 ± 31.02 m²/ha (Santana et al., 2014).

El hecho de que no se tuvieran diferencias significativas entre gradientes altitudinales, está explicado por el tamaño del DAP de las especies. En el gradiente altitudinal uno, a pesar de tener menos individuos por hectárea, tiene un porcentaje mayor de árboles con diámetros grandes. En este gradiente se observaron los árboles de *Hedyosmum mexicanum* más viejos, con mayor DAP y altura, además de la presencia de árboles de gran diámetro, aunque con poca abundancia, como *Weinmannia pinnata* y *Pinus ayacahuite*.

El gradiente intermedio, aunque con mayor densidad que el gradiente uno, también presentó individuos grandes de *Zinowiewia rubra*, y *Cleyera theaoides*, además de que en este gradiente se registró una mayor cantidad de *Quercus benthamii*, con individuos de gran área basal.

El tercer gradiente presentó la mayor densidad de individuos por hectárea, pero el 63% de los individuos, tiene diámetros entre 2.5 y 7.5 cm, y el 19% tiene entre 7.5 y 12 cm. Destacan en diámetro los individuos de *Cupressus lusitánica*.

IVI

Es un indicador estructura, cuantitativo y preciso, desarrollado principalmente para jerarquizar la dominancia e importancia de cada especie, considerando su abundancia, cobertura y presencia espacial dentro de las comunidades (Zarco-Espinoza et al., 2010)

La manera en que se presentan las especies en una tabla de índice de valor de importancia, está determinada por su distribución en la comunidad. Las especies que presentan un valor mayor de IVI, son aquellas que poseen un patrón regular, mientras que aquellas con valor bajo tienen un patrón irregular y disperso.

El análisis de IVI general para todo el bosque reflejó a las especies más abundantes: *Quercus benthamii*, *Hedyosmum mexicanum*, *Critoniadelphus nubigenus* y *Cupressus nubigenius*.

Es importante mencionar que muchas especies con mayor IVI, destacan por su abundancia (mayor número de individuos) o por su dominancia (en este caso, mayor área basal). Para el caso del IVI general, *Quercus benthamii* es la especie más importante en el bosque, gracias a su gran dominancia relativa al ser árboles de gran tamaño (área basal). También presenta valores intermedios de abundancia y frecuencia al encontrarse en todo el gradiente. Esto concuerda con lo citado por Valencia & Gual-Díaz, (2014) al decir que la familia fagaceae es uno de los componentes importantes de BMM.

Hedyosmum mexicanum está presente en todos los gradientes altitudinales, y tiene valores intermedios de abundancia y frecuencia, pero destaca por sus

valores de abundancia. *Critoniadelphus nubigenus* es la especie que más valor de abundancia presenta de los tres, ya que de igual manera está presente en todos los gradientes, destacando en abundancia en el gradiente tres, dos y poca abundancia en el uno. Pero tiene valores bajos de dominancia, debido a que es un árbol pequeño. *Cupressus lusitánica* destaca gracias a su dominancia, pero tiene valores bajos de abundancia y frecuencia, ya que solamente se le encontró en el sitio 3.3.

Hedyosmum mexicanum también ha sido reportado como una especie abundante en la reserva de El Triunfo (Williams-Linera, 1991), en donde aparece en asociaciones con *Quercus-Matudaea-Dendropanax-Hedyosmum* (Long & Heath, 1991).

El género *Quercus* es un indicador de alta diversidad (en los distintos taxos) (Juárez-Medina, 2013), en la reserva del Triunfo, donde *Quercus* sp, presenta diámetros mayores a 2 m, se presenta una elevada riqueza de especies latifoliadas bajo el dosel, tal como *Matudaea*, *Styrax*, *Ternstroemia*, *Hedyosmum*, *Cythea*, *Conostegia*, *Drimys*, *Cletrha*, *Ardisia*, y *Dendrosicus*. (Solís, 2011)

En este estudio las tres especies con mayor IVI Para el gradiente uno son: *Hedyosmum mexicanum*, *Quercus benthamii*, *Alnus acuminata*. Para el gradiente dos *Quercus benthamii*, *Hedyosmum mexicanum* y *Cleyera theaoides*. Para el gradiente tres son: *Cupressus lusitánica*, *Critoniadelphus nubigenus* y *Quercus benthamii*.

