



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

ESCUELA DE BIOLOGÍA

**Fenología floral, expresión sexual de árboles y
visitantes florales en sitios de restauración
ecológica experimental en Sierra de Huautla,
Morelos**

Tesis que para obtener el título de
LICENCIADA EN BIOLOGÍA

PRESENTA

María de los Ángeles Hernández Galindo

DIRECTORA DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza

Febrero, 2016



Agradecimientos

La realización de este proyecto contó con el apoyo de CONACyT (Proyecto #80027) otorgado a la Dra. Cristina Martínez-Garza y el apoyo de PROMEP (UAEMOR-CA-56) otorgado al Cuerpo Académico de Ecología Evolutiva del Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC).

Agradecimiento infinito a la Dra. Cristina Martínez Garza por aceptar ser mi asesora y guía en este proyecto que nos ayudó a aprender juntas un poco sobre la ecología de la polinización.

Al Dr. Luis Fernando Rosas Pacheco por el asesoramiento, revisiones, comentarios y confianza en mí y en este proyecto.

Al Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC-UAEM) que me abrió sus puertas y en especial a cada persona que conforma el departamento de Ecología Evolutiva.

Al personal de la Estación Biológica en El Limón, de la REBIOSH y en especial al Sr. Gerardo Pacheco por compartir su conocimiento de las plantas y sus flores conmigo.

Un enorme y especial agradecimiento a la M. en C. Luz María Ayestarán Hernández, técnico del departamento de Ecología Evolutiva del CIByC por su guía, palabras, ayuda en campo y su emoción en cada paso del proyecto.

Agradezco a la Dra. Sombra Rivas Arancibia y a la Dra. Dulce Figueroa Castro por aceptar ser mis revisoras de tesis y por las correcciones, comentarios y sugerencias para este escrito.

Y finalmente agradezco a mis profesores de la Escuela de Biología de la Universidad Autónoma de Puebla por ser parte importante en este proceso en mi formación como bióloga y como persona que forma parte de una sociedad.

Índice

Resumen	1
1. Introducción	2
2. Antecedentes	4
3. Justificación.....	12
4. Objetivos	13
5. Hipótesis	14
6. Material y Métodos	
6.1. Área de estudio	15
6.2. Método	18
6.3. Análisis de datos	24
7. Resultados	
7.1. Fenología reproductiva de árboles.....	25
7.2. Expresión sexual de árboles	28
7.3. Visitantes florales.....	35
8. Discusión	
8.1. Fenología reproductiva de árboles	39
8.2. Expresión sexual de árboles.....	43
8.3. Visitantes florales	50
9. Implicaciones para la Restauración Ecológica	52
10. Conclusiones.....	53
11. Literatura citada.....	54
12. Anexos	62

Índice de figuras

- Figura 1.** Ubicación de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos México. El polígono de la reserva se encuentra en color gris, los puntos dentro de la reserva representan los sitios bajo restauración ecológica en la comunidad de El Limón de Cuachichinola 16
- Figura 2.** Climograma de la localidad El Limón de Cuachichinola, Morelos. Muestra la precipitación (columna) y temperatura (línea) promedio durante los 12 meses para 32 años (1978-2010). Las barras verticales representan el error estándar (Tomado de Rivas-Alonso, 2015)..... 17
- Figura 3.** Sitio en restauración ecológica experimental, extensión de 50 m x 50 m, el recorrido consto de 4 transectos de 42m cada uno con una separación de 4 m entre el transecto y los límites del sitio..... 23
- Figura 4.** Número de especies en floración (línea continua y los promedios de precipitación (columna) durante 12 meses para 32 años (1978-2010). Datos de la selva estacional secundaria de El Limón de Cuachichinola de Sierra de Huatla, Morelos 26
- Figura 5.** Fenología floral (línea continua) y fenología de fructificación (línea punteada) de especies de árboles presentes en los sitios de restauración ecológica en la comunidad de la selva estacional secundaria de El Limón de Cuachichinola en Sierra de Huautla, Morelos 27
- Figura 6.** Representación porcentual de la riqueza relativa de árboles por expresión sexual (hermafrodita, dioica y monoica) en sitios de cuatro hábitats diferentes de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos: a) perturbado, b) excluido, c) plantación y d) conservado.....31
- Figura 7.** Representación porcentual de la densidad relativa (individuos/m²) de árboles por expresión sexual (hermafrodita, dioica y monoica) en sitios de cuatro hábitats diferentes en una zona en restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos: a) perturbado, b) excluido, c) plantación y d) conservado.....32
- Figura 8.** Riqueza de árboles de acuerdo al tipo de expresión sexual: a) hermafrodita, b) monoico y c) dioico en sitios de cuatro hábitats diferentes (perturbado, excluido, plantación y conservado) de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos. Las letras distintas en la grafica “a” indican diferencias significativas evaluadas con la prueba a posteriori de medias, las graficas “b” y “c” no presentaron diferencias. 33

