



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

DIVERSIDAD FUNCIONAL Y DISTURBIO CRÓNICO EN EL BOSQUE HÚMEDO DE MONTAÑA DE SAN LUIS POTOSÍ, IMPLICACIONES PARA SU CONSERVACIÓN

PRESENTA:

GUILLERMO JAVIER SÁNCHEZ FUENTE

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JOSÉ ARTURO DE NOVA VÁZQUEZ

ASESORES:

DR. JAVIER FORTANELLI MARTÍNEZ

DR. HUMBERTO REYES HERNÁNDEZ

Febrero 2019

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

Relictos de bosque húmedo de montaña en San Luis Potosí, Mpios.

Alaquines, El Naranjo, Rioverde, Tamasopo, Xilitla

Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, UASLP

CON FINANCIAMIENTO DE:

CONACYT

A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:

Potencial evolutivo y diversidad filogenética de comunidades vegetales de

la Sierra Madre Oriental CONACYT CB-2014/243454

AGRADEZCO A CONACyT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 568709

LA MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO ATRAVÉS

DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)

Agradecimientos académicos

AL Dr. Arturo de Nova por permitirme participar en el proyecto, su asesoría, tiempo y paciencia para desarrollar mi proyecto de tesis.

Al Dr. Javier Fortanelli, por la atención y conocimiento brindado a lo largo del tiempo que he pertenecido al programa y como parte de mi comité.

Al Dr. Humberto por su tiempo y asesoría en el proyecto, sus observaciones siempre estuvieron en favor de enriquecer el trabajo.

A la Dra. Sandra Galvez por su tiempo y dedicación en la revisión del trabajo y el mejoramiento de la tesis, así como participar como parte del jurado evaluador de mi tesis.

A la Dra. Gabriela Cilia por su contribución en la revisión del documento y su disposición de presentarse como suplente.

A la Dra. Bertha Sánchez por facilitarme la entrada al laboratorio de Química en el IIZD para el procesamiento de mis muestras.

A los curadores del Herbario Isidro Palacios Don José García, una persona que ayudo en la identificación de especies y siempre con una anéctoda enriquecedora sobre la vida como botánico, así como la disposición del actual curador Dr. Eleazar Carranza.

Al Dr. Pedro Castillo y al Dr. Ricardo Gonzáles por la gran compañía y enseñanzas en campo.

A las comunidades que me permitieron trabajar en el bosque húmedo de montaña de maguey de oriente, Miramar, las flores, nueva reforma y Cerro de la Cruz, especialmente a los casos donde fuimos acompañados por guías del lugar.

Al Ingeniero Alejandro Duran, director general de la ANP RCP Xilitla, San Luis Potosí

A los profesores del PMPCA de los cuales tuve el privilegio de enriquecerme profesional y personalmente.

En general a los que laboran en el PMPCA, sin duda hacen más ameno cualquier papeleo y agradezco profundamente su profesionalismo, particularmente a Laura Begbeder por su paciencia y apoyo en el papeleo del posgrado, Lorena Leija por su tiempo para apoyarme en nimiedades y a Maricela por su disposición para resolver mis dudas.

Agradecimientos personales

A mis padres Manuel y Judith, así como a mis hermanos que siempre estuvieron presentes y me apoyaron durante este proceso como solo la familia puede hacer, sin los cuales no sería posible y tampoco tendría sentido este momento.

A mis abuelos Juan y Rita, que estuvieron siempre presentes a través de sus pláticas y muestras de cariño.

A mis abuelos Manuel † y Elda, por sus incontables muestras de cariño y apoyo, estar siempre acompañándome.

A mi compañero de proyecto Israel Cruz, con quien compartí mucho tiempo en campo y que considero una gran persona y amigo.

A mis compañeros y amigos Iván Morales, Mané Salinas, Julián Hernández, Emanuel Mendoza, Karem Gudiño, Paulina, Claudia Heindorff, Luis Castillo, Janine Sauer, que me asistieron en las diferentes salidas en campo, personas sin las cuales este trabajo seguro hubiera sido más difícil.

A Iván, por darme muestra de la importancia de ser apasionado en lo que haces y ofrecerme una amistad sincera.

A Amaranta, amiga especial y principal razón catalizador de mi ingreso al PMPCA y que siempre me ha motivado y ha creído en mí.

A Gabo, por su amistad y tiempo para la asesoría y resolución de dudas, en particular el índice de disturbio crónico.

A mis compañeros y amigos de posgrado, con quienes compartí muchos momentos entrañables, enseñándome en todo momento y rompiendo paradigmas, muchas gracias a todos.

A mi best roomie Eli, que para bien y para mal sé que siempre será una amiga incondicional.

A Emanuel, por siempre demostrar ser uno de mis mejores amigos y compartir tantas experiencias, viajes y un apoyo sin reservas, así como una visión positiva de las cosas.

A Karen, por ser una amiga sincera, así como por darme asilo y compañía al final de mi estadía en San Luis Potosí.

A mi amiga Lulú, por las grandes pláticas y amistad que formamos en el IIZD.

A Luis Dávila y Cinthia, por abrirme las puertas de su hogar y ofrecerme su sincera y gran amistad.

A Luis Castillo, por su compañía y aventuras compartidas durante el posgrado, y siempre mostrar esa vitalidad en todo lo que hace.

A Briss, una amiga que siempre me mostró su sinceridad, valor y ganas de salir adelante ante cualquier adversidad.

A Wiki por brindarme su amistad y permitirme conocer a su familia y compartir muchos de sus momentos especiales en la vida.

A Sandy, por su amistad y tiempo compartido, además de siempre mostrar el estar pendiente de sus amigos.

A Gaby por sus pláticas siempre divertidas y por su apertura para hablar de lo que sea y distraerme de mis problemas.

A mis amigos y familiares residentes en Mérida que a la distancia me apoyaron ya sea con una charla, una palabra de aliento o una simple broma.

En general, a todos los amigos que conocí gracias a mi estancia en esta ciudad, y que agradezco profundamente sean tantos y muy significativos.

A las y los mexicanos que a través del programa de becas CONACyT me permitieron aportar un granito de arena al conocimiento, apoyo que espero retribuir en futuros proyectos.

ÍNDICE

I.	INTRODUCCIÓN.....	11
1.1	Biodiversidad y su importancia	11
1.2	Bosque Húmedo de Montaña	12
1.2.1	Situación del BHM en el estado de San Luis Potosí	14
1.3	La diversidad funcional y los servicios ambientales	15
1.4	El disturbio en los ecosistemas	17
1.5	Corredor ecológico de la Sierra Madre Oriental.....	19
II.	JUSTIFICACIÓN.....	21
III.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	22
IV.	HIPÓTESIS.....	23
V.	OBJETIVO GENERAL:	24
4.1	Objetivos específicos:.....	24
VI.	MARCO METODOLÓGICO	25
5.1	Área de estudio	25
5.2	Variables bioclimáticas	27
5.3	Diseño de muestreo	28
5.4	Atributos funcionales	28
Área foliar (AF)	30	
Contenido de clorofila	30	
Contenido de materia seca (CMS)	30	
Área foliar específica (AFE)	30	
5.4.1	Cálculo de métricas de diversidad funcional	31
5.5	Evaluación del disturbio.....	32
5.6	Análisis de correlación de variables.....	34
VII.	RESULTADOS.....	35
6.1	Atributos funcionales y diversidad funcional (DF)	35
6.2	Disturbio	41
7.3	Relación entre diversidad funcional y disturbio.....	45
VIII.	DISCUSIÓN	50
Atributos funcionales y diversidad funcional (DF)	50	
Disturbio crónico	52	
Relación entre DF y Disturbio crónico	53	

Acciones para mejorar las estrategias de conservación del BHM en la SMOr.....	55
IX. CONCLUSIONES	61
X. REFERENCIAS	62
XI. Anexos.....	71
Anexo1. Listado de especies junto con la abundancia (en 400m ²) de especies por localidad en el BHM.	72
Anexo 2. Matriz de correlaciones de variables bioclimáticas.	74
Anexo 3. Medias de las métricas de diversidad funcional clasificadas..... por disturbio para el análisis de Chi-cuadrada.....	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de las localidades con relictos de BHM estudiadas.	25
Figura 2. Esquema del muestreo por conglomerado y los subgrupos que lo conforman. .	28
Figura 3. Media por especie del atributo AFE para todas las localidades de BHM.	36
Figura 4. Media por especie del atributo contenido de materia seca (CMS) para todas las localidades de BHM.	37
Figura 5. Media por especie del atributo altura (ALT) para todas las localidades de BHM.	38
Figura 6. Media por especie del atributo contenido de clorofila para todas las localidades de BHM.	39
Figura 7. Esquema del análisis de componentes principales para las métricas de diversidad funcional con los primeros dos componentes.	41
Figura 8. Esquema del análisis de componentes principales del índice de disturbio crónico y su agrupación por nivel de (en rojo) para cada localidad.	45

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Características socioeconómicas de las poblaciones asociadas a localidades de BHM	26
Cuadro 2. Localidades de relictos de BHM estudiados.	27
Cuadro 3. Atributos funcionales y la fórmula con que se calculó.....	29
Cuadro 4. Medias de atributos funcionales ponderados con la abundancia por localidad (CWM).	35
Cuadro 5. Métricas de diversidad funcional por localidad.	40
Cuadro 6. Análisis de correlación de Spearman por cada componente de disturbio (valores de correlación en negrita y cursiva $p < 0.05$).	41
Cuadro 7. Media de los coeficientes de correlación dentro y entre los tres diferentes agentes de disturbio.....	42
Cuadro 8. Valores de las cargas para el primer componente principal.....	43
Cuadro 9. Valores de la carga por parámetro de disturbio generada por el ACP para cada localidad.	43
Cuadro 10. Niveles de disturbio generados a partir de la Regla de Sturges.....	44
Cuadro 11. Modelos obtenidos del AIC entre las métricas de diversidad funcional y las variables climáticas.....	45
Cuadro 12. Correlación de métricas de diversidad funcional vs variables climáticas.....	46
Cuadro 13. Modelos obtenidos del AIC entre las métricas de diversidad funcional y características de las localidades.....	46
Cuadro 14. Análisis de Correlación entre las métricas de diversidad y características de las localidades.	47
Cuadro 15. Atributos funcionales vs variables climáticas	47
Cuadro 16. Análisis de correlación entre atributos funcionales y variables climáticas.....	48
Cuadro 17. Modelos obtenidos del AIC entre atributos funcionales y características de las localidades.....	48
Cuadro 18. Análisis de correlación entre las métricas de diversidad y características de las localidades.....	49
Cuadro 19. Estrategias del PACC-RCSMO y acciones para optimar estrategias.....	56

Resumen

El bosque húmedo de montaña es uno de los ecosistemas más importantes en México debido a su gran biodiversidad. Para asegurar los servicios ambientales que provee este ecosistema es evidente que se debe asegurar el funcionamiento de su biodiversidad. Sin embargo, la presión ejercida por la deforestación y cambio de uso de suelo, ante los escenarios de cambio climático, han puesto en riesgo su continuidad. En el caso de San Luis Potosí existen pocas investigaciones en estos ecosistemas, y es necesario integrar nuevos enfoques para generar estrategias de conservación con la implementación de nuevas herramientas. El presente trabajo tiene como objetivo conocer la relación entre la diversidad funcional y el disturbio crónico en este ecosistema. Los muestreos se realizaron a través de conglomerados en seis localidades diferentes. La diversidad funcional se evaluó a partir de los atributos vegetales Área Foliar Específica (AFE), Contenido de Clorofila (CC) Altura máxima (ALT) y Contenido de Materia Seca (CMS) contenidos en las métricas de diversidad funcional RAO, MPDF y MNFD. A través de un análisis de componentes principales se generó un índice de disturbio crónico a partir de un conjunto de componentes de disturbio y se determinó la contribución de cada uno de los componentes. Se realizó una correlación entre las métricas de diversidad funcional y el índice de disturbio para determinar si existe una relación entre ellas. Los resultados obtenidos recuperan índices de diversidad funcional adecuados para la mayoría de las localidades. El índice de disturbio crónico mostró diferencias entre las localidades analizadas, pero no se encontraron relaciones significativas entre sus componentes y la diversidad funcional, lo que sugiere que el bosque húmedo de montaña es resiliente ante el disturbio. Esto puede asegurar servicios ecosistémicos adecuados, aun en presencia de disturbio intermedio como el provocado por el aprovechamiento de bajo impacto que se genera en las comunidades estudiadas. A partir de los resultados, se proponen acciones concretas para mejorar las diferentes estrategias de monitoreo y diagnóstico consideradas dentro del programa PACC-SESMO para el bosque húmedo de montaña.

Palabras clave: biodiversidad, perturbación, bosque mesófilo

Abstract

The cloud forest is one of the most important ecosystems in Mexico since its levels of biodiversity. The importance of its continuity for the maintenance and operation of the diversity of environmental services it provides is evident. However, the pressure exerted by deforestation and land use change, as well as climate change has put its continuity at risk. In the case of San Luis Potosí there are few works about this type of ecosystems, and the need to integrate new approaches and new tools to enrich conservation strategies is highlighted. The present work aims to know the relationship between functional diversity and chronic disturbance in this ecosystem. The samplings were carried out through conglomerates in six different locations. The functional diversity was evaluated from the vegetal attributes Specific Foliar Area (AFE), Chlorophyll Content (CC) Maximum Height (ALT), and Dry Matter Content (CMS) contained in the functional diversity metrics RAO, MPDF, and MNFD. Through a principal component analysis, a chronic disturbance index was generated from a set of disturbance components and the contribution of each of the components was determined. A correlation was made between the functional diversity metrics and the disturbance index to determine the relationship between them. The results obtained showed adequate levels of functional diversity for most of the analyzed localities. The chronic disturbance index showed differences between localities, but there is no significant relationships between their components and the functional diversity, suggesting that cloud forest is resilient to disturbance maintaining environmental services in presence of intermediate disturbance like the low advantage in the studied localities. Throughout our results, we propose actions to improve the strategies of monitoring and diagnostic in the PACC-SESMO for the cloud forest.

Keywords: Biodiversity, chronical disturbance, cloud forest

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Biodiversidad y su importancia

La biodiversidad entendida como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluye a los ecosistemas terrestres y marinos, así como los complejos ecológicos de los que forman parte (Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2002). Es reconocida como uno de los componentes para el desarrollo y bienestar del ser humano, ya que como lo describe la Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2010): “la biodiversidad también sustenta el funcionamiento de los ecosistemas que prestan una amplia gama de servicios a las sociedades humanas”.

La biodiversidad proporciona servicios denominados “servicios ecosistémicos” o “servicios ambientales”, son definidos por MEA (2005) como “todos los beneficios que las poblaciones humanas obtienen de los ecosistemas”. Es necesario entender que los servicios ambientales relacionan el estado y funcionamiento de los ecosistemas con la calidad de vida de las sociedades humanas, ya sea esta una relación directa o indirecta, o que los seres humanos estén conscientes o no de su existencia (Casanoves, 2011; Cornejo-Latorre, Calderón-Patrón, & Suarez-Ramírez, 2014; Haines-Young & Potschin, 2010).

En reconocimiento a los servicios ecosistémicos y ante la amenaza a la biodiversidad base de estos servicios, en el año 2002 el Convenio por la conservación de la diversidad biológica presentó el Plan Estratégico del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Esto con la finalidad de: “detener de modo eficaz la pérdida de la diversidad biológica para asegurar la continuidad de su aprovechamiento por medio de la conservación y utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa en los beneficios resultado del uso de los recursos genéticos” (Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2002).

Las metas propuestas en el año 2002 fueron alcanzadas parcialmente, ya que a pesar de que muchas de las selvas tropicales desaceleraron la pérdida anual de cobertura, no se ha podido revertir el proceso de deforestación en muchos otros ecosistemas (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010). Además, muchas especies consideradas en ese entonces como amenazadas se encuentran en aun más riesgo que en el pasado (sobre todo anfibios y corales). La fragmentación de diversos ecosistemas (terrestres y marinos) sigue en aumento y la disminución de la variabilidad genética en cultivos y ganado promueve las enfermedades y plagas; todo esto

ocasionado por un mal manejo de los recursos naturales (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010). Por este motivo, se desarrolló un nuevo plan estratégico para la biodiversidad 2011-2020, el cual plantea los mismos principios del anterior acuerdo, y refrenda el compromiso de conservar la biodiversidad del planeta en sus diferentes niveles, esto a través de la promoción del manejo sustentable de los recursos (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010).

La pérdida de hábitat y la fragmentación se consideran las principales amenazas que afectan a la diversidad biológica, ya que la fragmentación de los hábitats es una de las principales causas de extinción de especies (Fahrig, 2003). México tuvo una cobertura vegetal de alrededor de 39,700 hectáreas en 2018 con una pérdida de 300 mil hectáreas ese mismo año, lo cual representa una pérdida de 6.4% de cobertura vegetal del periodo de 2000 a 2018, lo cual resulta importante ya que del periodo 2010 a 2015 se había conseguido disminuir la tasa de deforestación, pero con un aumento de pérdida de cobertura vegetal a partir del año 2016 según el Global Forest Watch (www.globalforestwatch.org). Esto es ocasionado principalmente por el cambio de uso de suelo para cultivos diversos y pastizales, aunque también se considera la mayor incidencia de incendios, el forraje en los bosques representa efectos importantes en la biodiversidad (Sánchez-Velásquez, Galindo-González, & Díaz-Fleischer, 2008).

1.2 Bosque Húmedo de Montaña

El Bosque Húmedo de Montaña (BHM), también conocido como bosque mesófilo de montaña o bosque de niebla, son comunidades vegetales de muy diversa composición y a veces de difícil diferenciación y definición, ya que su composición florística depende de una multiplicidad de factores como la latitud, la altitud, los vientos, los patrones de precipitación, el tamaño y pendiente de las montañas y distancia al mar (Bubb, May, Miles, & Sayer, 2004; Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014; Villaseñor, 2010). Sin embargo existen ciertas características que las distinguen de otras comunidades y que las delimitan como un ecosistema particular como la presencia de neblina y de alta humedad atmosférica (40 a 98%) al desarrollarse en sitios con alta condensación del aire, temperaturas de 0°C a 35°C y en general alta precipitación pluvial (1,000-3,000 mm); aunque también existen comunidades con marcada estacionalidad que presentan pérdida de follaje en la época seca (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014).