De las 4 especies más importantes que soportan en mayor medida este bosque mesófilo de montaña, *Hedyosmum mexicanum* y *Cupressus lusitánica* y *Quercus benthamii*, están en la lista roja de los bosques mesófilos de montaña elaborada por la UICN. El hecho que se distribuyan exclusivamente en BMM, los hace vulnerables. Ser las especies de mayor importancia, hace que estas porciones de bosques sean de un gran valor ecológico, como reservas de especies en peligro.

CONCLUSIONES

El bosque mesófilo de montaña del municipio de Motozintla, en la región Sierra Madre de Chiapas, ubicado en terrenos ejidales, conserva una buena estructura y diversidad, a pesar de estar bajo la presión de las actividades antropogénicas. Sus 108 especies en 0.9 hectáreas evaluadas, un índice de diversidad de Shannon general calculado en $H' = 3.68$, y sus 1734 árboles/ha lo convierten en uno de los bosques con mayores valores entre los reportados en la literatura.

El estudio realizado en un rango de 850 m de desnivel, dividido en tres gradientes: uno (1800-2084 msnm), dos (2084-2367 msnm) y tres (2367-2650 msnm) mostró que la riqueza observada y estimada, es mayor estadísticamente en el rango de 1850 a 2080 msnm. Se encontró que los valores de riqueza siguieron la tendencia de aumentar a menores alturas, y el gradiente tres tiene más del triple de especies que las alturas medias y altas.

La diversidad alfa también tiende a aumentar a menores altitudes, encontrándose los mayores valores entre 1800 a 2000 msnm. Sin embargo, no son estadísticamente diferentes. Se encontró que el BMM en su porción de mayor riqueza de especies, tiene más valores "singletons", o especies representadas con un solo individuo, elevando los valores de rareza de especies, y por consiguiente los individuos no están distribuidos equitativamente entre las especies.

Se encontró que el índice de Shannon fue sensible a la riqueza de especies, por lo tanto, aumentó en los sitios de mayor riqueza y disminuyó en los sitios de menor riqueza. A diferencia, el índice dcova expresa mejor la equitatividad, y sigue la misma tendencia que el índice de Pielou. Por lo tanto, para el índice dcova el gradiente de mayor diversidad fue el gradiente más homogéneo y equitativo, el ubicado de 2367 a 2650 msnm y el de menor diversidad el de 1800-2084. Sin embargo, tampoco fue estadísticamente diferente.

El recambio de especies en un rango de 850 m, fue de 84%, mismo que explica el alto valor de Shannon obtenido de manera general para todo el bosque. Entre gradientes, el mayor recambio de especies se dio entre los rangos 2367-2084 a 2084 -1800 msnm con un 61%. Comparando la similitud entre sitios, se encontró que para este BMM la franja de mayor recambio de especies está a los 2000 msnm, a partir del cual hay un cambio en la diversidad alfa, la riqueza de especies y la estructura; encontrándose en mayores valores en gradientes inferiores y valores menores en gradientes superiores a esta altitud.

Los valores de densidad y área basal de este bosque, muestran que el gradiente de 1800 a 2084 es estadísticamente diferente a los otros gradientes altitudinales. Encontrándose valores muy altos, y elevando el promedio general del bosque. Los valores de área basal, a pesar de ser elevados, son semejantes a otros BMM del país. El hecho de tener uno de los valores más altos de densidad en individuos por hectárea, y tener un área basal promedio a los otros BMM del país, se debe a que predominan los diámetros medianos, ya que en promedio el 89% de los individuos del todo el bosque presenta diámetros entre 2.5 y 27.5 cm de DAP. El gradiente con individuos de mayor diámetro es el uno, y los de menor diámetro es el tres, lo cual indica que, a mayor número de individuos, menor diámetro promedio.