Figura 9. Densidad (individuos/m ²) de árboles de acuerdo al tipo de expresión sexual: a) hermafrodita, b) monoico y c) dioico; en sitios de cuatro hábitats diferentes (perturbado, excluido, plantación y conservado) de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos. Las letras distintas en la grafica “a” indican diferencias significativas evaluadas con la prueba a posteriori de medias, las graficas “b” y “c” no presentaron diferencias.....	34
Figura 10. Representación porcentual de los órdenes de visitantes florales colectados durante seis meses (octubre2013-marzo2014) en sitios de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos.....	36
Figura 11. Porcentaje de visitantes florales registrados durante seis meses (octubre2013-marzo2014) por hábitat (perturbado, excluido y plantación) de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos	37
Figura 12. Riqueza de morfoespecies de insectos durante un periodo de colecta de seis meses (octubre-marzo) en tres hábitats diferentes (perturbado, excluido, plantación) de restauración ecológica experimental en Sierra de Huautla, Morelos.	38

Índice de tablas

Tabla 1. Diseño experimental de los sitios de restauración ecológica en la comunidad de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos, México y características estructurales de los sitios (estudios realizados desde el 2009). Regeneración de avanzada (Martínez-Peréz, 2014), Estrato herbáceo (De la O-Toris et al., 2012), Lluvia de semillas (Rivas-Alonso, 2015).....	21
Tabla 2. Especies, familias, número de individuos plantados al inicio del proyecto y sobrevivencia de árboles nativos presentes en el hábitat Plantación en los sitios de restauración ecológica en la comunidad de El limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos, México.....	22

Índice de anexos

- Anexo 1.** Fenología reproductiva de 24 especies de árboles presentes en la selva baja caducifolia de El limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos. En el cuadro se muestra la presencia de flores (sombreado azul) y frutos (sombreado verde) durante un año a partir del mes de noviembre de 2013 al mes de octubre de 2014. Dentro de las celdas se encuentra el número de individuos censados en floración y fructificación en el mes..... 62
- Anexo 2.** Base de datos de árboles presentes en la selva baja caducifolia de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos. Se muestra las expresiones sexuales: hermafrodita (H), monoico (M), dioico (D), andromonoico (A), poligamodioico (P), ginodioico (G); en cuatro hábitats diferentes, conservado (C), excluido de ganado con plantaciones (EP), excluido de ganado sin plantaciones (E) y perturbado (P). Las 20 especies en color gris son las especies plantadas en los sitios EP 64
- Anexo 3.** Descripción de los análisis estadísticos para los árboles de similitud ... 67
- Anexo 4.** Composición de árboles con expresión sexual hermafrodita en sitios de cuatro hábitats diferentes de restauración ecológica experimental: Perturbado (Pe), Excluido (Ex), Plantación (PI) y Conservado (C). Los círculos rojos señalan los sitios que tienen una composición similar siendo del mismo hábitat. 68
- Anexo 5.** Análisis de clasificación de árboles con expresión sexual monoica en sitios de cuatro hábitats diferentes de restauración ecológica experimental: Perturbado (Pe), Excluido (Ex), Plantación (PI) y Conservado (C). El círculo rojo señala los sitios que tienen un patrón en composición similar siendo del mismo hábitat. 69
- Anexo 6.** Análisis de clasificación de árboles con expresión sexual dioica en sitios de cuatro hábitats diferentes de restauración ecológica experimental: Perturbado (Pe), Excluido (Ex), Plantación (PI) y Conservado (C). El círculo rojo señala los sitios que tienen un patrón en composición similar siendo del mismo hábitat..... 70