Estos bosques se pueden encontrar desde los 500 hasta los 4,000 msnm (Villaseñor, 2010), aunque también se tienen registros a altitudes de 280-310 msnm

(Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014), debido a sus requerimientos de humedad suelen encontrarse en laderas de cadenas montañosas (Villaseñor, 2010). Sus suelos son de diverso origen principalmente sedimentario, que va de suelos someros a profundos pero en general con abundante materia orgánica (González-Espinosa et al., 2012). A pesar de localizarse normalmente en áreas de difícil acceso, esto no ha impedido el desarrollo de asentamientos humanos adyacentes a los BHM, lo cual trae consigo actividades como la agricultura y agostaderos que afectan la estructura y desarrollo del bosque (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014).

Una razón de la importancia de los BHM es la biodiversidad que resguarda, ya que son de los pocos ecosistemas en el mundo donde convergen especies de orígenes completamente diferentes como especies arbóreas de pinos y encinos, además de una gran variedad de epífitas y helechos propios de ambientes tropicales, que denotan un ensamble de elementos de floras de origen boreal y tropical con una estructura multiestratificada (De-Nova, 2018; Fortanelli-Martínez, García-Pérez, & Castillo-Lara, 2014; Villaseñor, 2010). Todo lo anterior permite que los BHM contengan el 82% de las familias, 52% de los géneros y 10% de las especies reportadas hasta la fecha para la flora de México (Villaseñor, 2010), y entre 34% y 60% de las especies endémicas de México (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014; Villaseñor, 2010), lo cual representa la mayor riqueza de especies vegetales en relación al espacio que ocupa en el territorio nacional (Fortanelli-Martínez et al., 2014). De igual forma su importancia como reservorio de vertebrados es importante, ya que presenta el 22% de los vertebrados en el país, siendo el segundo lugar a nivel nacional con un total de 298 especies (Flores y Gerez, 1994). Los BHM, además de mantener una gran parte de la biodiversidad de nuestro país, ofrecen otros servicios ecosistémicos como la captura y mantenimiento de carbono, recarga de cuerpos de agua entre muchos otros servicios (García de la Cruz, Ramos del Prado, Quintanar Isaías, & Hernández Ramírez, 2014).

El BHM se presenta de forma archipelágica a través de la Sierra Madre Oriental (SMOr), Sierra Madre Occidental y el Eje Neovolcánico, aunque también se reportan casos de fragmentos de bosque en Tamaulipas, Nuevo León y Durango (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014; Rzedowzki, 1996). Esta particular distribución los hace más vulnerables que otros bosques a cambios drásticos como los esperados por el cambio climático, ya que además de las condiciones ambientales específicas que requieren (y

que el mismo bosque mantiene), su distribución hace que el intercambio genético y recambio de especies sea menor que en sitios con distribución continua.

Autores como García de la Cruz (2014), Gual-Díaz y Rendon Correa (2014) y Ponce-Reyes (2012) mencionan que los BHM son los bosques más vulnerables en el país, principalmente por la amenaza del cambio climático en conjunto con la deforestación y cambio de uso de suelo ya que tienen un efecto muy importante en la formación de nubes y humedad atmosférica. De este se estima que en el 2080 alrededor del 68% de los BHM del territorio mexicano desaparecerán por lo que la persistencia de estos bosques está en riesgo (Ponce-Reyes et al., 2012).

1.2.1 Situación del BHM en el estado de San Luis Potosí

En San Luis Potosí estos bosques se encuentran como relictos distribuidos en los municipios de Rioverde (Salinas-Rodríguez & Cruzado-Cortés, 2011), Alaquines, Tamasopo, Xilitla, El Naranjo y Ciudad del Maíz, donde los dos últimos presentan las tasas más altas de deforestación en el periodo de 1973 a 2007, lo cual redujo un 50% la cobertura del BHM en el estado (Loredo, Hernández, Martínez, & Aponte, 2011). El cambio de uso de suelo en estos bosques ha aumentado exponencialmente y sus causas son muy complejas, pero es principalmente el fomento de la tala selectiva, la agricultura y la ganadería los factores que indican la pérdida de varias hectáreas de Bosque (Reyes Hernández, Montoya Toledo, Fortanelli Martínez, Aguilar Robledo, & García Pérez, 2013).

Los BHM en San Luis Potosí en su mayoría presentan características propias de comunidades vegetales multiestratificadas, con árboles, arbustos, helechos y epífitas. En general presentan tres estratos arbóreos, donde se suelen presentar para el estrato arbóreo superior las especies: *Liquidambar styraciflua*, *Quercus pinnativenulosa*, *Quercus germana*, *Clethra pringlei* y *Carya ovata* var. *mexicana*; el estrato arbóreo medio *Persea liebmannii*, *Ilex rubra*, *Magnolia schiedeana*, *Ostrya virginiana*, *Bernardia dodecandra* y *Zanthoxylum clava-herculis*; y en el estrato arbóreo inferior *Eugenia xalapensis*, *Styrax glabrescens*, *Prunus serotina*, *Morus celtidifolia*, *Cinnamomum effusum*, *Cnidioscolus multilobus*, *Myrsine coriacea* subsp. *coriacea*, *Cercis canadensis*, *Quercus xalapensis*, *Crataegus mexicana*, *Trema micrantha* y *Daphnopsis mollis* (Fortanelli-Martínez et al., 2014).

1.3 La diversidad funcional y los servicios ambientales

En términos generales la biodiversidad suele ser descrita en términos de número, abundancia, composición y distribución espacial de sus entidades (genotipos, especies, o comunidades dentro de los ecosistemas) (Martín-López, González, Díaz, Castro, & García-Llorente, 2007). Dentro de este, el estudio de la funcionalidad de un ecosistema a nivel de especie suele ser muy común, aunque presentan ciertas limitantes para explicarlo, ya que parte de dos principios fundamentales: 1) que todas las especies tienen la misma importancia en su entorno y que su importancia está directamente relacionada con su abundancia; 2) suele considerar a todos los individuos igual de importantes sin importar talla y peso (Magurran, 2005). Esto no suele resultar cierto en la mayoría de los casos, ya que la desaparición de una especie tiene un efecto específico en la funcionalidad de un ecosistema y difícilmente percibido por estudios sobre diversidad tradicionales basados únicamente en la riqueza de especies (Díaz & Cabido, 2001; Martín-López et al., 2007; Vellend et al., 2017). Desde este punto de vista se reconoce que cada especie puede cumplir una función particular en el ecosistema.

Dentro de este tema, la introducción del concepto de “grupos funcionales” sirve para agrupar aquellas especies que se encuentran en condiciones ambientales particulares y describen la forma de aprovechamiento de recursos (Salgado-Negret, 2015). Sin embargo este concepto también tiene sus limitaciones, ya que muchas veces los grupos funcionales se generan arbitrariamente a partir de la perspectiva del investigador y difíciles de ser replicados en algunos casos (Díaz & Cabido, 2001), además de suponer una redundancia funcional de las especies que la integran (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015) lo cual es poco probable que suceda en comunidades complejas.

El estudio de la diversidad funcional en la búsqueda de estandarizar las formas de evaluación, ha generado una vía de análisis a través de variables continuas en el intento de disminuir la arbitrariedad y facilitar la replicación, esto a través de protocolos como el de Pérez-Haguindeguy y colaboradores (2013), que enlista los principales atributos funcionales de plantas y el de Salgado-Negret (2015) para reptiles, mamíferos y aves, que orienta en la forma de cuantificarlos para alcanzar estándares en la medición de atributos funcionales. Los atributos funcionales son definidos como aquellas características morfológicas, fisiológicas o fenológicas medidas a nivel individuo, sin referencia al ambiente o cualquier otro nivel de organización, el cual se encuentra relacionado con un efecto sobre uno o más procesos ecológicos o con una respuesta a uno o más factores

ambientales (Martín-López et al., 2007), estrechamente ligado al éxito biológico en términos de crecimiento, mortalidad y reclutamiento (Violle et al., 2007), proveniente del concepto de nicho funcional y equivalente a nicho ecológico (Salgado-Negret, 2015).

De este mismo concepto (nicho funcional) se desprende la definición de atributo, descrito como el valor de cualquier carácter morfológico en un momento y lugar determinado (Lavorel et al., 1997 en Salgado-Negret, 2015). Para el estudio de la diversidad funcional existen varias métricas y no existe un consenso sobre cuál es el mejor (Mouchet, Villéger, Mason, & Mouillot, 2010). Se debe considerar que métrica es la más adecuada en razón de la riqueza de especies, la presencia de especies raras, el número, la naturaleza de los atributos que se utilizarán (cualitativos cuantitativos) y la sensibilidad de cada métrica a cada una de estas características de una comunidad (Petchey & Gaston, 2007; Petchey, Hector, & Gaston, 2014; Zoltan, 2005).

Estos atributos son generalmente evaluados para una población, por lo que la toma de datos sobre la información ambiental del sitio donde fue tomado el rasgo para su posterior interpretación ecológica o evolutiva (precipitación, temperatura, humedad suelo, nutrientes, entre otros) es importante (Violle et al., 2007). Existen múltiples atributos funcionales que han sido estudiados para la evaluación de la funcionalidad de un ecosistema, y al estudiarlos se debe considerar qué atributos son los más adecuados para evaluar cierta función o grupo de organismos, así como la factibilidad y practicidad de su metodología (Casanoves, 2011; Pérez-Harguindeguy et al., 2013; Salgado-Negret, 2015). Así mismo, considerar la hipótesis de relación de masa (mass ratio hypothesis en inglés) la cual menciona que el funcionamiento ecosistémico está dirigido en general por los atributos de las especies que aportan mayor biomasa vegetal (Grimes, 1998 mencionado en Salgado-Negret, 2015) Por otra parte, la relación entre la diversidad funcional y la riqueza de especies o la riqueza filogenética ha sido ampliamente discutido (Petchey et al., 2014; Saldaña, 2013; Salgado-Negret, 2015), ya que si bien, la diversidad funcional depende de la identidad de los individuos que la integran no siempre se encuentran estrechamente ligados (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015), sin embargo, siempre se debe considerar el factor de la composición de especies de una comunidad estudiada con un enfoque de diversidad funcional.

Los estudios de diversidad funcional aplicados a la ecología de la conservación nos ayudan a entender el comportamiento de una especie o grupo de especies ante ciertas circunstancias ambientales, nos facilitan el entender cómo funcionan ciertos procesos en

un ecosistema relacionados con ciertos grupos de organismos vivos (Cadotte, Carscadden & Mirotchnick, 2011; Martín-López et al., 2007). Esto nos puede dar a conocer qué componentes nos proveen de ciertos servicios ecosistémicos, ya que un servicio ambiental es la función inherente de un ecosistema, pero que es percibida como un beneficio al ser humano.

1.4 El disturbio en los ecosistemas

El disturbio es definido por Pickett y White (1985) como “cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que trastorna la estructura de una población, comunidad o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico”, concepto que ha sido retomado en múltiples ocasiones (Battisti, Poeta, & Fanelli, 2016; Kennard, Gould, Putz, Fredericksen, & Morales, 2002; Presley & States, 2018). De este se puede derivar su clasificación en relación a su origen como disturbios de origen natural y disturbios ocasionados por el hombre (Battisti et al., 2016). En el primer caso, sucede cuando el disturbio es causado por un agente propio del sistema natural (por ejemplo, la caída de un árbol, un incendio natural) y que es parte de la dinámica misma del sistema. Mientras el segundo caso, sucede cuando el ser humano modifica el entorno natural, que en los casos más agravantes no liberan recursos como lo haría un disturbio natural sino que modifican a tal grado el sitio que muchas especies no tienen la posibilidad de reestablecerse (como puede ser el desmonte e introducción de monocultivos), lo que reduce la biodiversidad, altera la productividad primaria y secundaria, la eficacia en el reciclado de nutrientes e incrementa la presencia de especies exóticas oportunistas con ciclos de vida cortos (Vega & Peters, 2003).

Derivado de esto, el disturbio puede ser dividido como disturbios agudos, que suceden en un momento determinado de tiempo y generan un cambio importante en el sistema, y los disturbios crónicos que acontecen de manera constante a través del tiempo y que se realizan a pequeña escala (Vega & Peters, 2003). Entre estos dos podemos poner de ejemplo para el primero (disturbio agudo) cuando se tala un bosque para la instalación de un pastizal para pastoreo, el cual cambia radicalmente la disponibilidad de recursos y la dinámica del sitio; en el segundo caso (disturbio crónico) se tiene como ejemplo clásico la tala selectiva de una determinada especie de árbol o árboles, con lo cual no se modifica la estructura del bosque, siempre y cuando su extracción este limitada.

Algunos autores argumentan que son mejores los disturbios agudos para el mantenimiento de un sistema natural, ya que la presión externa es esporádica; mientras otros argumentan que sitios con buena estabilidad presentan disturbios intermedios que mantienen así la dinámica de los sitio, ya que los disturbios naturales liberan recursos y si el germoplasma no es afectado, este puede retornar una composición y estructura similar al encontrado previamente en búsqueda de ese equilibrio dinámico (Vega & Peters, 2003). Esto es expresado en la hipótesis del disturbio intermedio (Roxburgh, Shea, & Wilson, 2004), la cual sostiene que un ecosistema puede mantener su función correctamente en convivencia con eventos de perturbación continuas, siempre y cuando estos promuevan mecanismos de coexistencia entre los individuos que existen en la comunidad, así como los individuos que la integran tienen la capacidad de adaptar sus ciclos a los procesos de disturbio. También se menciona que al estudiar el disturbio es importante considerar el tamaño, distribución espacial, frecuencia o intervalo de retorno, previsibilidad y magnitud a lo largo un evento de disturbio (Turner & Dale, 1998). Al momento de evaluarlo y compararlo puede ser criticable, ya que existe una variedad de formas y herramientas para abordar el tema, lo cual en muchos casos se realiza a través de percepciones en campo sujetas a la subjetividad del investigador. Dentro de estas herramientas existen metodologías que facilitan su cuantificación través de coeficientes que miden el efecto del disturbio, así como el efecto individual de los diferentes agentes que componen el disturbio para facilitar su estudio y comparación (Martorell & Peters, 2005; 2009; Rubio-Méndez et al., 2018)

Para el caso de los bosques húmedos de montaña tenemos ejemplos de trabajos como los realizados por Cayuela y colaboradores (2006) Leija-Loredo y colaboradores (2011) y Miranda-Aragón y colaboradores (2013) basados en la evaluación del disturbio a través de la fragmentación, conectividad de los bosques y cambio de uso de suelo con el uso herramientas de percepción remota. Sin embargo, puede presentar ciertos inconvenientes en el caso de los BHM, como confundir algunos sitios estructuralmente sanos, puede subestimar las actividades humanas como el efecto de borde, la presencia de caminos secundarios, la extracción de leña selectiva y otros tipos de aprovechamiento a pequeña escala (Peres, Barlow, & Laurance, 2006), que son difíciles de percibir a través de técnicas de monitoreo remotas, por lo que es necesario cotejar con información recolectada directamente de campo (González-Espinosa et al., 2012).

1. 5 Corredor ecológico de la Sierra Madre Oriental

Debido al riesgo que representa la pérdida y fragmentación de hábitats para la biodiversidad se han generado diferentes estrategias, entre las que se encuentran los corredores ecológicos. Estos pueden ser definidos como espacios que conectan áreas con importancia biológica y que se encuentran fragmentados por actividades humanas (Conrad, Gomes, Hoeve, Sabharwal, & Suter, 2012). Estos favorecen principalmente el intercambio genético interpoblacional y la variabilidad genética, al tiempo que previenen fenómenos de endogamia y deriva genética, permiten la recolonización de áreas con extinciones locales y en general favorece la biodiversidad nativa (Uiroga, 2014). Es importante considerar el papel que juega el ser humano como parte de un corredor ecológico (Betancourt Rial & Chacón-Moreno, 2015), sobre todo en un contexto de cambio climático (Uiroga, 2014).

Ejemplo de lo anterior es la Sierra Madre Oriental (SMOr), ubicada al noroeste de México, es una de las unidades fisiográficas más diversas debido a la variabilidad en su relieve, clima y edafología, que da lugar a una variedad de ecosistemas que alberga cerca de la cuarta parte de la diversidad de plantas nativas y más del 7% de los endemismos en México (Salinas Rodríguez, 2018). En esta se presenta el 68% de los tipos de vegetación descritos en México tanto naturales (78.7%) como de origen humano (21.3%). Ante esto, existe un programa que plantea la protección de la SMOr denominado PACC-RCSMO, el cual fue desarrollado por la CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) en conjunto con la GIZ (en español Sociedad Alemana de Cooperación internacional). Este considera los estados de Tamaulipas, San Luis Potosí, Querétaro, Hidalgo, Puebla y Veracruz como zonas de alta riqueza de especies, y de prioridad para conservación debido a su alta vulnerabilidad al cambio climático y el posible impacto en las comunidades que subsisten de él (CONANP, 2013). Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) que comprende el programa son la Reserva de Abra Tanchipa, Región prioritaria para la conservación Xilitla, Área de protección de recursos naturales cuenca hidrográfica del Río Necaxa y el corredor biológico del Bosque mesófilo de montaña de Hidalgo, Veracruz y Puebla. Estas ANPs tienen como objetivo conservar los ecosistemas de la región, sin embargo, derivado de un estudio realizado por Sahagún-Sánchez y Reyes-Hernández (2018) se reconoce que de 1989 a 2005 se tuvieron pérdidas de 4.62% de bosques y selvas en esta región y 6.97% de pérdidas en cobertura vegetal en las ANP por cambio de uso de suelo, mientras las proyecciones a futuro de la SMOr pronostican una

continuidad en las transformaciones en toda la sierra (incluidas las ANP) lo cual pone en riesgo los ecosistemas y servicios que estos nos proveen.