Quercus benthamii puede considerarse la especie simbólica de este BMM, ya que es la especie de mayor importancia ecológica, debido a su alta distribución, y dominancia. Su porte y tamaño, lo hace una especie de importancia ecológica y económica para los pobladores rurales. Otras especies codominantes son *Hedyosmum mexicanum*, y *Critoniadelphus nubigenus*, ambos de alto valor ecológico.

62% de las especies presentes están registradas en The red list of mexican forest cloud de la UICN. Esto se debe a que muchas especies se distribuyen preferente o exclusivamente en BMM, y este hecho, lo convierte en especies amenazadas, debido a la restringida y archipelágica distribución de BMM en el país.

BIBLIOGRAFÍA

- Arellanes, C. Y. (2000). Análisis estructural de un bosque mesófilo de montaña de *Ticondendron incognitum* en la Sierra norte de Oaxaca, México. . *Tesis de la facultad de Ciencias- Universidad Nacional Autónoma de México*.
- Arriaga, L., Espinoza, J., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, E., & Loa, E. (2000). *Regiones terrestres prioritarias de México*. omisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.
- Baev, P. V., & Penev, L. D. (1995). *BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis*. Pensoft, Sofia-Moscow 57 pp.
- Bouza , C., & Schubert, L. (2002). The estimation of bio-diversity and the characterization of the dynamics: an aplication to the study pest. *Matematica e Estatistica*, 21: 85-98.
- Bouza, C., Rienzo, D., Covarrubias, D., & Pimentel, L. (2010). Un Estudio Comparativo de Estimadores de Índices de Diversidad: Una Corrección al Índice de Fager. En S. F. Juárez Cerrillo, & M. M. Ojeda Ramírez, *Memoria del 2º Encuentro de Biometría y la V Reunión de la Región Centroamericana y del Caribe de la Sociedad de Biometría* (pág. 398). Xalapa, Veracruz, México.
- Breedlove, D. E. (1986). *Flora of Chiapas. Listados florísticos de México*. México, DF: Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Campo , M. A., & Duval, V. S. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural . Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Análes de Geografía* 34(2), 25-42.
- Campo Kurmen, J. M. (2010). Estructura, riqueza y composición de plantas arborecentes en un bosque de niebla entresacado del Tolima (Colombia) . *Acta biológica colombiana*, 247-262.
- Carmona-Galindo, V. D., & Carmona, T. V. (2013). La diversidad de los análisis de diversidad (14). *Bioma*, 20-28.
- Catalán Heverástico , C., López Mata , L., & Terrazas, T. (2003). Estructura, composición florística y diversidad de especies leñosas de un bosque mesófilo de montaña de Guerrero, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica.*, 209-230.

- Challenger, A. (1998). *La zona ecológica templada-húmeda. En: Utilización y conservación de los ecosistemas de México: Pasado, Presente y futuro.* Ciudad de México: CONABIO/UNAM.
- Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Denslow, J. S., & Guariguata, M. R. (1998). Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forest of northeastern Costa Rica En: Dallmeier F. y Comiskey J.A. *Forest biodiversity Research, monitoring and modelling*, 285-309. The parthenon publishing group, Paris.
- Colwell , R. K., & Lees , D. C. (2000). The mid-domain effect: geometric constraints on the geography of species richness. *Trends Ecol Evol*, 15: 70–76.
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London*, 345:101-118.
- Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad. (2001). *Archivos vectoriales de Climas escala 1:1000000, México.* México. DF: CONABIO.
- CONABIO. (2010). *El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible.* Ciudad de México.
- Comisión Nacional del Agua (2016). *Atlas del agua en México. México DF. 140 p.*
- Corral Rivas, J., Aguirre Calderón, A., Jiménez Pérez, J., & Návar Cháidez, J. (2002). Muestreo de diversidad y observaciones ecológicas del estrato arbóreo del bosque Mesófilo de Montaña el cielo, Tamaulipas, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 125-131.
- Currie, D., & Paquin , V. (1987). Large-scale biogeographical patterns of species richness of trees. *Nature*, 329:326-327.
- Deloya, C., Parra-Tabla, V., & Delfin-González, H. (2007). Fauna de Coleópteros Scarabaeidae Laparosticti y Trogidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) Asociados al Bosque Mesofilo de montaña, cafetales bajo sombra y comunidades derivadas en el centro de Veracruz, México. *Neotropical Entomology*, 36(1) 6-21.
- Ellison, A. M., Bank, M. S., Clinton, B. D., Colburn, E. A., Elliot, K., Ford, C. R., . . . Webster, J. R. (2005). Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in ecology and environment* 3, 479-486.