Resumen

En México, el Bosque Tropical Caducifolio o Selva Estacional Seca ha sufrido la más importante reducción de su superficie en los últimos 40 años debido a las perturbaciones antrópogenicas. La Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH) en el estado de Morelos posee como vegetación dominante el Bosque Tropical Caducifolio. Las perturbaciones traen como consecuencia la pérdida del hábitat y junto con ella la interrupción de las interacciones. La recuperación del ecosistema al excluir la perturbación dependerá principalmente de la intensidad y la frecuencia de la perturbación que estuvo presente en el lugar. La ecología de la restauración busca favorecer la recuperación del ecosistema usando diferentes grados de intervención. Este trabajo tiene como objetivo principal conocer la fenología floral, el tipo de expresión sexual de árboles nativos y los visitantes florales en áreas bajo restauración ecológica experimental, la cual inició en el año 2006 en la REBIOSH. El diseño consta de 14 sitios de 50 x 50m, que incluyen 4 hábitats: dos hábitats restaurados a) excluido del ganado con plantaciones (intervención máxima), b) excluido sin plantaciones (intervención mínima), y dos testigos c) perturbado y d) conservado. La fenología floral de árboles se determinó durante doce meses (de noviembre de 2013 a octubre del 2014). La expresión sexual de 53 especies de árboles se completó mediante una revisión bibliográfica. Para la obtención de riqueza y densidad de cada tipo de expresión sexual (hermafrodita, dioico y monoico) se utilizaron las bases de datos del 2013 y 2014. Finalmente, la riqueza de visitantes florales (insectos) fue evaluada durante seis meses en los hábitats: excluido del ganado con plantación, excluido del ganado sin plantaciones y perturbado. En los sitios estudiados se registró un total de 24 especies en floración, dos individuos del género *Bursera* sp. no pudieron ser identificados. Los periodos con mayor número de especies en floración correspondieron al mes de la época temprana de secas (diciembre), al mes previo a la época de lluvias (mayo) y al mes posterior de la época de lluvias (octubre). Seis tipos de expresión sexual fueron registrados, siendo el hermafroditismo, el predominante. El dioicismo estuvo presente en todos los hábitats mientras que el monoicismo se registró en bajas densidades en todos los hábitats. Cinco órdenes de insectos se registraron como visitantes florales en todos los hábitats: Hymenoptera, Diptera, Coleoptera, Hemiptera y Orthoptera. La riqueza de visitantes florales fue en promedio menor en el hábitat perturbado y mayor en el hábitat excluido, pero estadísticamente similar en los hábitats. Los hábitats tuvieron una proporción similar de los tres tipos de expresión sexual. Nuestros resultados muestran que en esta localidad, la perturbación debido a extracción selectiva y ganadería extensiva durante aproximadamente 40 años, no han afectado la riqueza y densidad de las expresiones sexuales de los árboles ni la riqueza de visitantes florales.

Introducción

Dentro de las funciones del ecosistema están mediadas por las interacciones entre plantas y animales. Las plantas presentan una gran complejidad de sistemas y combinaciones reproductivas (Eguiarte *et al.*, 1992). La principal forma de reproducción en la plantas es la que se lleva a cabo de forma sexual, más del 80% de las 250 000 especies de plantas con flores conocidas en el mundo requiere polinización por animales (Coro-Arizmendi, 2009). Mientras que probablemente entre 130,000 a 300,000 especies de animales son visitantes regulares de flores y potenciales polinizadores (Willmer, 2011). Las actividades antrópogenicas ejercen un efecto negativo en los ecosistemas al generar cambios en la abundancia y la composición de polinizadores (Aguilar *et al.*, 2006; Fuchs *et al.*, 2003; Murcia, 2002; Quesada *et al.*, 2012; Quesada *et al.*, 2011). En consecuencia, la pérdida de los polinizadores asociada a la perturbación antrópogenica puede afectar negativamente la reproducción de las plantas (Biesmeijer *et al.*, 2006). Además, la perturbación puede causar cambios en la abundancia de néctar, polen, aceites, ceras o esencias o cambios en la composición de la oferta floral (Murcia, 1996; Murcia 2002). Esta modificación en las recompensas florales puede afectar de manera grave a las poblaciones de visitantes florales, o posibles polinizadores que requieren del recurso (Murcia, 2002). Las perturbaciones antrópicas afectan negativamente y de forma directa o indirecta las poblaciones de plantas y animales, y las interacciones entre ellos.