El efecto del cambio climático y la presión que ejercen las comunidades humanas son innegables, esto es sobre todo para ciertos ecosistemas más vulnerables como lo es el BHM presente en el RCSMO, también amenazado por una variedad de factores entre los que se encuentra la deforestación para las actividades ganaderas y agrícolas extensivas, así como la extracción ilegal de especies forestales. El cambio climático es evidente en el RCSMO, pues la temperatura promedio ha aumentado, con un incremento de los días calurosos, y disminución de los días fríos, así como una menor precipitación en los últimos 60 años especialmente importante para el BHM (CONANP, 2013).

El PACC-RCSMO fue desarrollado a través de un análisis de vulnerabilidad integral al cambio climático, en el cual incluye el diagnóstico participativo por parte de los diferentes actores relacionados con el RCSMO como los miembros de las ANP involucradas, la sociedad civil organizada y la academia, los cuales plantearon una serie de estrategias para la mitigación, adaptación y monitoreo de los efectos del cambio climático de la región. Este documento plantea 39 estrategias divididas en temporalidad, importancia, así como la asignación de roles que cada una de las entidades, tanto gubernamentales como de sociedad civil, atenderán en cada una de las estrategias.

II. JUSTIFICACIÓN

Ante la necesidad de conocer las condiciones en las que se encuentra el BHM, su funcionalidad y su capacidad de proveer servicios ambientales de calidad, es necesario desarrollar nuevos enfoques ecológicos para su evaluación, y considerar las amenazas a la biodiversidad. El área de estudio en que se desarrolla el presente estudio se encuentra en la SMOr, que representa una de las unidades fisiográficas con mayor riqueza y complejidad con comunidades bióticas altamente vulnerables ante los efectos del cambio climático. La estrategia planteada en el ECCAP (Estrategia de Cambio Climático desde las Áreas Naturales Protegidas para el PACC-RCSMO reconoce la importancia de preservar los procesos ambientales que sostienen los servicios que proveen a la sociedad, así como contar con estrategias que sirvan como base para implementar medidas y acciones de adaptación, mitigación y monitoreo. El presente estudio aporta conocimiento para el reconocimiento de procesos ecosistémicos de los relictos de BHM en San Luis Potosí basados en la diversidad funcional de especies vegetales y su relación con el disturbio crónico.

III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La evaluación de la diversidad funcional permite entender las diferentes respuestas que tienen las especies en su entorno natural a partir del registro de atributos cuantificables de sus individuos. En este trabajo se planteó el uso la diversidad funcional como herramienta para evaluar el estado de conservación y funcionalidad de los relictos de BHM en San Luis Potosí; dichos relictos se consideran eslabones altamente vulnerables que proporcionan importantes servicios ecosistémicos. Se considera el índice de disturbio crónico para diferentes localidades analizadas, el cual fue determinado a partir de parámetros de ganadería, actividades humanas y erosión. Los resultados obtenidos representan acciones puntuales para el planteamiento de mejores estrategias de conservación del BHM en la región.

IV. HIPÓTESIS

- El disturbio crónico tiene un efecto sobre las métricas de diversidad funcional de especies vegetales leñosas en el BHM de San Luis Potosí.

V. OBJETIVO GENERAL:

Evaluar la diversidad funcional en los relictos de BHM de San Luis Potosí y su relación con el disturbio crónico para aportar información que ayude a la conservación de su biodiversidad.

4.1 Objetivos específicos:

- Cuantificar la diversidad funcional de relictos de BHM a partir de atributos funcionales de especies vegetales leñosas en San Luis Potosí.
- Determinar el índice de disturbio crónico de los relictos de BHM estudiados.
- Determinar la relación que existe entre el índice de disturbio crónico y la diversidad funcional.
- Proponer acciones para fortalecer las estrategias de conservación de los relictos de BHM basados en el análisis de la diversidad funcional, los atributos funcionales y el disturbio crónico

VI. MARCO METODOLÓGICO

5.1 Área de estudio

El trabajo de campo se realizó de mayo del 2017 a octubre del 2017 en los principales relictos de BHM existentes en el estado de San Luis Potosí. Se seleccionaron seis localidades de relictos de BHM a partir de estudios previos (Fortanelli-Martínez et al., 2014; Loredo et al., 2011; Salinas-Rodríguez & Cruzado-Cortés, 2011) por sus diferencias en cuanto a estado de conservación, distribución y estructura, localizados en los municipios de Alaquines, El Naranjo, Rioverde, Tamasopo y Xilitla (Figura 1, Cuadro 1). Con el apoyo de guías e investigadores expertos del área, se determinaron los sitios dentro de las localidades y el número de unidades de muestreo.

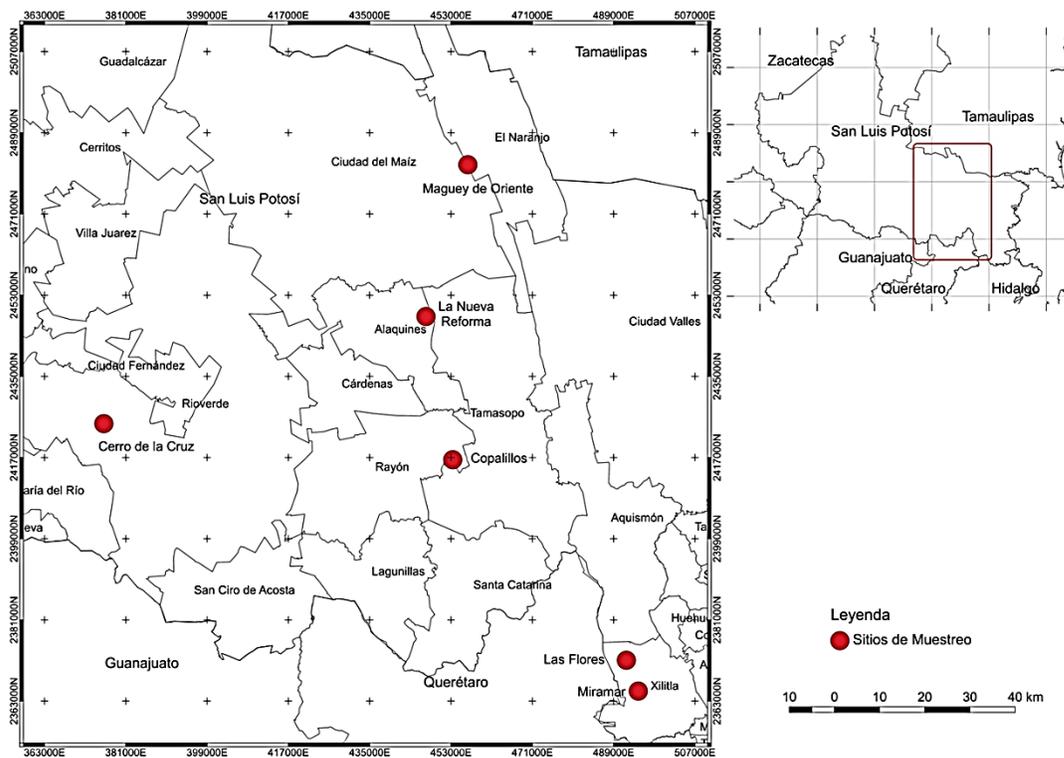


Figura 1. Ubicación de las localidades con relictos de BHM estudiadas.

Los sitios seleccionados se encontraban próximos a poblaciones rurales y se buscó que no presentarían disturbio humano que afectará claramente la estructura de lo que se define como BHM, ya que el presente estudio pretendió estudiar el disturbio crónico, el cual se presenta como una actividad de extracción de recursos a pequeña escala que no genere cambios evidentes en un ecosistema (Martorell & Peters, 2005).

Cuadro 1. Características socioeconómicas de las poblaciones asociadas a localidades de BHM

Localidad de BHM	Población próxima	Número de habitantes	Número de casas particulares	Grado de marginación	Rezago social	Principales actividades productivas
Copalillos	Copalillos	238	53	alto	bajo	Producción de maíz, la ganadería de doble propósito y recolección de productos en el bosque
Maguey de Oriente	Maguey de Oriente	367	95	alto	bajo	Agricultura y ganadería en pequeña y mediana escala
Nueva Reforma	Nueva Reforma	199	46	medio	bajo	Agricultura y ganadería a pequeña escala
Miramar	Nuevo Miramar	780	147	alto	medio	Agricultura y ganadería, así como turismo relacionado con Xilitla
Las Flores	El Ranchito	39	13	alto	alto	Producción de maíz y frijol para autoconsumo y jornaleros dentro y fuera del estado
Cerro de la Cruz	Ranchería Paso del agua	(menos de 10)	2	alto	alto	Extracción de madera y ganadería

Cuadro 2. Localidades de relictos de BHM estudiados.

Localidad	Precipitación (mm)	Altitud (m)	Coordenadas
La Nueva Reforma, Alaquines	1000	1300-1500	22°13' N 99°51' O
Maguey de Oriente, El Naranjo	1600	900-1000	22°44' N 99°41' O
Copalillos, Tamasopo	1000-1200	1200-1300	21°70' N 99° 11' O
Las Flores, Xilitla	1200-1700	1500-1600	21°92' N 100°19' O
Miramar, Xilitla	1800	1500-1600	21°39' N 99° 04' O
Cerro de la Cruz, Rio verde	800	1300-1400	21° 92' N 100° 19' O

5.2 Variables bioclimáticas

Se obtuvo información bioclimática mediante la consulta de la base de datos en línea worldclim.org (revisada en diciembre 2018). A partir de las coordenadas geográficas de cada sitio de muestreo se obtuvieron los valores para las siguientes variables bioclimáticas: temperatura anual media (Bio1), rango de temperatura anual diurna (Bio2), isotermalidad (Bio3), variación de temperatura al mes (Bio4), temperatura máxima del mes más cálido (Bio5), temperatura mínima del mes más frío (Bio6), rango de temperatura anual (Bio7), temperatura media del periodo más húmedo (Bio8), temperatura media del periodo más seco (Bio9), temperatura media del periodo más cálido (Bio10), temperatura media del periodo más frío (Bio11), precipitación anual (Bio12), precipitación del mes más húmedo (Bio13), precipitación del mes más seco (Bio14), variación de la precipitación anual (Bio15), precipitación del periodo más húmedo (Bio16), precipitación del periodo más seco (Bio17), precipitación del periodo más cálido (Bio18), y precipitación del periodo más frío (Bio19) (O'Donnell & Ignizio, 2012). Para la selección de las variables climáticas a evaluar posteriormente se realizó una matriz de correlaciones múltiples (Anexo 2) y una selección en relación con la relevancia de cada

variable para reducir el número de variables climáticas y asegurar que cada una tenga una aportación de información complementaria e independiente.

5.3 Diseño de muestreo

El muestreo se realizó a partir de conglomerados de cuatro subgrupos (Figura 2), como ha sido aplicado en estudios previos para el BHM (Cruz-Flores & Etchevers-Barra, 2011; Martínez-Antúnez, Ciro Hernández-Díaz, Wehenkel, & López-Sánchez, 2015). Este consiste en un círculo compuesto por cuatro subgrupos distribuidos en “Y”. Estos cuatro subgrupos de muestreo tienen una distancia de 45.14 m entre ellos y abarcan un área de 400 m² por subgrupo (1,600 m² por conglomerado). Para cada subgrupo se registró la abundancia de las especies que comprenden los estratos arbóreos (superior, medio e inferior) con un diámetro mayor a 1.5 cm, y que se encontraban en condiciones homogéneas (lo más expuestos posibles al sol).

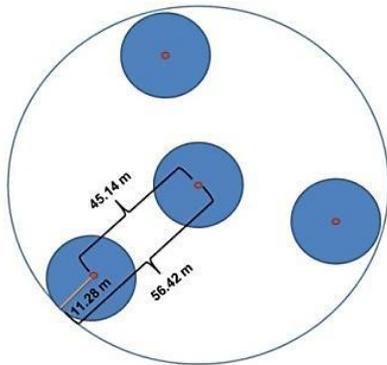


Figura 2. Esquema del muestreo por conglomerado y los subgrupos que lo conforman.

5.4 Atributos funcionales

Para la obtención de los atributos relacionados con la hoja se tomaron muestras vegetales de especies leñosas adultas con tejido maduro (esclerotizadas) y sanas sin señal de daño por consumidores o patógenos (o con el menor daño posible) y en condiciones similares de exposición a la luz. Se recolectaron cinco hojas (lámina foliar separada del peciolo) por cada individuo (mínimo cinco individuos) y por especie en cada localidad muestreada (cinco hojas X cinco individuos = 25 hojas por especie y localidad). Una vez conseguida la muestra (hoja), se obtuvo el valor de clorofila (CLO), y se conservó en bolsas de plástico herméticas para posteriormente ser procesadas en laboratorio. Con cada muestra se obtuvieron mediciones para las variables de área foliar específica (AFS),

área foliar (AF), y contenido de materia seca (CMS). Respecto a altura máxima (ALT), esta fue obtenida a partir de un hipsómetro Vertex IV Haglof.

Cuadro 3. Atributos funcionales y la fórmula con que se calculó.

Atributo funcional	Obtención de datos	Valor ecosistémico	Unidad de medida
Área foliar específica	$= \frac{Area\ foliar}{masa\ seca\ hoja}$	Influencia en los ciclos biogeoquímicos y en la descomposición de la hojarasca (Salgado-Negret, 2015)	cm ² /g
Altura máxima	De la base del tronco hasta la copa del árbol	Captura de carbono(productividad primaria) y ciclos biogeoquímicos(Salgado-Negret, 2015)	m
Área foliar	Análisis fotográfico (Leaf area meter)	Influencia en ciclos biogeoquímicos(Pérez-Harguindeguy et al., 2013)	cm ²
Contenido de Clorofila	SPAD	Influencia en la productividad primaria(Solarte, Moreno, & Melgarejo, 2010; Süß et al., 2015)	µg/cm ²
Contenido de materia seca	$= \frac{masa\ seca}{masa\ fresca}$	Influencia en ciclos biogeoquímicos y descomposición de la hojarasca(Pérez-Harguindeguy et al., 2013)	g

Área foliar (AF)

Una vez conseguida la muestra (hoja), el área foliar se obtuvo con un equipo de fotografía profesional Canon EOS SD Mark II (lente de 24-105 mm) mediante la herramienta EOS de CANON con conexión USB que permite manejar la cámara de forma remota y seleccionar más rápidamente las imágenes para transferirlas a la computadora. Posterior a la obtención de las imágenes con la cámara, se utilizó el programa de acceso libre Easy Leaf Area v.1 (Easlon & Bloom, 2014) que se basa en el uso del valor RVA (composición de rojo verde y azul) para identificar regiones de hoja y escala a partir de una imagen. El área foliar se obtiene a través del conteo del total de píxeles verdes (hojas) y la escala de referencia con el total de píxeles rojos (cuadrado de 4cm²). Los resultados se guardaron en archivo CSV con los valores de las imágenes en píxeles y cm².

Contenido de clorofila

Para cuantificar el contenido de clorofila se utilizó el medidor portátil de clorofila modelo SPAD (Soil Plant AnalysisDevelopment)-502. Este aparato ha demostrado tener valores similares a los conseguidos a través de técnicas tradicionales de cuantificación como el método de Arnon (Ling, Huang, & Jarvis, 2011; Rodríguez Mendoza, Alcántar González, Aguilar Santelises, Etchevers Barra, & Santizó Rincón, 1998), con la ventaja de hacerlo con mayor rapidez, ya que los valores se obtienen sin necesidad de un análisis en laboratorio. Con valores entre -9 y 199 (unidades SPAD) los cuales posteriormente fueron transformados a las unidades tradicionales de concentración de clorofila (Süß et al., 2015).

Contenido de materia seca (CMS)

Posterior a la toma de datos de las hojas, fueron procesadas para obtener el peso fresco. Después se almacenaron en bolsas de papel para ingresarlas en un horno a 80°C durante 24 h, finalmente, se pesó la hoja deshidratada para obtener la masa seca. El contenido de materia seca (CMS) se obtuvo a través de la siguiente fórmula:

$$CMS = \frac{\text{masa seca}}{\text{masa fresca}}$$

Área foliar específica (AFE)

El área foliar específica es la relación de área foliar por peso de la hoja. Esta característica está vinculada a las estrategias de crecimiento y aprovechamiento de la luz

(Villar et al., 2004). Con los valores de AF y CMS se obtuvo AFE a partir de la siguiente formula:

$$AFE = \frac{Area\ foliar\ (cm^2)}{CMS}$$

5.4.1 Cálculo de métricas de diversidad funcional

A partir de la matriz de atributos funcionales ordenada por especies y la matriz de abundancia de especies se generó una matriz de distancias para representar las relaciones funcionales entre las especies de la comunidad a través de métricas de diversidad funcional multivariadas. Previo a esto se realizó un análisis de correlación múltiple entre los atributos funcionales para seleccionar aquellos que no tuvieran una correlación significativa, ya que una baja o nula correlación significaba atributos que explican de manera complementaria el funcionamiento de las comunidades estudiadas. Así mismo se obtuvo CWM (media por atributo funcional ponderada por abundancia) por atributo para conocer cuál fue el que más destacaba en cada comunidad y que representaría el atributo más importante y estaría vinculado a un filtro ambiental de la comunidad.