- Fager, E. W. (1972). Diversity: A Sampling Study. *America Naturalist*, 106:293-310.
- Food an Agriculture Organization. (2001). *Global Forest Resource Assesment FRA*. Roma.
- Fortinelli 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*, 161-186.
- Francis , A., & Currie , D. (2003). A globally consistent richnessclimate relationship for angiosperms. *The American Naturalist*, 161:523-536.
- García de la Cruz, Y., Olivares López, L., & Ramos Prado, J. (2013). Estructura y composición arbórea de un fragmento de bosque mesófilo de montaña en el estado de Veracruz. *Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 91-101. doi:10.5154/r.rchscfa.2012.03.025
- García Franco, J., Castillo Campos, G., Mehltreter, K., Martínez, M., & Vázquez, G. (2008). Composición florística de un bosque mesófilo del centro de Veracruz, México. *Sociedad Botánica de México*, 83:37-52.
- García, E. (1964). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México, DF: Instituto de Geografía de la UNAM;.
- Gastón , K., & Spicer , J. (1998). Biodiversity. An introduction. *Blackwell Science*, 1-39.
- Gonzalez Espinosa , M., Rey Benayas , J., Ramirez Marcial , N., & Huston, M. (2004). Tree diversity in the northern Neotropics: regional patterns in highly diverse Chiapas, Mexico. *Ecography* , 27:741-756.
- González Espinosa, M., Meave, J. A., Lorea Hernández, F. G., Ibarra Manríquez, G., & Newton, A. (2011). *The Red List of Mexican Cloud Forest Trees*. Cambridge, UK: Fauna & Flora International.
- González Espinosa, M., Meave, J., Ramírez Marcial, N., Toledo Aceves, T., Lorea Hernández, F., & Ibarra Manríquez, G. (2012). Los bosques de niebla de México:conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas*, 36-54.
- Gotelli , N. J., & Colwell , R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4:379-391.
- Gove, J. H., Patil, G. P., Swindel, B. F., & Taille, C. (1994). Ecological Diversity and Forest Management. En G. P. Patil , & C. R. Rao, *Handbook of Statistical* , Vol 12. Elsevier Science.

- Hamilton, L. S., Juvik, J. O., & Scatena, F. N. (1993). The Puerto Rico tropical Cloud Forest Symposium: Introducción and Workshop Synthesis", en Hamilton et al., (eds), Tropical Montane Cloud Forest-Proceedings of and international symposium at San Juan, Puerto Rico, East West Center. Honolulu, Hawaii, USA.
- Hernández Ramos, J., García Magaña, J. J., Muñoz Flores, J. H., García Cuevas, X., Sáenz Reyes, T., Flores López, C., & Hernández Ramos, A. (2013). Guía de densidad para manejo de bosques naturales de Pinus teocote Schlet.et Cham. en Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(19), 63-76.
- Huerta Martínez, F. M., Briones Tirado, J. E., Neri Luna, C., Muñoz Urias, A., & Rosas Espinoza, V. (2014). Relaciones entre comunidades arbóreas, Suelo y el gradiente altitudinal en el volcan de Tequila, Jalisco. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 202-215 Vol.5 Núm 24.
- Hughes, J., Hellmann, J., Ricketts, T., & Bohannan, B. (2001). Counting the uncountable: statistical approaches to estimating microbial diversity. *Applied and Environmental Microbiology*, 67:4399-4406.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2001). *Conjunto de datos vectoriales fisiográficos. Continuo Nacional. Escala 1:1000000. Serie 1*. México, DF.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2013). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000 Serie V (capa unión)*. Aguascalientes, México.
- ITTO. (2005). Revised itto Criteria and indicators for the sustainable Management of tropical Forests Includinf the Reporting Formant. *ITTO Polici Development, serie 15*.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363-375.
- Juárez-Medina, A. (2013). Diversidad alfa y beta de tres bosques mesófilos de montaña de México ubicados en diferentes provincias biogeográficas. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 58 pp.
- Kempton, R. (2002). Species diversity. *Encyclopedia of Environmetrics*, 4: 2086-2092.
- Kessler, M., Kluge, J., Hemp, A., & Ohlemuller, R. (2011). A global comparative analysis of elevational species richness patterns of ferns. *Global Ecology and Biogeography*, 20(6), 868-880.
- Koleff, P., Soberón, J., Arita, H. T., Dávila, P., Flores-Villuela, O., Golubov, J., & Rodriguez, P. (2008). Patrones de diversidad espacial en grupos selectos