De igual forma, previo al cálculo de las métricas multivariadas todos los atributos funcionales fueron estandarizados (media= 0, error estándar 1) y para el cálculo de CWM se utilizaron los valores con la escala original (Arellano-Rivas, De-Nova, & Munguía-Rosas, 2016; Swenson, 2014). Se construyó una matriz de distancias funcionales Euclidianas con las métricas de diversidad y su versión ponderada por abundancia. De acuerdo con la recomendación de Bello y colaboradores (2016) la diagonal de la matriz no fue considerada y las distancias entre pares de especies se calcularon sin reemplazo. Las métricas de diversidad funcional utilizadas fueron MPFD (Distancia funcional media aparejada entre las especies) la cual ofrece información complementaria sobre la diferencia funcional de las especies de una comunidad, MNFD (Distancia funcional media de la especie más similar en la comunidad) la cual nos habla de la redundancia funcional (Arellano-Rivas et al., 2016), la métrica RAO (coeficiente de disimilaridad de atributos entre comunidades) la cual mide el nivel de entropía de un conjunto de atributos funcionales, influenciado por la riqueza de especies (Zoltan, 2005) y divergencia funcional (Mouchet et al., 2010). Para la obtención de las métricas de diversidad funcional se utilizó el paquete FD y PICANTE del software R 3.2.2 (R Development Core Team, 2011).

5.5 Evaluación del disturbio

Para cuantificar el disturbio de las localidades se utilizó la metodología propuesta por Martorell y Peters (2005) y Peres y colaboradores (2006) siguiendo las recomendaciones de Rubio-Méndez y colaboradores (2018), la cual combina 14 parámetros agrupados en tres categorías de disturbio (actividades humanas, degradación del suelo y ganadería). Para obtener los parámetros se realizó un transecto de 50 m por conglomerado en cada localidad y se cuantificaron los siguientes parámetros:

- **Actividades humanas**

Fracción de plantas macheteadas (MAC). Número de árboles o arbustos macheteados o con evidencia de extracción en comparación con el total (plantas macheteadas/plantas totales).

Densidad de caminos humanos (CHU). Número de caminos en el transecto con uso por parte de seres humanos.

Distancia a las poblaciones (DPOB). Distancia del punto de muestreo a las orillas del poblado más cercano. De este se obtuvo un valor en kilómetros y se obtuvo su inverso multiplicativo para obtener un valor de cercanía a poblaciones por sitio muestreado (1/km de distancia).

Adyacencia a núcleos de actividad (ADY). Número de sitios con actividad humana cercana (casas, sembradíos o cualquier otra infraestructura humana) a 200 m de distancia.

Evidencias de incendios (INC). Evidencia de un incendio reciente con 1 si existió o 0 si no existe evidencia o registro de incendio.

- **Degradación de tierras**

Erosión (ERO). De 20 puntos en el transecto al azar se cuantifica el número de puntos en los que se pueda observar la exposición de la roca madre por efecto de actividad del ser humano.

Islas (ISL). Presencia de fragmentación a lo largo del sitio muestreado, 1 si existen islas y 0 si no.

Superficie Totalmente modificada (STM). A través de un transecto de 50 metros se registra cada metro de área modificada por obra del ser humano.

- **Ganadería**

Fracción de plantas ramoneadas (RAM). Número de plantas ramoneadas divididas entre el total de plantas en el transecto.

Frecuencia de excretas de ganado (EXC). Número de excretas en 10 cuadros de 10 cm² definidos al azar.

Densidad de caminos ganaderos (CGA). Número de caminos en el transecto con uso exclusivo de ganado.

Compactación de suelo (COM). Con un tubo de 10cm de diámetro enterrado a 4cm se agrega 250 ml de agua, se observa y anota cuanto tiempo tarda en perderse el agua contenida en el tubo. Se realiza dos veces por sitio, una evaluación en el suelo no degradado y otro en el suelo degradado y se dividen estos dos para obtener el coeficiente de compactación del suelo.

Para el cálculo del índice de disturbio crónico (IDC) una vez ingresados los valores estandarizados de cada parámetro en una matriz de datos se procedió a realizar un análisis de componentes principales (ACP). Después, con el valor obtenido de las cargas por parámetro del Componente 1 y el Componente 2 se multiplicaron por su respectivo porcentaje de variación. Posteriormente se sumó el producto de los dos componentes por parámetro para así obtener los coeficientes por parámetro que describen la fórmula del IDC. Para obtener el IDC por localidad se sustituyó la incógnita de cada parámetro en la fórmula y se sumó para obtener el valor del IDC por localidad con escala de 0 a 100. Así mismo se analizó la relación de cada uno de los parámetros entre si y agrupados por agente de disturbio con correlación de Spearman debido a la naturaleza no normal de los datos (Martorell & Peters, 2005).

Posteriormente se construyó una tabla de frecuencias para los valores de IDC por cada localidad a través de la regla de Sturges para detectar niveles de disturbio. Esta es una herramienta estadística descriptiva que sirve para calcular el número de clases necesarios para la representación de un conjunto de datos, a través de la fórmula $K = 1 + 3.333 \times \log(N)$; donde K es el número de clases y N el número de datos, se calcula el rango total resultado de la diferencia entre el valor máximo del conjunto de los datos y su valor mínimo más 1 para obtener la amplitud total ([amplitud total=Valor máximo-valor mínimo]+1). Una vez conseguido lo anterior se construyen las clases en función del número de clases y la amplitud total (Elal Olivero, 2006).

Las métricas de diversidad generadas previamente se organizaron en relación con los niveles de disturbio obtenidos con la regla de Sturges. La tabla obtenida fue sometida a una prueba de *Chi-cuadrada* de independencia, para corroborar como análisis adicional si el disturbio a partir de las clases generadas, tiene una relación con los valores de diversidad funcional observados. Sin embargo los resultados de estos no fueron significativos por lo que no fueron integrados con los principales resultados.

5.6 Análisis de correlación de variables

Con el fin de describir la relación entre las métricas de diversidad funcional multivariadas e individuales con las variables climáticas y las métricas de disturbio, se generaron modelos de regresión múltiple en donde las métricas multivariadas (MPDF, MNFD y RAO) y de caracteres individuales (CMW para cada atributo funcional: AFS, CMS, ALT, CLO) fueron las variables respuesta y las variables bioclimáticas (Bio3, Bio4, Bio7, Bio15) y el índice de disturbio, así como el tamaño del parche, la altitud y la riqueza de especies fueron las variables explicativas. Se obtuvo un modelo mínimo adecuado para cada métrica funcional y para cada atributo funcional por separado con la metodología de Crawley (2007) a través una selección de modelos por pasos con el Criterio de Información de Akaike (AIC por sus siglas en inglés). Esta herramienta estadística de modelación de similaridad con penalización busca explicar un modelo determinado con el menor número de parámetros. Este análisis se realizó como se recomienda en trabajos previos (Arellano-Rivas et al., 2016), a través de la función step del software R 3.2.2 (R Development Core Team, 2011). Las variables explicativas en los modelos mínimos adecuados fueron no significativas en todos los casos ($P > 0.05$) lo que sugiere poca o nula multicolinealidad.

VII. RESULTADOS

6.1 Atributos funcionales y diversidad funcional (DF)

Se registraron 18 familias botánicas y 26 especies arbóreas en las áreas de las seis localidades estudiadas (Anexo 1). Para todas las muestras se obtuvo una media de 47.77 (0.28-150) para área foliar específica (AFE), una media para área foliar (AF) de 16.98 (0.75-114.35), una media para contenido de materia seca (CMS) de 0.41 (0.21-0.9), una media en altura (ALT) de 15.51 (1.23-32) y una media de 42.21 (12.9-62.58) para la clorofila (CLO). Las medias de atributos funcionales ponderados con la abundancia (CWM) muestran que los atributos de AFE, AF, y ALT en el Cerro de la Cruz, las Flores y Miramar obtuvieron los valores más altos. Copalillos, Nueva Reforma y Maguey de Oriente son las localidades con los atributos antes mencionados más bajos pero con mayores valores de clorofila. Por otra parte se encuentran los valores de CMS bajos para las localidades de Las Flores y Miramar, con respecto a valores altos como el Cerro de la Cruz y Copalillos (Cuadro 4).

Cuadro 4. Medias de atributos funcionales ponderados con la abundancia por localidad (CWM).

	AFS	AF	CMS	ALT	CLO
Cerro de la Cruz	59.23574	32.10199	0.609001	27.78467	41.07426
Las Flores	41.66652	11.85544	0.352127	13.02255	43.51182
Miramar	40.85005	14.36516	0.390755	16.20216	38.01142
Copalillos	16.218	6.90983	0.468863	6.163673	53.14385
Nueva Reforma	18.05215	7.026832	0.459851	7.760392	51.73645
Maguey de Oriente	20.53758	7.372984	0.442828	9.185221	49.4912

AFE= área foliar específica, AF= área foliar, CMS= contenido de materia seca, ALT= altura máxima
CLO= clorofila

Las especies que presentaron mayor variación en el atributo área foliar específica fueron *Carya ovata*, *Dalbergia palo-escrito*, *Meliosma alba*, *Liquidambar styraciflua*, y *Tilia mexicana*. Estas especies también presentaron los valores más altos (Figura 3)

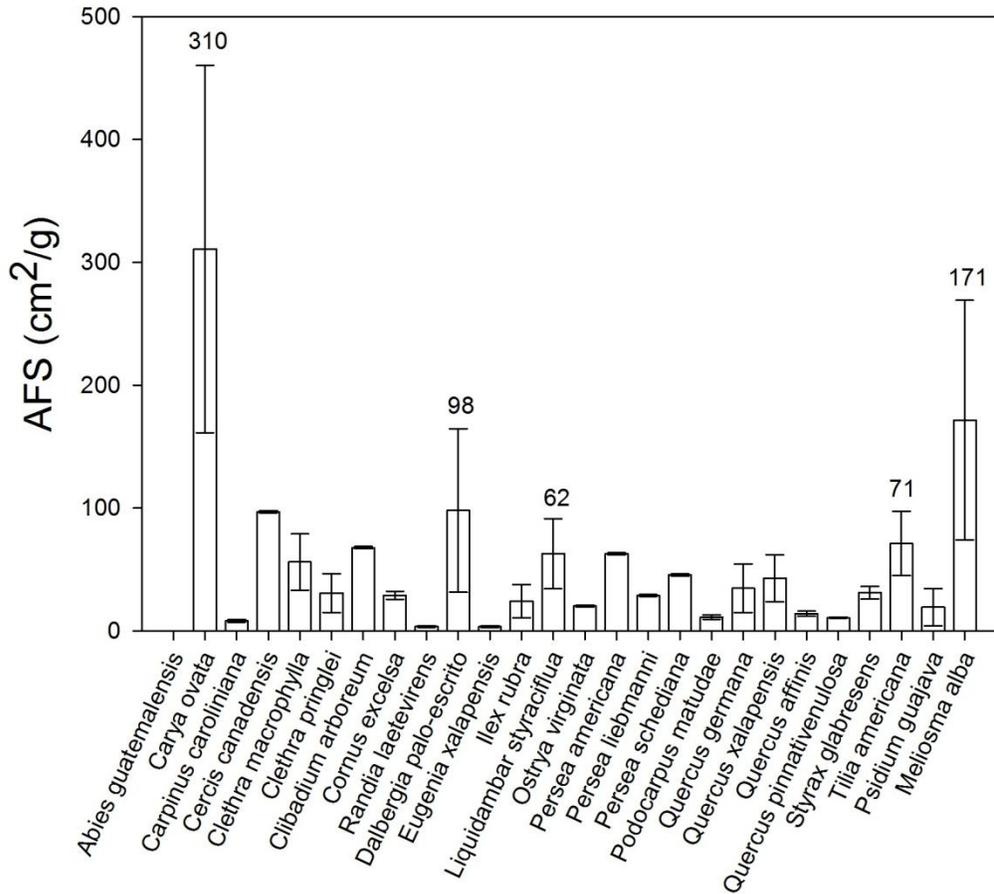


Figura 3. Media por especie del atributo AFE para todas las localidades de BHM.

Respecto al contenido de materia seca las especies con mayor variación fueron *Ilex rubra*, *Quercus pinnativenulosa*, *Clethra pringlei* y *Eugenia xalapensis*. Las especies que obtuvieron los valores más altos fueron *Carya ovata*, *Eugenia xalapensis*, *Ostrya virginata*, *Q. germana* y *Q. pinnativenulosa* y de manera notable *Persea schediana* (Figura 4).

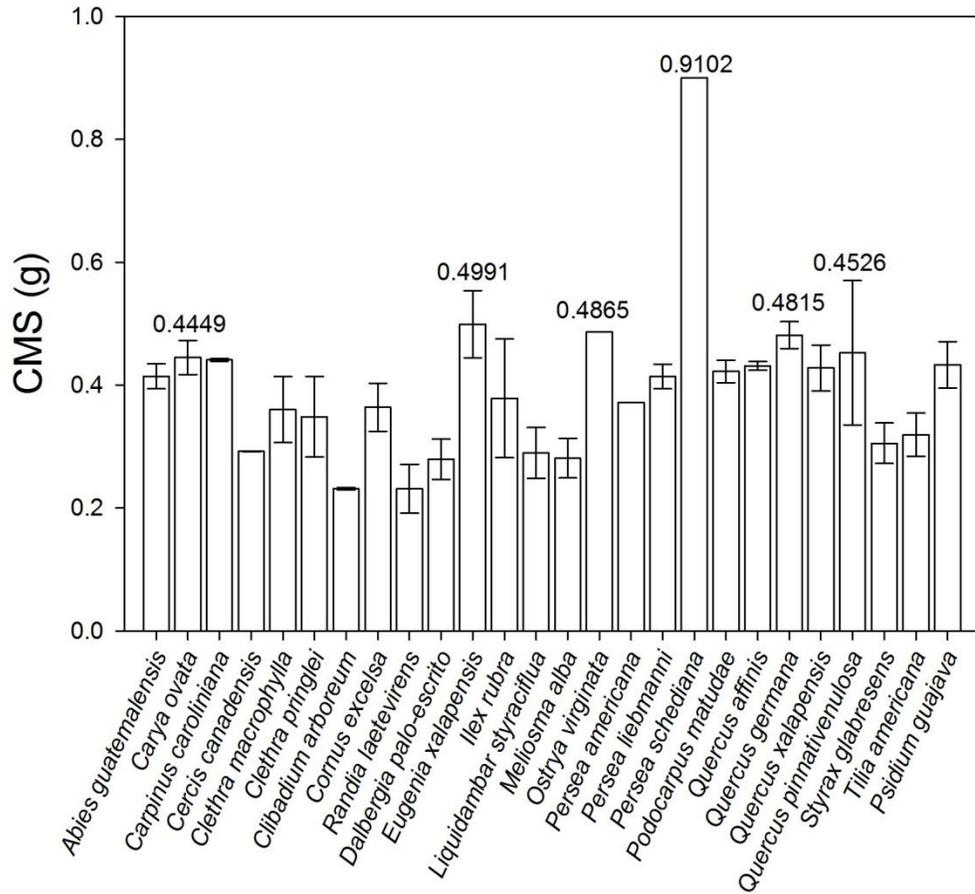


Figura 4. Media por especie del atributo contenido de materia seca (CMS) para todas las localidades de BHM.

Las especies con mayor variabilidad en el atributo altura fueron *Liquidambar styraciflua*, *Carpinus caroliniana*, *Persea liebmanni*, y *Meliosma alba*. Por otro lado, las especies que presentaron los valores máximos fueron *Ostrya virginata*, *P. americana*, *P. liebmanni*, *Meliosma alba*, *Quercus germana* y *Liquidambar styraciflua* respectivamente (Figura 5).

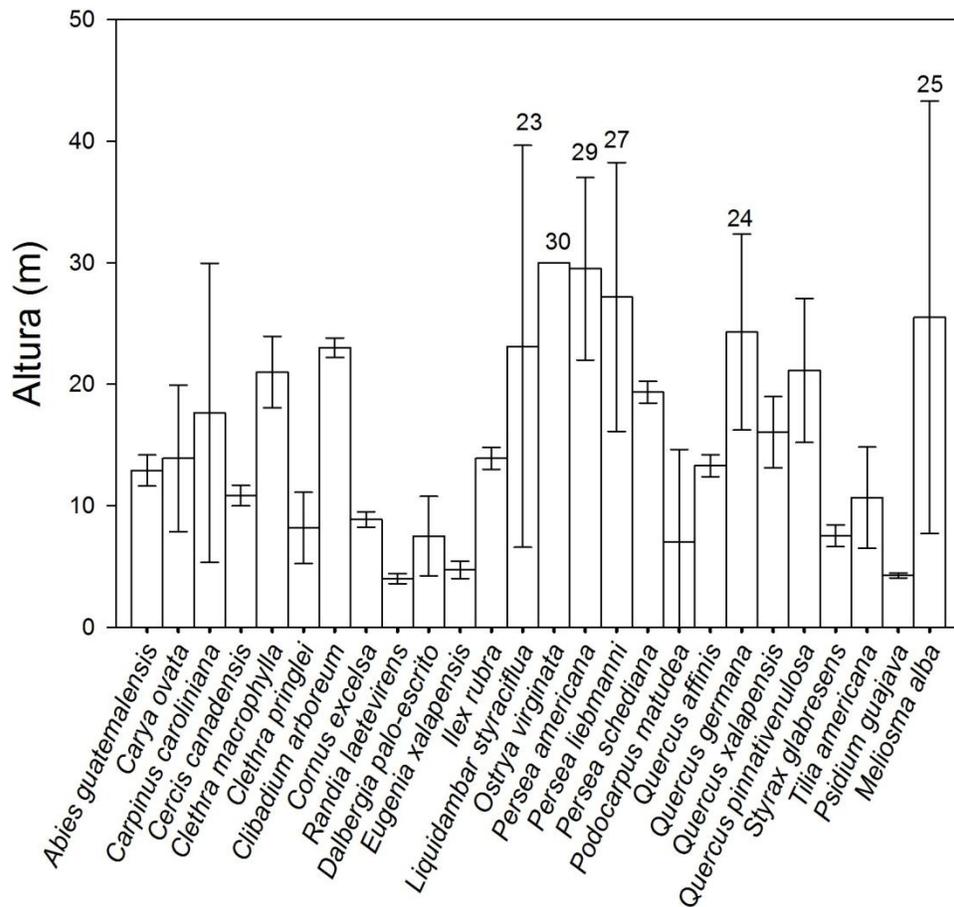


Figura 5. Media por especie del atributo altura (ALT) para todas las localidades de BHM.

Respecto a la variable contenido de clorofila se encontró que las especies con mayor variabilidad fueron *Carya ovata*, *Liquidámbar styraciflua*, *Quercus afinis* y *Tilia mexicana*. Las especies que presentaron los valores más altos fueron *Clethra pringlei*, *Eugenia xalapensis*, *Ilex rubra*, *Podocarpus matudae*, *Q. germana* y *Q. xalapensis* (Figura 6).

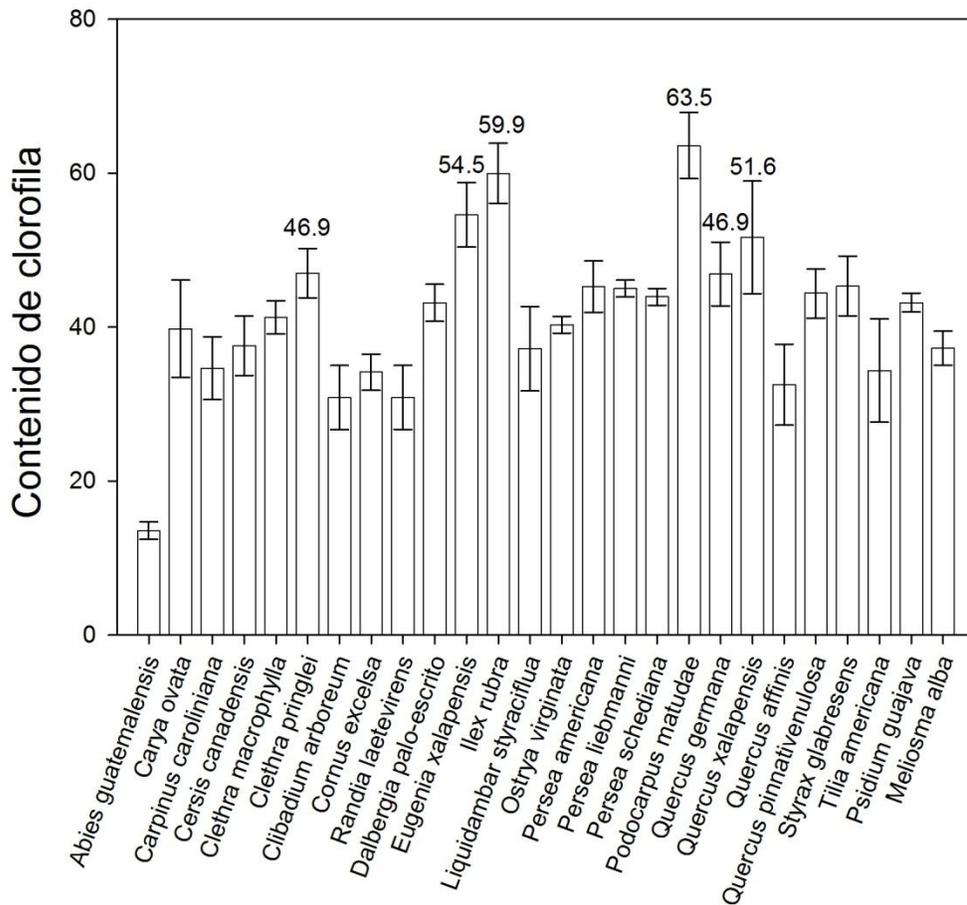


Figura 6. Media por especie del atributo contenido de clorofila para todas las localidades de BHM

La métrica RAO mostró a la localidad Cerro de la Cruz con el valor más alto en diversidad funcional respecto al resto de las comunidades, mientras Miramar presentó el valor más bajo. Por otro lado, el MPFD ubicó la localidad de Las Flores con el valor más alto mientras Miramar fue nuevamente el valor más bajo. La métrica MNFD mostró que la localidad del Cerro de la Cruz presentó el valor más alto junto con Copalillos y Nueva Reforma (Cuadro 5).

Cuadro 5. Métricas de diversidad funcional por localidad.

	RAO	MPFD	MNFD
Cerro de la Cruz	5.962925	25.79925	18.05493
Las Flores	2.296769	39.02378	13.69784
Miramar	1.137408	18.38213	14.19311
Copalillos	1.342251	22.74819	21.34746
Nueva Reforma	1.919351	26.42467	21.88253
Maguey de Oriente	1.934641	24.99481	6.20428

El análisis de componentes principales de las métricas de diversidad resaltó la agrupación de las localidades de La Nueva Reforma, Copalillos y Cerro de la Cruz. Con los dos primeros componentes principales se logró acumular una varianza explicada de 86%, los cuales están afectados principalmente por MPFD y MNFD. Se puede interpretar que las localidades de Nueva Reforma, Copalillos y Cerro de la Cruz se agrupan como localidades semejantes en cuanto a la diversidad funcional con las métricas MPFD y MNFD y por otra parte, Maguey de Oriente, Las Flores y Miramar son funcionalmente diferentes entre sí (Figura 7).

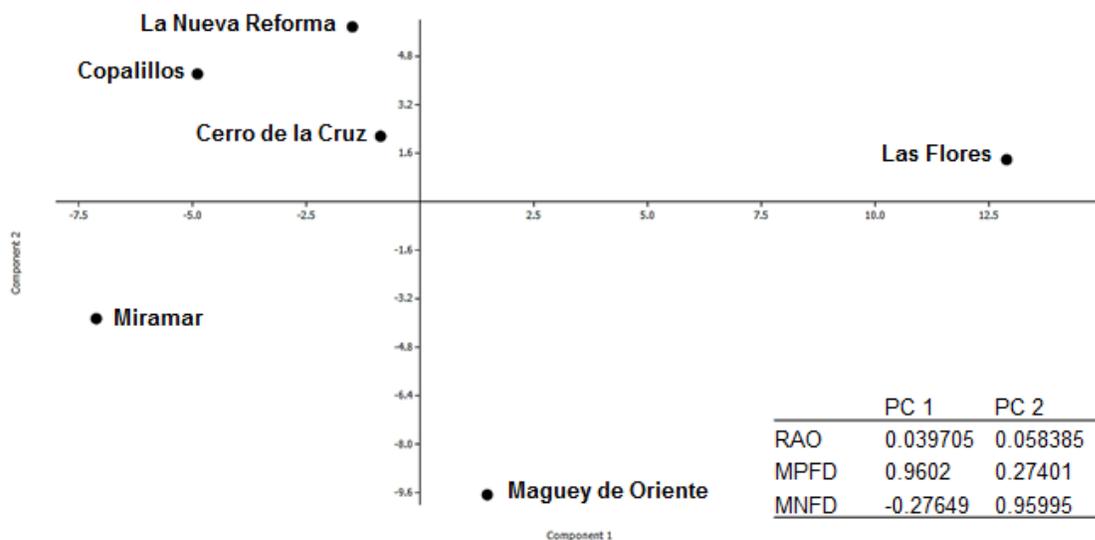


Figura 7. Esquema del análisis de componentes principales para las métricas de diversidad funcional con los primeros dos componentes.

6.2 Disturbio

Con en el análisis de correlación de Spearman se encontró que en general los distintos parámetros de disturbio no están correlacionados lo cual representa que los datos no fueron redundantes. Únicamente los parámetros CHU con ADY y STM, y DPOB con ADY y ERO tuvieron una relación significativa (Cuadro 6).

Cuadro 6. Análisis de correlación de Spearman por cada componente de disturbio (valores de correlación en negrita y cursiva $p < 0.05$).

	RAM	MAC	EXC	CGA	CHU	COM	DPOB	ADY	ERO
MAC	0.28								
EXC	0.70	0.85							
CGA	0.65	0.12	0.30						
CHU	0.26	0.39	0.25	0.75					
COM	0.31	0.67	0.67	0.41	0.42				
DPOB	0.13	0.50	0.36	0.57	0.77	0.84			
ADY	0.28	0.58	0.43	0.74	0.93	0.67	0.89		
ERO	0.13	0.22	0.13	0.75	0.83	0.65	0.92	0.88	
STM	0.56	0.61	0.61	0.83	0.89	0.67	0.79	0.95	0.78

RAM= Evidencia de ramoneo, MAC= Evidencia de macheteo, EXC= Excretas de ganado, CGA= Caminos ganaderos, CHU= caminos humanos, COM= compactación, DPOB= Distancia a la población humana más cercana, ADY= Adyacencia a núcleos de actividad, ERO= Erosión de suelo, STM= Superficie totalmente modificada.

Por otro lado, se encontró que las actividades humanas (representadas por los parámetros ADY y CHU DPOB) y la degradación de suelos (ERO y STM) están correlacionadas de manera importante intra y entre categorías lo que apoya el resultado del análisis de correlación anterior, es decir, las actividades humanas tienen relación con el impacto en la degradación de los suelos de estos bosques, por otro lado, la actividad ganadera parece tener la menor relación con los demás agentes de disturbio (Cuadro 7).

Cuadro 7. Media de los coeficientes de correlación dentro y entre los tres diferentes agentes de disturbio.

	LR	HA	LD
LR	0.511		
HA	0.4785	0.681	
LD	0.546	0.766	0.78

LR= actividad ganadera, HA=actividad humana, LD= degradación de suelos tierras

Se seleccionaron los dos primeros componentes, que suman el 75.9% de la variación explicada en el primer componente principal, y 10.1% en el segundo componente. Las cargas en el primer componente fueron todas positivas, mientras que las cargas obtenidas del segundo componente fueron en su mayoría negativas (con excepción de EXC, MAC, ADY y STM). Así mismo se puede observar que los componentes que tuvieron más relación en el componente uno fueron ADY y DPOB, mismos que también influyeron en el componente dos pero de manera negativa (Cuadro 8).

Cuadro 8. Valores de las cargas para el primer componente principal para cada una de las métricas del disturbio crónico.

	PC 1	PC 2
Ganadería		
RAM	0.016494	-0.01175
EXC	0.13782	0.11583
CGA	0.021284	-0.013922
COM	0.1442	-0.0026457
Actividades humanas		
MAC	0.11981	0.12223
CHU	0.021586	-0.032151
DPOB	0.6272	-0.72347
ADY	0.65421	0.61912
Degradación de suelos		
ERO	0.2825	-0.10088
STM	0.20855	0.23102

El IDC obtenido a partir del ACP, se calculó por localidad con base en la siguiente fórmula: $IDC = 1.13RAM + 11.64EXC + 1.47CGA + 10.93COM + 10.33MAC + 1.31CHU + 40.34DPOB + 55.97ADY + 20.44ERO + 18.18STM$.

De estos se pudo obtener el valor de contribución de cada parámetro de disturbio por separado para cada localidad (Cuadro 9). Los componentes RAM, EXC, CGA, ADY, ERO y STM no presentaron valores para todas las localidades. Por otro lado, Maguey de Oriente presentó todos los componentes de disturbio considerados, seguido por Copalillos con nueve, Miramar con siete, Cerro de la Cruz con cinco y Las Flores y Nueva Reforma presentaron el menor número de componentes parámetros con cuatro.

Cuadro 9. Valores de la carga por parámetro de disturbio generada por el ACP para cada localidad.

	RAM	EXC	CGA	COM	MAC	CHU	DPOB	ADY	ERO	STM
MO	0.050	0.100	0.040	0.637	0.150	0.040	0.971	0.333	0.100	0.200
NR	0.000	0.000	0.000	0.368	0.040	0.020	0.353	0.000	0.000	0.000
COP	0.000	0.200	0.020	0.380	0.160	0.040	1.000	0.667	0.200	0.200
MIR	0.000	0.000	0.000	0.439	0.150	0.040	1.000	0.333	0.350	0.040
FLO	0.000	0.000	0.000	0.352	0.133	0.020	0.578	0.000	0.000	0.000
CC	0.000	0.100	0.020	0.301	0.000	0.040	0.840	0.000	0.000	0.000

MO=Maguay de Oriente, NR=Nueva Reforma, COP=Copalillos, MIR=Miramar, FLO= Las Flores, CC= Cerro de la Cruz

Al aplicar la Regla de Sturges para la generación de clases se obtuvieron cuatro clases, con una amplitud de rango de 19 (18.7223~) lo que implica cuatro niveles de disturbio (denominados aquí bajo, medio, alto y muy alto). Copalillos es la localidad con el nivel más alto de disturbio, seguida por Maguay de Oriente y Miramar (nivel alto), con nivel de disturbio intermedio el Cerro de la Cruz, mientras Las Flores y Nueva Reforma presentan el nivel de disturbio más bajo (Cuadro 10).

Cuadro 10. Niveles de disturbio generados a partir de la Regla de Sturges

Sitio	Índice de disturbio	Nivel de disturbio (intervalo de niveles)
Maguay de oriente	73.55	Alto (58-77)
Nueva Reforma	18.91	Bajo (18-37)
Copalillos	93.80	muy alto (78-97)
Miramar	73.49	Alto (58-77)
Las Flores	28.77	Bajo (18-37)
Cerro de la Cruz	38.64	Medio (38-57)

La Figura 8 muestra el análisis de componentes principales del índice de disturbio, donde se agrupa cada una de las localidades en función de los principales componentes de disturbio, y a su vez se relaciona con la tabla generada con la regla de Sturges (Cuadro 10). Se reconocen de manera clara las localidades con disturbio bajo (La Nueva Reforma), medio (Cerro de la Cruz), alto (Maguay de Oriente y Miramar) y muy alto (Copalillos).

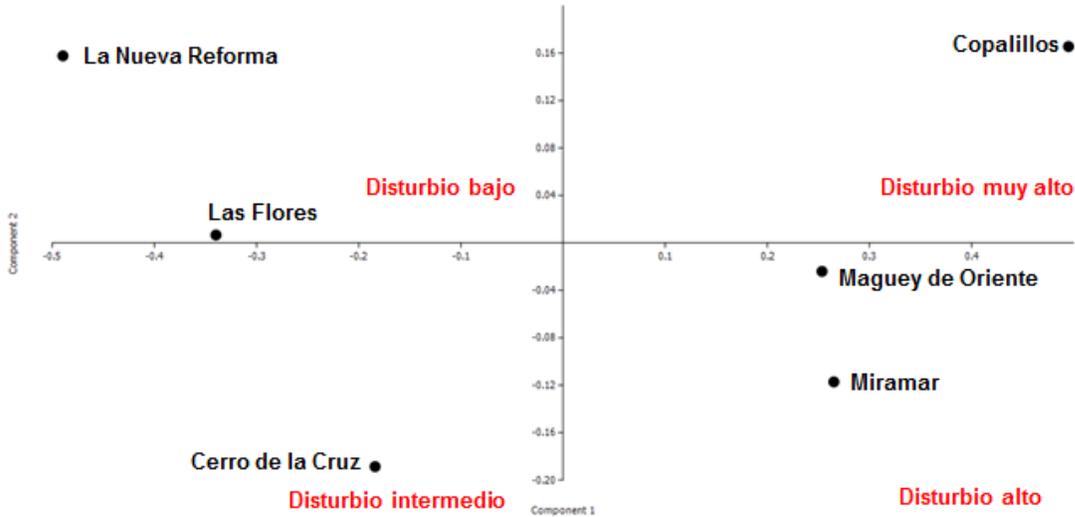


Figura 8. Esquema del análisis de componentes principales del índice de disturbio crónico y su agrupación por nivel de (en rojo) para cada localidad.

7.3 Relación entre diversidad funcional y disturbio

Los resultados del AIC mostraron que el modelo explicativo para RAO incluyó isothermalidad, variación de temperatura al mes y rango de temperatura anual, mientras MPFD obtuvo un modelo explicativo con isothermalidad, variación de temperatura al mes y variación en la precipitación. Por otro lado, el modelo para MNFD solo incluyó el rango de temperatura anual (Cuadro 11).

Cuadro 11. Modelos obtenidos del AIC entre las métricas de diversidad funcional y las variables climáticas

Respuesta	Mejor modelo explicativo
RAO	Bio3+Bio4+Bio7
MPFD	Bio3+Bio4+Bio15
MNFD	Bio7

Bio3= Isothermalidad, Bio4= variación de temperatura al mes, Bio7= Rango de temperatura anual, Bio15= Variación de la precipitación anual.

De las correlaciones múltiples se puede observar que a pesar de que las tres métricas de diversidad funcional (RAO, MPFD y MNFD) consiguieron modelos donde se

ajustaron variables climáticas generados por el análisis AIC, estos no tuvieron una relación significativa (Cuadro 12).

Cuadro 12. Correlación de métricas de diversidad funcional vs variables climáticas

Respuesta	Fuente de variación	Estadístico	Coficiente(ee)	Varianza explicada
RAO	Bio3	1.6055	0.33269 (12.536)	0.09846672
	Bio4	0.0222	0.89519 (1.249)	0.00135914
	Bio7	14.6778	0.06187 (1.277)	0.90017414
MPFD	Bio3	1.88	0.3038 (36.225)	0.40878058
	Bio4	0.0651	0.8225 (4.945)	0.01414036
	Bio15	2.6551	0.2448 (1.560)	0.57707906
MNFD	Bio7	2.0047	0.2297 (2.144)	0.333

La evaluación de modelos de las mismas métricas con las variables de riqueza, altitud, tamaño del fragmento y el índice de disturbio crónico, encontró que MPFD se ajustó al modelo que contenía altitud y riqueza, tamaño de parche e IDC, mientras RAO se ajustó al modelo que contenía las variables tamaño y riqueza. MNFD obtuvo un modelo ajustado con el intercept (significa que el modelo descarto todas las variables y por tanto no existe un modelo que explique satisfactoriamente el comportamiento de estas variables con relación a MNFD) (Cuadro 13).