- de especies. En J. Soberón, G. Halffter, y J. Lorente-Bousquets (comps), . *Capital natural de México, Vol. 1: Conocimiento actual de la biodiversidad*, 323-364. México: Hoffset Rebosán, S.A de C.V.
- Kreft , H., & Jetz, W. (2007). Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 104:5925-5930.
- Lees, D., Kremen, C., & Andriamampianina, L. (1999). A null model for species richness gradients: bounded range overlap of butterflies and other rainforest endemics in Madagascar. *Biol. J. Linn. Soc*, 7: 529-584.
- Long, A., & Heath, M. (1991). Flora of the El Triunfo Biosphere, Chiapas Mexico: A Preliminar Floristic Inventory and the Plant Communities of Polygon 1. *Anales del Instituto de Biología UNAM, Serie Botánica*, 62(2):133-172.
- López Gómez, A. M., & Williams Linera, G. (2006). Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Boletín de la sociedad botánica de México*, 7-15.
- López Mata, L., Villaseñor, J. L., Cruz Cárdenas, G., Ortíz, E., & Ortiz Solorio, C. (2011). Predictores ambientales de la riqueza de especies de plantas del bosque húmedo de montaña de México. *Botanical Sciences*, 27-36.
- Lovejoy, T. (1980). *Changes in biological diversity. En Barney GO (ed) The Global 2000 report to the president. Vol 2.* Penguin. Harmondsworth, EEUU. 327-332.
- Maclaurin, J., & Sterelny, K. (2008). *What is biodiversity?* Chicago: The University of Chicago Press. 224 p.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement.* New Jersey: Princeton University Press. 179 pp.
- Margalef, R. (1972). Homage to E. Hutchison, or why is there an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 44, 211-235.
- Matteucci, D. S., & Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación.* Whashington D.C: Secretaría general de la organización de los estados Americanos.
- Mazzola, M. B., Kin, G. A., Morici, E. F., Babinec, F. J., & Tamborini, G. (2008). Efecto del gradiente altitudinal sobre la vegetación de las sierras de Lihue Calel (La pampa, Argentina). *Boletín de la sociedad Argentina de botánica* 43(1-2), 103-109.
- Meave del Castillo, J. A., Soto Arenas, M. Á., Calvo-Irabién, M. L., Paz-Hernández, H., & Valencia-Arévalos, S. (1992). Análisis sinecológico del

- bosque mesófilo de montaña de Omilteni, Guerrero. *Boletín de la sociedad botánica de México*, 52:31-37.
- Medrano Meraz, M. (2015). *Relación diversidad arbórea y gradientes de altitud, exposición y pendiente en la región de El Salto, Durango*. El Salto, Pueblo Nuevo, Durango, México: Tesis Maestría, Instituto Tecnológico del Salto.
- Mejía Dominguez, N. R., Meave, J. A., & Ruiz Jiménez, C. A. (2004). Análisis estructural de un bosque mesófilo de montaña en el extremo oriental de la Sierra Madre del Sur (Oaxaca), México. *Boletín de la sociedad botánica de México*, 13-29.
- Mendoza-Cifuentes, H. (2012). Patrones de riqueza específica de las familias melastomataceae y rubiaceae en la Cordillera Oriental, Colombia, norte de los Andes y consideraciones para la conservación. *Colombia Forestal*, 15(1), 15-54.
- Molinari, J. (1989). A Calibrated index for the measurement of evenness. *Oikos* 56, 319-326.
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, España: M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1.
- Moreno, C., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1261.
- Mostacedo, B., & Fredericksen, T. s. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Santa Cruz, Bolivia: BOLFOR.
- Mundina, M., Vila, R., Tomi, F., Ciccio, J. F., Ibañez, C., Adzet, T., Cañigueral, S. (2000). Composition of the essential oils from leaves and fruits of three *Hedyosmum* species from Costa Rica. *Flavour frag*, 15: 201-205. doi:10.1002/1099-1026(200005/06)15:3<201::AID-FFJ893>3.0.CO;2-I.
- Návar Cháidez, J. d., & González Elizondo, S. (2009). Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*, 71-87.
- Norse, E. A., & Mcmanus, R. E. (1980). *Ecology and living resource biological diversity. En Environmental Quality 1980. The eleventh report of the council on environmental quality. Council on environmental Quality*. Washington DC, EEUU pp-31-80.
- Nuñez, I., González, É., & Barahona, A. (2003). La biodiversidad: historia y contexto de un concepto. *Interciencia*, 387-393.

- O'Brien , E., Whittaker, R., & Field , R. (1998). Climate and Woody plant diversity in southern Africa: relationships at species, genus and family levels. *Ecography* , 21:495-509.
- O'Brien, E., Field, R., & Whittaker, R. (2000). Climatic gradients in woody plant (tree and shrub) diversity: water-energy dynamics, residual variation, and topography. *Oikos*, 89:588-600.
- Patil, G., & Taillie, C. (1982). Diversity as a Concept and its Measurement. *Journal of the American Statistical Association*, 548-561.
- Pérez Farrera, M. Á., Tejeda Cruz, C., & Silva Rivera, E. (2010). *Los bosques mesòfilos de montaña en Chiapas: Situación actual, diversidad y conservación*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México: Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: inferencia basada en el índice de shannon y la riqueza. *Interciencia* , 583-590.
- Pool, D. J., Snedaker, S. C., & Lugo, A. E. (1977). Structure of mangrove forest in Florida, Puerto Rico, México and Costa Rica. *Biotrópica* 9(3), 195-212.
- Puig, H., Bracho, R., & Sosa, V. (1983). Composición florística y estructural del bosque mesófilo de montaña en Gómez Farías, Tamaulipas, México. *Biótica*, 8: 339-359.
- Rahbek , C. (1997). The relationship among area, elevation, and regional species richness in Neotropical birds. *Am. Nat*, 149: 875-902.
- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Martínez-Icó, M., Luna-Gómez, A., Golicher, D., & González-Espinoza, M. (2010). *Árboles y Arbustos de los bosques de Montaña en Chiapas*. San Cristobal de las Casas, Chiapas: El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR).
- Reynoso , J. (2010). Guía de excursión botánica al pueblo y Volcán de Tequila. En R. Ramírez Delgadillo, J. Reynoso Dueñas, & A. Rodríguez Contreras, *Guías de las excursiones botánicas en Jalisco. XVIII Congreso Mexicano de Botánica* (págs. 17-36). Guadalajara, Jalisco, México: Universidad de Guadalajara. Sociedad Botánica de México. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Ricotta, C. (2005).. *Trough the jungle of biological diversity*. *Acta biotheoretica* 53: 29-38.
- Rodríguez González, J. P. (2015). *Estructura y diversidad de las comunidades de especies leñosas de bosque mesófilo de montaña a lo largo de un gradiente altitudinal en la Sierra de Cacoma, Talpa de Allende, Jalisco*. Las Agujas, Zapopan, Jalisco, México: Universidad de Guadalajara.