Cuadro 13. Modelos obtenidos del AIC entre las métricas de diversidad funcional y características de las localidades.

Response	Mejores variables explicativas
RAO	Tamaño y Riqueza
MPFD	IDC +Tamaño +Altitud +Riqueza
MNFD	Intercept

A pesar de que los modelos obtenidos del AIC ajustaron las métricas de diversidad funcional (en el caso de RAO y MPFD) con el tamaño de fragmento, riqueza de especies, índice de disturbio y altitud, los análisis de correlación no obtuvieron ninguna relación significativa en ninguno de los casos (Cuadro 14).

Cuadro 14. Análisis de Correlación entre las métricas de diversidad y características de las localidades.

Respuesta	Fuente de variación	Estadístico	Coeficiente (ee)	Varianza Explicada
RAO	tamaño	0.32	0.6111 (1.784e-6)	0.04456822
	riqueza	6.85	0.07907 (3.529)	0.95543178
MPFD	IDC	0.5653	0.1045(7.151e-2)	0.013425
	riqueza	36.4476	0.4667(1.193)	0.86551881
	altitud	1.2335	0.2996(5.539e-3)	0.02929014
	tamaño	3.8644	0.5896(4.265e-6)	0.09176606
MNFD	intercept		0.00117(2.394)	

A su vez se evaluaron las medias ponderadas por abundancia (CWM) de cada atributo funcional medido, en los que se encontró que el área foliar (AF) obtuvo todas las variables dentro de su modelo de ajuste, lo mismo sucedió con área foliar específica (AFS), altura (ALT) y clorofila (CLO), mientras que el contenido de materia seca (CMS) encontró un modelo ajustado con las variables isothermalidad, variación de temperatura al mes y rango de temperatura anual (Cuadro 15).

Cuadro 15. Atributos funcionales vs variables climáticas

Respuesta	Mejores variables explicativas
AF	bio3+bio4+bio7+bio15
AFS	bio3+bio4+bio7+bio15
CMS	bio3+bio4+bio7
ALT	bio3+bio4+bio7+bio15
CLO	bio4+bio7+bio15

A pesar de que los modelos ajustaron los atributos funcionales con las variables climáticas, los análisis de correlación carecieron de relación significativa en todos los casos evaluados (Cuadro 16).

Cuadro 16. Análisis de correlación entre atributos funcionales y variables climáticas

Respuesta	Fuente de variación	Estadístico	Coefficiente (EE)	Varianza explicada
AF	bio3	0.46	205.017(104.494)	0.162427828
	bio4	0.6496	19.93(10.886)	0.047552131
	bio7	0.2544	-23.902 (9.987)	0.707558334
	bio15	0.5673	1.524(1.886)	0.082461707
AFS	bio3	92.819	256.907(36.1629)	0.3977741
	bio4	16.936	25.86(3.7673)	0.072575
	bio7	92.312	-33.837 (3.4562)	0.395571
	bio15	31.297	3.6516(0.6527)	0.134113
CMS	bio3	0.2377	1.9831(1.2257)	0.081697384
	bio4	0.0008	0.184(0.1193)	0.000269758
	bio7	2.6709	-0.1993 (0.122)	0.918032858
ALT	bio3	3.1438	139.957(68.449)	0.242648734
	bio4	0.2887	13.317(7.131)	0.022285837
	bio7	7.5457	-18.269 (6.542)	0.582403199
	bio15	1.9779	1.738(1.235)	0.152662231
CLO	bio4	617.476	0.9487(0.11682)	0.42827967
	bio7	57.104	5.24419(0.2088)	0.039609224
	bio15	767.175	-2.0502 (0.0903)	0.532111106

AF=Área Foliar, AFS=Área foliar específica, CMS= contenido de materia seca, ALT= altura, CLO=contenido de clorofila, Bio3= Isotermalidad, Bio4= variación de temperatura al mes, Bio7= Rango de temperatura anual, Bio15= Variación de la precipitación anual

También se analizaron los atributos funcionales con las variables de tamaño, riqueza, altitud, índice de disturbio y el índice de actividades humanas, donde se encontró que el área foliar se ajustaba al tamaño, riqueza y altitud, el contenido de materia seca se ajustó a las variables de tamaño, riqueza y actividades humanas, la altura se relacionó con el tamaño del parche y la riqueza, mientras el contenido de clorofila y el área foliar específica no consiguieron ajustar un modelo explicativo (intercept) con ninguna variable (Cuadro 17).

Cuadro 17. Modelos obtenidos del AIC entre atributos funcionales y características de las localidades.

Respuesta	Mejores variables explicativas
AF	tamaño+ riqueza+ altitud
AFS	Intercept
CMS	tamaño + riqueza + HA
ALT	tamaño +riqueza
CLO	Intercept

Por último, al realizar el análisis de correlación entre las medias ponderadas por abundancia (CWM) de cada atributo funcional tampoco se encontró una relación significativa. Únicamente se presentó el caso de los atributos área foliar específica y contenido de clorofila con un valor significativo en el intercept, pero sin valor para explicar el modelo (Cuadro 18).

Cuadro 18. Análisis de correlación entre las métricas de diversidad y características de las localidades.

Respuesta	Fuente de variación	Estadístico	Coeficiente (ee)	Varianza explicada
AF	tamaño	0.3685	-1.988e-05(1.340e-05)	0.15542
	riqueza	2.0025	3.751(2.650)	0.84457
AFS	Intercept	(0.00555**)	32.760(7.036)	
CMS	tamaño	8.4823	-2.712e-07(5.882e-08)	0.3892
	riqueza	10.8179	4.456e-02(1.225e-02)	0.4964
	HA	2.4925	1.638e-02(1.037e-02)	0.1143
ALT	tamaño	0.2648	-1.438e-05(1.193e-05)	0.1711
	riqueza	1.2843	2.674 (2.359)	0.8291
CLO	Intercept	(0.0124 *)	68.61573(15.86238)	

AF=Área Foliar, AFS=Área foliar específica, CMS= contenido de materia seca, ALT= altura, CLO=contenido de clorofila

VIII. DISCUSIÓN

Atributos funcionales y Diversidad Funcional (DF)

Los valores de AFE encontrados en los BHM estudiados tienen valores similares (16-59 cm²), aunque un poco más bajos a los observados en otros estudios en BHM en Veracruz (15-83cm²) y Talamanca, Costa Rica (83 cm² en promedio) (Williams-Linera, 2012). Las diferencias probablemente se deban a que en estos trabajos se cubrió un área mayor durante mayor tiempo. El área foliar específica (AFE) es un atributo importante al hablar del crecimiento y desempeño de las plantas (Rafael Villar et al., 2004). En el presente estudio las localidades de Cerro de la Cruz, las Flores y Miramar nuevo presentaron los valores más altos de CWM para el atributo AFE con relación al resto de las localidades. Esto sugiere que estas localidades tienen una mayor productividad y tasas de descomposición de hojarasca, lo cual favorece los ciclos de C y N en relación con el resto de las localidades (Carreño-Rocabado et al., 2012). Por otro lado las amplitudes de rango observados en especies como *Carya ovata*, *Dalbergia palo-escrito*, *Meliosma alba*, *Liquidambar styraciflua* y *Tilia mexicana* (Figura 3) denotan la presencia de especies con estrategias tanto conservativas como adquisitivas en el aprovechamiento de recursos (de la Riva et al., 2014) y que son las especies que aportan más AFE como especies de estrategia adquisitiva (R. Villar, Lopez Iglesias, Ruiz-Benito, de la Riva, & Zavala, 2014).

En el caso de la altura, los mayores valores encontrados en las localidades de Cerro de la Cruz, Las Flores y Miramar, se puede asociar a sitios con alta competitividad, tiempo de vida y resistencia a disturbios (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Lo que respecta a las especies *Ostrya virginiana*, *Persea americana*, *P. liebmanni*, *Meliosma alba*, *Quercus germana* y *Liquidambar styraciflua* que presentaron las mayores alturas (Figura 5) se sugiere son las que más aportan en cuanto al secuestro de carbono, ya que la altura se considera un buen predictor de almacenaje de carbono (Salgado-Negret, 2015), información como la densidad de la madera podría aportar información complementaria sobre este supuesto (Ordoñez Díaz et al., 2015).

Por otro lado, el alto valor de CMS en CWM en la localidad del Cerro de Cruz está relacionado con las especies presentes (*Ostrya virginata*, *Quercus germana*) tienen estrategias conservativas en favor de la acumulación de carbono, así como hojas más

longeas y menores tasas de descomposición (Pérez-Harguindeguy et al., 2013; Salgado-Negret, 2015). Por último, lo presenciado en el caso de CLO muestra que las localidades Copalillos, Nueva Reforma y Maguey de Oriente obtuvieron los valores más altos pertenecían a sitios con abundantes especies (*Eugenia xalapensis*, *Clethra pringlei*) de más rápido crecimiento y con estrategias principalmente adquisitivas (de la Riva et al., 2014).

Respecto a las métricas de DF, Cerro de la Cruz presento el valor más alto en RAO, esto significa, por un lado una amplia diferencia funcional entre las especies dominantes (alto valor en RAO), probablemente debido a que esta localidad es un bosque maduro lo que permite una mayor diferenciación de nicho y reducción de la competencia por recursos (Saldaña, 2013). Así mismo, las especies presentes en Cerro de la Cruz distribuyen de manera más eficiente la variedad de nichos disponibles (alto valor en MNFD) (Swenson, 2014) respecto a las localidades de las Flores, Miramar y Maguey de Oriente, lo que resulta en mayor vulnerabilidad para este sitio ante algún disturbio grave ya que las especies son tan distintas funcionalmente (alto MNFD) que la pérdida de alguna podría tener un efecto importante al no tener especies que puedan reemplazar su pérdida (Salda, 2017). En el caso particular de la localidad de las Flores, las métricas de RAO y MPFD tiene valores altos de DF, por lo que la amplitud de rango de los atributos y variación de nicho en la localidad es alta (Mouchet et al., 2010), y una alta redundancia funcional al presentar bajos valores en MNFD, con lo cual se puede decir que es de las localidades más ricas funcionalmente y más resilientes (Salgado-Negret, 2015). Por otro lado, Miramar y Maguey de Oriente fueron las localidades con los valores más bajos en las tres métricas con relación al resto de las localidades estudiadas, lo cual denota una menor diversidad de expresión en los atributos y diferenciación de nicho entre las especies (Mouchet et al., 2010). Esto hace que sean las más vulnerables, ya que si bien se puede considerar que puede existir una capacidad de reemplazo de especies (bajo MNFD), la baja amplitud de atributos funcionales (bajo RAO y MPFD) puede significar una deficiencia en los procesos ecosistémicos. Respecto a Copalillos y Nueva Reforma presentan los valores más altos de MNFD lo cual sugiere que son los menos redundantes funcionalmente y por tanto los más vulnerables (Martín-López et al., 2007). La Nueva Reforma tiene mayores valores de RAO y MPFD, que sugiere una mayor diversificación de nicho.

Por otra parte, el ACP (Figura 5) de las métricas de DF (determinado por MPFD y MNFD), resalta a las localidades de Nueva Reforma, Copalillos y Cerro de la Cruz, como las más similares en amplitud de atributos y las menos redundantes funcionalmente (Swenson, 2014), por lo que pueden considerarse como las más vulnerables por su baja capacidad de reemplazo de especies (alto MNFD) y su importante diferenciación de nicho (alto MPFD) (Martín-López et al., 2007). Estos sitios pueden ser considerados para ser sometidos a algún tipo de protección (Salgado-Negret, 2015).

Si bien la riqueza de especies no tuvo una relación directa con la DF, la conservación de la riqueza de especies permite a los ecosistemas tener más probabilidades de amortiguar los efectos del cambio climático (Liebergesell et al., 2016), especialmente las especies con mayores requerimientos de humedad como las presentes en los BHM (Ledo, Montes, & Condes, 2009). Es importante resaltar que los resultados que se obtienen de estudios de DF son variados por lo que resulta difícil compararlos, ya que cada trabajo utiliza diferentes atributos funcionales como pueden ser reproductivos (Lopes, Girão, Santos, Peres, & Tabarelli, 2009), de productividad (Fornara & Tilman, 2008; Saldaña, 2013), grupos funcionales (Ledo et al., 2009), o el organismo estudiado (Salgado-Negret, 2015), además de las diferentes métricas de DF utilizadas (Mouchet et al., 2010; Petchey et al., 2014).

Disturbio crónico

Los componentes de disturbio crónico presentaron correlaciones considerablemente altas entre varios de sus componentes, pero solo cuatro casos fueron significativos. Esto indica que si bien existe una relación considerable entre algunos de los componentes de disturbio, los componentes en general son independientes entre sí, y no redundantes, lo que apoya la idea de que un índice multivariable elaborado con estos componentes podría describir de manera efectiva el disturbio (Martorell & Peters, 2005).

Los componentes agrupados por agente de disturbio están altamente correlacionados, particularmente las actividades humanas con degradación de suelos. Esto hace sentido ya que DPOB, y CHU (agente de Actividades Humanas) fueron los componentes de disturbio que se relacionaron positiva y significativamente con ERO y STM (agentes de degradación de suelos). La presencia de caminos es un importante vector de los disturbios humanos en este tipo de bosque (Ledo et al., 2009).

Los resultados del análisis de componentes principales muestran a DPOB, ADY, ERO y STM como los factores más relevantes con los valores más altos y positivos, que influyen de forma importante en el índice de disturbio. Sin embargo, al considerar las cargas de cada componente de disturbio por localidad, solo DPOB está presente en todos los sitios, por lo que los componentes que influyen en el valor del índice de disturbio obtenido por localidad resultan distintos. Por ejemplo, los componentes presentes en las localidades con mayores valores de disturbio crónico como Maguey de Oriente (muy alto), Copalillos (muy alto) y Miramar Nuevo (alto) fueron COM, MAC, DPOB, ADY, ERO y STM. En Copalillos las actividades que ejercen mayor presión sobre sus bosques son la ganadería, la tala selectiva de especies como *Clethra pringlei* y *Liquidambar styraciflua* y la expansión de los cultivos (CONANP, 2013; Reyes Hernández et al., 2013). De forma similar ocurre en Maguey de Oriente, por lo que si bien las áreas estudiadas no se consideran zonas de aprovechamiento intensivo, el riesgo de estos bosques ante la expansión de las actividades humanas por ser sitios de clima favorable y suelos fértiles (González-Espinosa et al., 2012), es un problema a considerar por su efecto en la regeneración de bosques (Zermeño Hernández, 2008). Por otro lado, en el caso de Miramar Nuevo el valor de disturbio alto se debe a que se encuentra como lugar de paso entre comunidades cercanas y cerca de la carretera, con evidencia de extracción de materiales común en bosques cercanos a poblaciones rurales. Las localidades de El Cerro de la Cruz (disturbio intermedio) y Las Flores (disturbio bajo) no presentan ERO, STM, ni ADY, así como menores valores de COM y DPOB que las localidades con niveles de disturbio más altos, ya que son evidentes sitios de paso para acceder a zonas de pastoreo y tala selectiva, más que como núcleos de actividad (Salinas-Rodríguez & Cruzado-Cortés, 2011) con lo cual el impacto del ser humano se mantiene bajo. Cabe señalar que al analizar el disturbio crónico, las localidades que se estudiaron se consideran zonas de bajo aprovechamiento, ya sea para acceder a áreas de pastoreo o extracción esporádica de madera, sin embargo, la presión por las actividades humanas que se desarrollan cerca del bosque fragmentan de manera notable los bosques (Loredo et al., 2011).

Relación entre DF y Disturbio crónico

La ausencia de una relación entre la DF y los atributos con el disturbio crónico puede ser explicado en primera instancia por la teoría de disturbio intermedio (Roxburgh et al., 2004) en la cual, al presentarse disturbios donde las especies estén adaptadas a

sus procesos, el impacto de este es mínimo o hasta imperceptible. Los efectos de disturbio crónico en los bosques húmedos de montaña en San Luis Potosí parecen ser bien asimilados (funcionalmente) por las comunidades vegetales, ya que a pesar de que la composición y riqueza de especies puede variar, las funciones ecosistémicas representadas por los atributos evaluados no parecen ser sensibles al disturbio presente dentro de los fragmentos remanentes de estos bosques. Existen sin embargo casos contrarios, como el reportado por Sfair (2018) en ecosistemas mediterráneos en Brasil, donde la extracción de madera tuvo un claro efecto negativo en atributos como AFS, CMS, ALT y número de ramas, así como en la abundancia de especies, esto porque los efectos de agentes externos en los atributos funcionales pueden ser agravados por circunstancias ambientales como la disponibilidad de nutrientes en el suelo o variables climáticas (Bruelheide et al., 2018; Maestre et al., 2016;). Esto parece contrario a lo que encontramos en ecosistemas como el BHM, donde las condiciones ambientales al ser más homogéneas ejercen menos presión sobre las especies que la habitan. De cualquier forma, se tendría que considerar el efecto retardado del disturbio sobre la diversidad que en muchos casos no puede ser percibido por trabajos de corta duración (Carreño-Rocabado et al., 2012; Fletcher et al., 2018).