- Rodríguez, P. (2009). La diversidad beta de México: avances e implicaciones en la conservación de la biodiversidad. *CONABIO. Biodiversitas*, 84:6-10.
- Rosas Nava, M. R., Covarrubias Melgar, D., Deloya, C., & Mairé, B. (2013). Una aplicación del índice Dcova a la Diversidad de escarabajos del bosque mesófilo de montaña. En H. J. Reyes Cervantes, M. Ibarra Contreras, & N. I. Loya Monares, *Matemáticas, estadística y medio ambiente* (pág. 126). Puebla, Puebla: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Rubio Licona, L., Romero Rangel, S., & Rojas Zenteno, C. (2011). Estructura y composición florística de dos comunidades con presencia de quercus (fagaceae) en el Estado de México. *Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 77-90.
- Ruiz-Jiménez, C. A., Téllez-Valdés, O., & Luna-Vega, I. (2012). Clasificación de los bosques mesófilos de montaña de México: afinidades de la flora. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83: 1110-1144. DOI: 10.7550/rmb.29383.
- Rzedowski. (1978). *Vegetación de México*. México Distrito Federal: Limusa.
- Rzedowski. (2006). *Vegetación de México. 1ra edición digital*. CONABIO. México.
- Rzedowski, J. (1991). El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: Una apreciación preliminar. *Acta botánica mexicana*, 47-64.
- Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana*, 25-44.
- 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. *Boletín de la sociedad botánica de México*, 17-34.
- Santana, G., Mendoza, M., Salinas, V., Pérez Salicrup, D., Martínez, Y., & Aburto, I. (2014). Análisis preliminar de la diversidad y estructura arbórea-arbustiva del bosque mesófilo en el Sistema Volcánico Transversal de Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 1104-1116.
- Shannon, C. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, Vol. 27, pp. 379–423, 623–656.
- Smith, T. M., & Smith, R. L. (2007). *Ecología Sexta edición*. Madrid: Pearson educación, S.A.

- Solis Morales, Á. (2011). *Estructura y composición de los bosques de Montaña en la reserva de la biosfera El Triunfo, Chiapas, México*. Saltillo, Coahuila: UAAAN.
- Todzia, C. A. (1988). *Chloranthaceae: Hedyosmum* (Vol. 48). New York: Flora Neotropica.
- Tuomisto, H. (2010). A diversity of a beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, 33: 2-22.
- UNEP. (1992). *Convención on biological diversity. United Nations Enviromental program. Enviromental law and institutions program antivity centre*. Nairobi.
- Valencia, S., & Gual Díaz, M. (2014). La familia Fagaceae en el bosque mesófilo de montaña de México. *Botanical Sciences*, 92 (2): 193-204.
- Villaseñor, J. (2010). *El Bosque húmedo de Montaña en México y sus plantas vasculares: Catálogo florístico-Taxonómico*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México.
- Villaseñor, J. L. (2016). Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 559-902. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.017>
- Whittaker, R. H. (1972). Evolución and measurement of species diversity . *Taxon*21 (2/3), 213-251.
- Williams-Linera, G. (1991). Nota sobre la estructura del estrato arboreo del bosque mesófilo de montaña en los alrededores del campamento "El Triunfo", Chiapas . *Acta Botánica Mexicana*, 1-7.
- Williams-Linera, G., Pérez García, I., & Tolome, J. (1996). El bosque mesófilo de montaña y un gradiente altitudinal en el centro de Veracruz, México. *La ciencia y el hombre*, 149-161.
- Williams-Linera, G., Guillén Servent, A., Gómez García, O., & Lorea Hernández, F. (2007). *Conservación en el centro de Veracruz. México. El bosque de niebla: ¿reserva archipiélago o corredor biológico?* Xalapa, Veracruz, México: Instituto de Ecología A.C.
- 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.
- Williams-Linera, G., Palacio Ríos, M., & Hernández Gómez, R. (2005 a). Fern richness, tree species surrogacy and fragments complementarity in a

Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity and conservation* , 14: 119-133.

Wilson, M. V., & Shmida, A. (1984). Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology*, 72: 1055-1064.

Zarco Espinosa, V., Valdez Hernández, J., 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.