Para el caso del BHM se reconoce la posibilidad de que la biodiversidad coexista con actividades humanas como los cultivos de café tradicional bajo sombra (Carvajal Hernandez, 2011; López-Gómez, Williams-Linera, & Manson, 2008), enriquecidos con especies menos abundantes propios de bosques maduros, o en la implementación de técnicas de silvicultura de bajo impacto (Carreño et al., 2012), considerado en algunos casos como un factor determinante en su conservación (Williams-Linera, 2012). A pesar de que estas actividades en algunos casos induzcan una evidente pérdida de riqueza en las zonas aprovechadas, los sitios manejados de manera responsable pueden mantener una estructura similar al bosque original con las características necesarias para que el BHM sea funcional (Pineda, Moreno, Escobar, & Halffter, 2005). Aunque no están exentos de situaciones como la tala clandestina, conversión a cultivos y fraccionamiento por lotes para residencia (Sánchez-Velásquez et al., 2008). Así mismo, considerar los intereses y fomentar el desarrollo de las poblaciones locales adyacentes es importante (González-Espinosa et al., 2012), ya que un plan de conservación que no toma en cuenta las necesidades e intereses de la población está condenado al fracaso. Un ejemplo de trabajos con este enfoque, es el realizado por Reyes y colaboradores (2013) en el cual, se desarrolló un estudio participativo en las localidades de Copalillos y Cuesta Blanca, y

concluyen que la comunidad considera que la única forma de conservar sus relictos es a través de reservas forestales comunitarias, esto ante la necesidad de las comunidades de encontrar beneficios económicos directos, a pesar de reconocer los servicios que estos bosques les proveen, lo que demuestra las necesidades económicas imperantes en la región. Sin embargo, los sistemas silvícolas en el BHM no son tan ricos como otros ecosistemas forestales en México (González-Espinosa et al., 2012; Martínez-Antúnez et al., 2015). Así que se debe considerar el aprovechamiento de recursos no maderables como plantas medicinales, plantas de ornato (como las orquídeas) y los hongos (Sánchez-Velásquez et al., 2008; Williams-Linera, 2012) Si bien, el pago por servicios ambientales se sugiere como mecanismo de conservación, existe aún discusión debido a que en muchos casos el pago de renta por no uso no siempre satisface las necesidades de la familia de un ejidatario, por lo que se sugiere que estos programas vengam acompañados de otros complementarios para el aprovechamiento sustentable (González-Espinosa et al., 2012).

Acciones para mejorar las estrategias de conservación del BHM en la SMOr

La SMOr es una región prioritaria debido a su alta riqueza natural y vulnerabilidad frente al cambio climático. Es por esto que los mecanismos de adaptación de los ecosistemas y las comunidades humanas son muy importantes para la persistencia de esta región tan rica tanto natural como culturalmente (Salinas Rodríguez, 2018). Las etnias de la región, que han aplicado técnicas agroecológicas y locales de producción durante un largo tiempo, han conseguido conservar hasta cierto grado los ecosistemas del CESMO (CONANP, 2013). Ante esto, el PACC-RCSMO representa la base de proyectos que busquen la mitigación y adaptación al cambio climático de la región.

El apartado de estrategias de adaptación mitigación y monitoreo dentro del PACC-RCSMO contiene elementos en los que el presente trabajo puede incidir, con especial énfasis en los BHM. A continuación se describe cómo el presente trabajo puede fortalecer con acciones concretas en las estrategias planteadas en el PACC-RCSMO (Cuadro 19).

Cuadro 19. Estrategias del PACC-RCSMO y acciones para optimar estrategias.

Objeto socio-ambiental	Estrategia (Detalle)	Acciones
Ecosistemas forestales (MA)	Incrementar la superficie forestal con pago por servicios ambientales (PSA) (Especialmente en áreas prioritarias para: recarga de acuíferos y zonas altas de cuenca, alta biodiversidad, vegetación ribereña y vegetación secundaria).	Las especies con mayor altura (<i>Persea americana</i> , <i>Persea leibmanni</i> , <i>Meliosma alba</i> , <i>Quercus germana</i> y <i>Liquidambar styraciflua</i>) pueden considerarse importantes reservorios de carbono, lo cual sugiere que deben tomarse en cuenta al seleccionar áreas o especies para pago por servicios ambientales (captura de carbono). En este sentido, la localidad de Cerro de la Cruz es donde se presenta el mayor altura y por ende, la que mayor aportación al secuestro de carbono provee.
Modelos de gestión de recursos naturales (MA)	Promover el manejo forestal comunitario en áreas con aptitud maderable y no maderable, con buenas prácticas y coordinado con sistemas productivos diversificados, que exploren el potencial de especies nativas	Se puede considerar que el estudio de la amplitud de atributos puede ayudar a reconocer especies potencialmente útiles en sistemas productivos. Como se mencionó anteriormente, la altura está relacionada con la captura de carbono, lo cual nos da la idea de los sitios más aptos para actividades silvícolas como Cerro de la Cruz. Sitios como Copalillos que tienen promedios bajos en cuanto a altura.
Ecosistemas forestales (MA)	Realizar un análisis de riesgo/susceptibilidad a perturbaciones por variabilidad climática (incendios, plagas,	A través de las métricas de diversidad funcional se logró concluir que el sitio más saludable funcionalmente fue la localidad de

	deslaves y otras perturbaciones.)	las Flores, ya que consiguió los valores más altos de variación y amplitud de nicho (MPFD y RAO) y por otro lado valores intermedios de redundancia funcional (MNFD) que expresan su buena capacidad de resiliencia, además de presentar niveles bajos de disturbio crónico. Por otro lado, la localidad de Copalillos puede considerarse la de mayor vulnerabilidad, ya que a pesar de poseer una alta diversidad de nicho (alto MNFD), su baja capacidad de resiliencia reflejada por un alto MNFD, aunado a su nivel de disturbio alto, hacen que esta localidad sea la más amenazada de todas.
Bosque húmedo de montaña (A)	Fomentar la conservación y protección de áreas con este tipo de vegetación.	Para promover conservación y protección de áreas de BHM se plantea hacerlo desde un enfoque funcional que considere el nivel de disturbio, con el cual el sitio prioritario para conservación es el Cerro de la Cruz y Nueva Reforma por su riqueza funcional y su vulnerabilidad al tener valores bajos de resiliencia debido a su alto valor en MNFD.
Ecosistemas forestales (A)	Implementar un sistema de restauración ecológica con énfasis en cafetales abandonados y bosque húmedo de montaña degradado, con un enfoque integral que incorpore	Al realizar trabajos de restauración ecológica se debe reconocer la aportación funcional de cada especie, así como vislumbrar que sitios necesitan especial atención. Es así, que especies como <i>Liquidambar styraciflua</i> , al ser una

	especies útiles.	especie eliófito se presenta en las primeras etapas de sucesión en estos bosques puede funcionar como nodriza (Sánchez-Velásquez et al., 2008). Además, fue la única especie presente en todas las localidades que se estudiaron. Así mismo promover especies que aumenten la diversidad funcional como <i>Quercus germana</i> , <i>Q. xalapensis</i> , <i>Liquidámbar styraciflua</i> , <i>Carpinus carolina</i> , <i>Clethra macrophylla</i> relacionado con su amplitud en atributos expresados.
Modelos de gestión de recursos naturales (A)	Establecer viveros para producir especies nativas e introducidas: multipropósito y de importancia económica para los pobladores que abastezcan plantaciones para el enriquecimiento biológico y el aumento de la conectividad de la vegetación ribereña.	Al hablar de enriquecimiento biológico se debe tomar en cuenta la diversidad funcional, ya que los sistemas productivos no solo deben buscar un beneficio económico, sino el mantenimiento del sistema natural que hace posible aprovechar esos recursos. En este mismo sentido, se puede tomar de ejemplo el ecosistema presente en la localidad de las Flores ya que según el estudio es el ecosistema más resiliente al tener una alta diversidad de expresión de atributos, y también un moderado valor de redundancia funcional.
Ecosistemas forestales (M)	Establecer parcelas permanentes de monitoreo y evaluación de las comunidades forestales que	El implementar las métricas de diversidad funcional permitirá conocer que tan funcional es un sitio (mayores valores en MPFD y

	<p>incluyan situación, procesos e impactos, cambio de uso de suelo, deforestación, degradación, fragmentación, crecimiento, recuperación, sucesión.</p>	<p>RAO) así como los sitios más resilientes (bajo MNFD).</p> <p>Por otro lado, al estudiar el disturbio crónico, se encontró que lo que más afecta a estos bosques fue la presencia de caminos humanos y la extracción de madera, aunque sin efectos aparentes en la diversidad funcional.</p>
<p>Bosque húmedo de montaña (M)</p>	<p>Enriquecimiento de cafetales utilizando especies nativas (de clímax o sucesión tardía), de los géneros: <i>Quercus</i>, <i>Magnolia</i>, <i>Fagus</i>, <i>Carpinus</i> y otras.)</p>	<p>Al buscar enriquecer de especies de un cafetal, se debe tomar en cuenta la etapa sucesional al que pertenece, pero también fomentar la inclusión de las especies que presenten mayores amplitudes de rango en sus atributos, así como mantener un nivel apropiado de redundancia funcional promoverá un sistema más resiliente. En este sentido se sugieren especies como <i>Quercus germana</i>, <i>Q. xalapensis</i>, <i>liquidámbar styraciflua</i>, <i>carpinus carolina</i>, <i>clethra macrophylla</i> o <i>Carya ovata</i>.</p>

MA= Prioridad muy alta, A=prioridad alta, M=prioridad mediana, B=prioridad baja obtenido de CONANP (2013)

Si bien el PACC-RCSMO es uno de los intentos para aportar en la conservación del RCSMO frente a los efectos del cambio climático, aún se tiene poco conocimiento sobre el BHM en el estado de San Luis Potosí. Algunas tendencias de deterioro ligadas a factores de disturbio en común, como la presencia de caminos humanos y la extracción de madera parecen no ser hasta el momento un factor de impacto en los bosques. Sin embargo, las tendencias aunque no completamente claras dejan en evidencia que los

sitios con mayores niveles de disturbio podrían tener una disminución en las respuestas adaptativas ante los cambios drásticos que un desmonte podría provocar.

Autores como Casanoves (2011), Salgado-Negret (2015) y Jetz y colaboradores (2016) resaltan la importancia de utilizar el enfoque de ecología funcional para evaluar el funcionamiento de los ecosistemas y complementar la información obtenida de estudios tradicionales de diversidad como base para la toma de decisiones en conservación. También es importante la selección de los atributos funcionales en cuanto a su practicidad y el objetivo de los estudios (Díaz et al., 2007). Además es necesario la incorporación de estudios sobre varios niveles tróficos (consumidores, depredadores, descomponedores), así como su implementación en disciplinas como la restauración ecológica que ayuden a entender la presencia de ciertas especies ante determinadas condiciones ambientales (Salgado-Negret, 2015). De igual forma, es importante la búsqueda de una ciencia multidisciplinar en donde puedan trabajar juntos científicos de las ciencias naturales y sociales (Martín-López et al., 2007).

IX. CONCLUSIONES

Los valores más altos de diversidad funcional se presentaron en las localidades de Cerro de la Cruz (RAO), Las Flores (MPFD) y Copalillos (MNFD), mientras la localidad de Miramar exhibió los valores más bajos en RAO y MPFD y Maguey de Oriente en MNFD.

A través del índice de disturbio crónico se diferenciaron cuatro niveles de disturbio. De este se puede concluir que Copalillos es la localidad con el nivel más alto de disturbio, seguida por Maguey de Oriente y Miramar (nivel alto), mientras que Cerro de la Cruz se clasificó como localidad de disturbio intermedio, y con el valor más bajo Las Flores y Nueva Reforma. Por otro lado, el agente de disturbio que tuvo mayor efecto sobre el nivel de disturbio fue las actividades humanas principalmente por la presencia de caminos humanos (CHU)

Los análisis de correlación no mostraron relación entre la diversidad funcional y el índice de disturbio, una hipótesis para futuros estudios podría ser que estos bosques consiguen amortiguar el efecto del disturbio crónico al no afectar la diversidad funcional de las localidades, y por ende el mantenimiento de los servicios que representan los atributos evaluados como son el reciclaje de nutrientes, captura de carbono y mantenimiento de ciclos biogeoquímicos. Así mismo el considerar factores como el estado sucesional para complementar el panorama que presentan las localidades de BHM.

El uso de atributos funcionales y la diversidad funcional, así como el índice de disturbio crónico pueden ser herramientas útiles para fortalecer estrategias de programas como el PACC-RCSMO, ya que a través del índice de disturbio crónico y las métricas de diversidad se logró concluir que la comunidad de Las Flores es la más saludable de todas, mientras Copalillos se podría considerar una de las más vulnerables, tanto por las actividades humanas representadas por el disturbio crónico (alto), así como los valores de diversidad funcional (Altos en MPFD pero bajos en MNFD).

X. REFERENCIAS

- Arellano-Rivas, A., De-Nova, J. A., & Munguía-Rosas, M. A. (2016). Patch isolation and shape predict plant functional diversity in a naturally fragmented forest. *Journal of Plant Ecology*, 11(1), 136–146. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw119>
- Battisti, C., Poeta, G., & Fanelli, G. (2016). An Introduction to Disturbance Ecology. In *A Road Map for Wildlife Management and Conservation* (pp. 7–13). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-32476-0>
- Bello F., Carmona C.P., Lepš J, Szava-Kovats R, Pärtel M (2016) Functional diversity through the mean trait dissimilarity: resolving shortcomings with existing paradigms and algorithms. *Oecologia* 180: 933-940.
- Betancourt Rial, A., & Chacón-Moreno, E. (2015). Corredores Ecológicos como Estrategia para la Conservación de los Ecosistemas Boscosos de la Reserva Forestal de Caparo, Venezuela. *Interciencia*, 40(4), 275–281.
- Bruelheide, H., Dengler, J., Purschke, O., Lenoir, J., Jiménez-Alfaro, B., Hennekens, S. M., ... Jansen, F. (2018). Global trait–environment relationships of plant communities. *Nature Ecology & Evolution*, 2(12), 1906–1917. doi:10.1038/s41559-018-0699-8
- Bubb, P., May, I., Miles, L., & Sayer, J. (2004). Cloud forest agenda. UNEP-WCMC. Cambridge, UK. Recuperado de http://sea-swift.unep-wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/20/CloudForestLR.pdf
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Alarcón, A., Licona, J. C., & Poorter, L. (2012). Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 100(6), 1453–1463. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02015.x>
- Carvajal Hernandez, C. I. (2011). *Riqueza pteridológica del bosque mesófilo de montaña bajo diferentes grados de perturbación*. Universidad Veracruzana.
- Casanoves, F. Laura, Pla & Di Rienzo, Julio (2011). Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Cayuela, L., Golicher, D. J., María, J., Benayas, R., González-Espinosa, M., & Ramírez-Marcial, N. (2006). Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology*, 43(43), 1172–1181.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01217.x>

- CONANP. (2013). *Programa de adaptación al cambio climático Corredor Ecológico de la Sierra Madre Oriental*. México, D.F.
- Conrad, J. M., Gomes, C. P., Hoeve, W. Van, Sabharwal, A., & Suter, J. F. (2012). Wildlife corridors as a connected subgraph problem. *Journal of Environmental Economics and Management*, 63(1), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2011.08.001>
- Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2002). Plan Estratégico 2002-2010. recuperado el 2 abril de 2017, de <https://www.cbd.int/sp/2010/>
- Córdova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Revista Ecosistemas*, 24(3), 78–87.
- Cornejo-Latorre, C., Calderón-Patrón, J. M., & Suarez-Ramírez, L. (2014). Los servicios ambientales y la biodiversidad. *Investigacion Ambiental*, 6(1), 53–60.
- Cruz-Flores, G., & Etchevers-Barra, J. D. (2011). Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia*, 45(8), 849–862.
- de la Riva, E. G., Pérez Ramos, I. M., Navarro Fernández, C. M., Olmo, M., Marañón, T., & Villar, R. (2014). Rasgos funcionales en el género *Quercus*: estrategias adquisitivas frente a conservativas en el uso de recursos. *Ecosistemas*, 23(23), 82–89. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2014.23-2.11>
- De-Nova, J. A. La diversidad florística potosina, un patrimonio que debemos conservar. *Universitarios Potosinos* 223: 4-10.
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(11), 646–655.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(52), 20684–9. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704716104>
- Easlon, H. M., & Bloom, A. J. (2014). Easy Leaf Area: Automated digital image analysis for rapid and accurate measurement of leaf area. *Applications in Plant Sciences*, 2(7), 1400033. <https://doi.org/10.3732/apps.1400033>
- Elal Olivero, D. J. (2006). *Estadística descriptiva*. Chile. recuperado de http://www.mat.uda.cl/delal/2o_Sem_2009/Estadistica/Apunte_Estadistica_Descriptiva.pdf

- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig, L., (2017) Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48, 1–23.
- Fletcher, R. J., Didham, R. K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R. M., Rosindell, J., ... Haddad, N. M. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation*, 226(July), 9–15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Fornara, D. A., & Tilman, D. (2008). Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *Journal of Ecology*, 96(2), 314–322. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01345.x>
- Fortanelli-Martínez, J., García-Pérez, J., & Castillo-Lara, P. (2014). Estructura y composición de la vegetación del bosque de niebla de copalillos, San Luis Potosí, México. *Acta Botánica Mexicana*, 106(1), 161–186. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/abm/n106/n106a9.pdf>
- García de la Cruz, Y., Ramos del Prado, J. M., Quintanar Isaías, P. A., & Hernández Ramírez, A. M. (2014). Bosque de niebla: importancia, situación actual y manejo. *Elementos*, 93, 23–29.
- Global Forest Watch. (n.d.). Tree Cover Loss in México. Recuperado el 26 de Enero 2019, from www.globalforestwatch.org.
- González-Espinosa, M., Meave, J. A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F. G., & Ibarra-Manríquez, G. (2012). Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas*, 21(2), 36–52. Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/viewFile/26/20>
- Gual-Díaz, M., & Rendón-Correa, A. (Comps. . (2014). Bosques Mesófilos de Montaña de México diversidad, ecología y manejo. *Comisión Nacional Para El Conocimiento Y Uso de La Biodiversidad. México*, 352. Recuperado de http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/pdf/BosquesMesofilos_montana_baja.pdf
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En D. G. Raffaelli & C. L. J. Frid (Eds.), *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, p. 174. Cambridge. Recuperado de https://www.pik-potsdam.de/news/public-events/archiv/alter-net/former-ss/2009/10.09.2009/10.9.-haines-young/literature/haines-young-potschin_2009_bes_2.pdf

- Jetz, W., Cavender-Bares, J., Pavlick, R., Schimel, D., Davis, F. W., Asner, G. P., ... Ustin, S. L. (2016). Monitoring plant functional diversity from space. *Nature Plants*, 2(3), 16024. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.24>
- Kennard, D. K., Gould, K., Putz, F. E., Fredericksen, T. S., & Morales, F. (2002). Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 162(2–3), 197–208. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00506-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00506-0)
- Ledo, A., Montes, F., & Condes, S. (2009). Species dynamics in a montane cloud forest: Identifying factors involved in changes in tree diversity and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.055>
- Liebergesell, M., Reu, B., Stahl, U., Freiberg, M., Welk, E., Kattge, J., ... Wirth, C. (2016). Functional resilience against climate-driven extinctions -comparing the functional diversity of European and north American tree floras. *PLoS ONE*, 11(2), 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148607>
- Ling, Q., Huang, W., & Jarvis, P. (2011). Use of a SPAD-502 meter to measure leaf chlorophyll concentration in *Arabidopsis thaliana*. *Photosynthesis Research*, 107(2), 209–214. <https://doi.org/10.1007/s11120-010-9606-0>
- Lopes, A. V., Girão, L. C., Santos, B. A., Peres, C. A., & Tabarelli, M. (2009). Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, 142(6), 1154–1165. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.007>
- López-Gómez, A. M., Williams-Linera, G., & Manson, R. H. (2008). Tree species diversity and vegetation structure in shade coffee farms in Veracruz, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 124(3–4), 160–172. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.008>
- Loredo, E. G. L., Hernández, H. R., Martínez, J. F., & Aponte, G. P. (2011). Situación actual del bosque de niebla en el estado de San Luis Potosí, México. *Investigación Y Ciencia*, 19(53), 3–11.
- Maestre Fernando T., Eldridge David J., Soliveres Sonia Kéfi, Delgado-Baquerizo Manuel, Bowker Matthew A., García-Palacios Pablo, Gaitán Juan, Gallardo Antonio, Lázaro Roberto, Berdugo Miguel (2016) Structure and functioning of dryland ecosystems in a changing world. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 47, 215–37. doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-121415-032311

- Magurran, A. E. (2005). *Measuring Biological Diversity*. United Kingdom: Blackwell Science.
- Martín-López, B., González, J. A., Díaz, S., Castro, I., & García-Llorente, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*, 16(3), 68–79. <https://doi.org/10.7818/re.2014.16-3.00>
- Martínez-Antúnez, P., Ciro Hernández-Díaz, J., Wehenkel, C., & López-Sánchez, C. A. (2015). Estimación de la densidad de especies de coníferas a partir de variables ambientales. *Madera Y Bosques*, 21(1), 23–33. Recuperado de <http://www1.inecol.edu.mx/myb/resumeness/21.1/mb2112333.pdf>
- Martorell, C., & Peters, E. M. (2005). The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, 124(2), 199–207. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.025>
- Martorell C. & Peters E. M. (2009) Disturbance-Response Analysis: a Method for Rapid Assessment of the Threat to Species in Disturbed Areas. *Conservation Biology* 23(2), 377-387
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Syntesis. Ecosystem*, 5. Washington DC: Island Press. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Miranda-Aragón, L., Treviño-Garza, E. J., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Pompa-García, M., & Aguirre-Salado, C. A. (2013). Tasa de deforestación en San Luis Potosí, México (1993-2007). *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente*, 19(2), 201–215. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2011.06.044>
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- O'Donnell, M. S., & Ignizio, D. A. (2012). Bioclimatic Predictors for Supporting Ecological Applications in the Conterminous United States. *U. S. Geological Survey Data Series* 691..
- Ordoñez Díaz, J. A. B., Galicia Naranjo, A., Venegas Mancera, N. J., Hernández Tejeda, T., Ordóñez Díaz, M. de J., & Dávalos-Sotelo, R. (2015). Densidad de las maderas mexicanas. *Madera Y Bosques*, 21, 77–126. <https://doi.org/10.21829/myb.2015.210428>
- Peres, C. A., Barlow, J., & Laurance, W. F. (2006). Detecting anthropogenic disturbance in

- tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(5), 227–229.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.03.007>
- Pérez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... Cornelissen, J. H. C. (2013). New Handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61(34), 167–234.
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1071/BT12225>
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2007). Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos*, 116(8), 1422–1426. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15894.x>
- Petchey, O. L., Hector, A., & Gaston, K. J. (2014). How Do Different Measures of Functional Diversity Perform ? *Ecology*, 85(3), 847–857.
- Pickett S. T. A. & White Peters (1985) Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. White PS (eds) The ecology of natural disturbance and patch dynamics. *Academic Press*, Orlando, pp 3–13
- Pineda, E., Moreno, C., Escobar, F., & Halffter, G. (2005). Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology*, 19(2), 400–410.
- Presley, S. J., & States, U. (2018). Biodiversity and Disturbance. Encyclopedia of the Anthropocen. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09813-X>
- R Development Core Team. (2011). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Viena: Foundation for Statistical Computing.
- Reyes Hernández, H., Montoya Toledo, J. N., Fortanelli Martínez, J., Aguilar Robledo, M., & García Pérez, J. (2013). Metodologías participativas aplicadas al análisis de la deforestación del bosque de niebla en San Luis Potosí, México. *Bois et Forêts Des Tropiques*, 4(318), 28–37.
- Rodríguez Mendoza, M. N., Alcántar González, G., Aguilar Santelises, A., Etchevers Barra, J. D., & Santizó Rincón, J. A. (1998). Estimation of Nitrogen and Chlorophyll Status of Tomato with a Portable Chlorophyll Meter. *Terra*, 16(2), 135–141.
- Roxburgh, S., Shea, K., & Wilson, J. B. (2004). the Intermediate Disturbance Hypothesis : Patch Dynamics and Mechanisms of Species Coexistence. *Ecology*, 85(2), 359–371.
- Rzedowzki, J. (1996). Analisis Preliminar De La Flora Vascular De Los Bosques Mesofilos De Montaña De Mexico. *Acta Botánica Mexicana*, 35(35), 25–44.
- Rubio-Méndez G., Castillo-Gómez, H. A., Hernández-Sandoval, L., Espinosa-Reyes, G. & De-Nova J. A. 2018. Chronic disturbance affects the demography and population structure of *Beaucarnea inermis*, a threatened species endemic to Mexico. *Tropical*

Conservation Science 11: 1-12 <https://doi.org/10.1177/1940082918779802>

- Sahagún-Sánchez, F. J., & Reyes-Hernández, H. (2018). Impactos por cambio de uso de suelo en las áreas naturales protegidas de la región central de la Sierra Madre Oriental, México. Impact of land use cover change on protected natural areas in central region of Sierra Madre Oriental, Mexico, *12*(2), 6–21. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v12i2.831>
- Salda, A. (2017). en dos ensambles de especies siempreverdes de un bosque templado lluvioso Relación entre riqueza de especies y diversidad funcional de atributos foliares en dos ensambles de especies siempreverdes de un bosque templado lluvioso. *Gayana-Botánica*, *70*(2), 177–186. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432013000200001>
- Saldaña, A. (2013). Relación entre riqueza de especies y diversidad funcional de atributos foliares en dos ensambles de especies siempreverdes de un bosque templado lluvioso. *Gayana Botanica*, *70*(2), 177–186.
- Salgado-Negret, B. (2015). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones* (1er edición). Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Salinas-Rodríguez, M. M., & Cruzado-Cortés, J. (2011). Nota sobre un fragmento de bosque mesófilo de montaña del municipio de Río Verde, San Luis Potosí. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, (89), 126–128.
- Salinas Rodríguez, M. M. (2018). La Sierra Madre Oriental como reservorio de diversidad vegetal. *Revista Ciencia UANL*, *21*(88). <https://doi.org/10.29105/cienciauanl88.21-4>
- Sams M. A., Lai H. R., Bonser S. P., Vesk P. A., Kooyman R. M., Metcalfe D. J., Morgan M.J. W., Mayfield M.(2017) Landscape context explains changes in the functional diversity of regenerating forests better than climate or species richness. *Global Ecology and Geographics*, *25*(10), 1165- 1176.doi.org/10.1111/geb.12627
- Sánchez-Velásquez, L. R., Galindo-González, J., & Díaz-Fleischer, F. (2008). ECOLOGÍA, MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DE MONTAÑA EN MÉXICO (1er edición). México.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2010). Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 3. Montreal.
- Sfair, J., de Bello, F., Q de Franca, T., Baldauf, C., & Tabarelli, M. (2018). Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest.

- Environmental Research*, 13. Recuperado de <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa9f5e/pdf>
- Solarte, M. E., Moreno, L., & Melgarejo, L. M. (2010). FOTOSÍNTESIS Y PIGMENTOS VEGETALES. In L. M. Melgarejo (Ed.), *Experimentos de fisiología vegetal* (pp. 107–122). Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Süß, A., Danner, M., Obster, C., Locherer, M., Hank, T., & Richter, K. (2015). Measuring Leaf Chlorophyll Content with the Konica Minolta SPAD-502Plus EnMAP Field Guides Technical Report. <https://doi.org/http://doi.org/10.2312/enmap.2015.010>
Imprint
- Swenson, N. G. (2014). Functional and Phylogenetic Ecology in R. *Use R!* Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-9542-0>
- Turner Monica G. & Dale Virginia H. (1998) Comparing Large, Infrequent Disturbances: What Have We Learned?. *Ecosystems* 1(6), 493-496. doi.org/10.1007/s100219900045
- Uiroga, F. G. A. Q. (2014). Los corredores ecológicos y su importancia ambiental: Propuestas de actuación para fomentar la permeabilidad y conectividad aplicadas al entorno del río Cardeña (Ávila y Segovia). *Observatorio Medioambiental*, 17, 253–298. https://doi.org/10.5209/rev_OBMD.2014.v17.47194
- Vega, E., & Peters, E. (2003). CONCEPTOS GENERALES SOBRE EL DISTURBIO Y SUS EFECTOS EN LOS ECOSISTEMAS. Recuperado mayo de 2017, de http://www.publicaciones.inecc.gob.mx/libros/395/vega_peters.html
- Vellend, M. (2017). The biodiversity conservation paradox. *American Scientist*, 105, 94–101. Recuperado de <http://mvellend.recherche.usherbrooke.ca/2017-03Vellend.pdf>
- Villar, R., Lopez Iglesias, B., Ruiz-Benito, P., de la Riva, E. G., & Zavala, M. A. (2014). Crecimiento de plántulas y árboles de seis especies de Quercus. *Ecosistemas*, 23(2), 64–72.
- Villar, R., Ruiz-robleto, J., Quero, J. L., Poorter, H., Valladares, F., & Marañón, T. (2004). CAPÍTULO 7 Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. En *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (pp. 191–227). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Villaseñor, J. L. (2010). *El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico*. (C. N. para el C. y U. de La & Biodiversidad, Eds.), *Paotorgmx* (Vol. 51). México, D.F. Recuperado de http://www.paot.org.mx/centro/ceidoc/archivos/pdf/Bosque_humedo_de_montana.pdf

- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, (116), 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Williams-Linera, G. (2012). El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. (CONABIO-INECOL A.C., Ed.) (1 edición). Xalapa, Veracruz, México.
- Zermeño Hernández, I. E. (2008). EVALUACIÓN DEL DISTURBIO ECOLÓGICO PROVOCADO POR DIFERENTES TIPOS DE USO AGRÍCOLA DEL SUELO EN UNA REGIÓN TROPICAL HÚMEDA. Universidad Autónoma de México. Recuperado de http://www.oikos.unam.mx/LECT/images/tesis/mtro_zermeño_hernandez_evaluación_del_disturbio_ecologico.pdf
- Zoltan, B.-D. (2005). Rao' s quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16, 533–540. [https://doi.org/10.1658/1100-9233\(2005\)16\[533:RQEAAM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1658/1100-9233(2005)16[533:RQEAAM]2.0.CO;2)

XI. Anexos

Anexo1. Listado de especies junto con la abundancia (en 400m²) de especies por localidad en el BHM.

Especies	Localidades					
	CC	FLO	MIR	COP	MAG	NR
Altingiaceae						
<i>Liquidambar styraciflua</i>	58	15	80	29	28	26
Lauraceae						
<i>Persea americana</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Persea schediana</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Persea liebmanni</i>	0	0	0	2	0	0
Fagaceae						
<i>Quercus affinis</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Quercus germana</i>	2	0	7	7	1	8
<i>Quercus xalapensis</i>	0	0	85	0	20	0
<i>Quercus pinnativenulosa</i>	0	0	0	3	0	6
Sabiaceae						
<i>Meliosma alba</i>	4	0	0	0	0	0
Betulaceae						
<i>Carpinus caroliniana</i>	0	28	0	0	0	2
<i>Ostrya virginiana</i>	1	0	0	0	0	0
Juglandaceae						
<i>Carya ovata</i>	4	0	0	19	6	0
Cornaceae						
<i>Cornus excelsa</i>	0	11	82	0	0	0
Asteraceae						
<i>Clibadium arboreum</i>	0	10	0	0	0	0
Clethraceae						
<i>Clethra macrophylla</i>	0	47	0	0	0	3
<i>Clethra pringlei</i>	0	0	0	22	4	0
Malvaceae						
<i>Tilia americana</i>	0	16	13	0	1	1
Aquifoliaceae						
<i>Ilex rubra</i>	0	50	0	7	0	0
Podocarpaceae						
<i>Podocarpus matudae</i>	0	30	0	0	0	0
Pinaceae						
<i>Abies guatemalensis</i>	0	4	0	0	0	0

CC= Cerro de la Cruz, FLO= Las Flores, MIR= Miramar nuevo, COP= Copalillos, MAG= Maguey de Oriente, NR= Nueva Reforma

Anexo1. Listado de especies junto con la abundancia (en 400m²) de especies por localidad en el BHM.

Especies	Localidades					
	CC	FLO	MIR	COP	MAG	NR
Fabaceae						
<i>Cercis canadensis</i>	0	26	0	0	0	0
<i>Dalbergia palo-escrito</i>	0	13	0	0	0	0
Styracaceae						
<i>Styrax glabrescens</i>	0	1	0	3	0	0
Myrtaceae						
<i>Eugenia xalapensis</i>	0	0	0	554	63	206
<i>Psidium guajava</i>	0	0	0	0	3	0
Rubiaceae						
<i>Randia laetevirens</i>	0	0	0	0	37	0

CC= Cerro de la Cruz, FLO= Las Flores, MIR= Miramar nuevo, COP= Copalillos, MAG= Maguey de Oriente, NR= Nueva Reforma

Anexo 2. Matriz de correlaciones de variables bioclimáticas.

	<i>Bio1</i>	<i>Bio2</i>	<i>Bio3</i>	<i>Bio4</i>	<i>Bio5</i>	<i>Bio6</i>	<i>Bio7</i>	<i>Bio8</i>	<i>Bio9</i>
Bio2	-0.400								
Bio3	-0.756	0.813							
Bio4	0.867	-0.539	-0.923						
Bio5	0.892	0.031	-0.481	0.742					
Bio6	0.872	-0.733	-0.838	0.775	0.600				
Bio7	0.101	0.819	0.338	0.032	0.518	-0.373			
Bio8	0.995	-0.449	-0.802	0.903	0.869	0.876	0.071		
Bio9	0.690	-0.029	-0.152	0.254	0.656	0.606	0.112	0.634	
Bio10	0.991	-0.428	-0.811	0.925	0.886	0.858	0.109	0.996	0.591
Bio11	0.973	-0.274	-0.601	0.733	0.893	0.817	0.163	0.952	0.826
Bio12	0.016	-0.690	-0.365	0.070	-0.387	0.236	-0.701	0.058	-0.095
Bio13	-0.060	-0.686	-0.261	-0.079	-0.475	0.246	-0.814	-0.036	-0.024
Bio14	-0.143	-0.525	-0.123	-0.176	-0.506	0.080	-0.672	-0.118	-0.048
Bio15	0.362	0.099	-0.399	0.635	0.568	0.133	0.517	0.389	-0.208
Bio16	0.066	-0.714	-0.441	0.164	-0.333	0.260	-0.664	0.117	-0.133
Bio17	-0.157	-0.576	-0.157	-0.162	-0.534	0.102	-0.729	-0.129	-0.087
Bio18	0.195	-0.808	-0.606	0.348	-0.213	0.384	-0.658	0.256	-0.145
Bio19	-0.226	-0.544	-0.069	-0.264	-0.598	0.071	-0.769	-0.207	-0.068

Anexo 2. Matriz de correlaciones de variables bioclimáticas.

	<i>Bio10</i>	<i>Bio11</i>	<i>Bio12</i>	<i>Bio13</i>	<i>Bio14</i>	<i>Bio15</i>	<i>Bio16</i>	<i>Bio17</i>	<i>Bio18</i>
Bio11	0.935								
Bio12	0.012	-0.013							
Bio13	-0.089	-0.063	0.960						
Bio14	-0.175	-0.119	0.961	0.967					
Bio15	0.459	0.216	-0.566	-0.713	-0.758				
Bio16	0.076	0.016	0.992	0.922	0.924	-0.463			
Bio17	-0.183	-0.148	0.966	0.980	0.995	-0.739	0.930		
Bio18	0.224	0.108	0.945	0.849	0.821	-0.285	0.975	0.834	
Bio19	-0.264	-0.201	0.924	0.976	0.982	-0.812	0.873	0.989	0.763

Anexo 3. Medias de las métricas de diversidad funcional clasificadas por disturbio para el análisis de Chi-cuadrada.

	RAO	MPFD	MNFD
Muy alto	1.342251	22.74819	21.34746
Alto	1.5360245	21.68847	10.198695
Intermedio	5.962925	25.79925	18.05493
Bajo	2.10806	32.724225	17.790185

Cuadro de media de los índices de diversidad por nivel de disturbio.

X-cuadrada= 7.077; DF=6; p-value=0.3138

Valor crítico= 12.59159