El bosque tropical caducifolio se ve afectado a causa de las perturbaciones antrópicas. El bosque tropical caducifolio (BTC; *sensu* Rzedowski, 2006) o selva estacional seca (*sensu* Dirzo *et al.*, 2011) se caracteriza por la dominancia de árboles bajos con copas anchas y el alto nivel de endemismo a nivel de especie (Trejo & Hernández, 1996). Además, este ecosistema se caracteriza por una marcada estación lluviosa y una estación seca en la cual los árboles pierden su follaje (Rzedowski, 2006). La estacionalidad de las lluvias desempeña un papel importante en la estructuración de los patrones de actividad metabólica y el

crecimiento en este ecosistema (Ceccon *et al.*, 2006). Para los años 80's la selva estacional ocupaba cerca del 42% de la superficie de ecosistemas terrestres a nivel mundial (Murphy & Lugo, 1986). Este ecosistema ha sido históricamente muy perturbado debido al asentamiento de comunidades humanas (Trejo & Dirzo, 2000; Bullock *et al.*, 1995). Las actividades humanas han incrementado la frecuencia y la intensidad de las perturbaciones en las selvas estacionales secas de forma dramática en las últimas décadas (Covington, 2000). Las perturbaciones más comunes en el BTC son la agricultura, la ganadería, la introducción de especies exóticas y la minería (Ceccon, 2013). Las constantes perturbaciones antrópogenicas en conjunto con la marcada estacionalidad determinan una lenta recuperación en el BTC.

Después de una perturbación puede iniciarse el proceso de sucesión natural. La sucesión se define como los cambios observados a través del tiempo en la estructura y composición de las especies en una comunidad ecológica posterior a una perturbación (Connell & Slatyer, 1977; Smith & Smith, 2001). En ocasiones, la sucesión puede demorarse indefinidamente, por ello la restauración ecológica busca acelerar o activar la sucesión (SER, 2004). La restauración ecológica se define como las acciones que ayudan al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado o dañado a causa de las actividades humanas o fenómenos naturales (SER, 2004). La base teórica de esta práctica es la ecología de la restauración, la cual proporcionará los conceptos, modelos, metodologías y herramientas que apoyen a la restauración ecológica (SER, 2004). Dentro de este contexto, el presente estudio evalúa la fenología floral y la expresión sexual floral de los árboles nativos, además de los visitantes florales como potenciales polinizadores presentes en sitios con más de 7 años en restauración ecológica dentro del BTC.

Antecedentes

Las perturbaciones antrópicas son la principal causa de las reducciones en la superficie de los ecosistemas en México. En los años 70's el BTC cubría casi el 14% de la superficie de México (Rzedowski, 2006). Para 1998, el BTC en México ocupaba 11.26% de la superficie del país, de las cuales 7.93 millones de hectáreas se encontraban conservadas (Rzedowski, 1998). El crecimiento forestal que se produce naturalmente después de la pérdida de la vegetación original a causa de las perturbaciones antrópicas (Smith *et al.*, 1997; Brown & Lugo, 1990), llamado condición secundaria, se identificó en 14.19 millones de hectáreas (Rzedowski, 1998). Particularmente en el estado de Morelos, la superficie ocupada por el BTC disminuyó un 93% en tan solo cinco años (1974 a 1980; Peña-Jiménez & Neyra-González, 1998). El deterioro del BTC en Morelos se debe principalmente al incremento de la población humana y a las actividades económicas como son la agricultura y la ganadería extensiva (Trejo & Dirzo, 2000). El BTC en México ha sufrido la más importante de las reducciones de su superficie en los últimos 40 años.

La recuperación del ecosistema puede ser favorecida con la restauración ecológica. El grado de esta recuperación dependerá principalmente de la intensidad y la frecuencia de la perturbación (Sousa, 1984; Smith *et al.*, 1997; Kennard *et al.*, 2002). La intensidad se mide por la proporción del total de la biomasa o de la población de una especie que la perturbación mata o elimina y la frecuencia es la cantidad promedio de perturbaciones que ocurren dentro de un intervalo de tiempo (Smith & Smith, 2001). La recuperación a nivel florístico del ecosistema puede depender de la fertilidad del suelo, de la dominancia de ciertas especies de plantas y de la proximidad de fuentes de semillas para recolonizar el área perturbada (Smith *et al.*, 1997). La recuperación del ecosistema puede ser favorecida mediante diferentes acciones de intervención, de las cuales, detener la perturbación se considera la mínima intervención (SER, 2006). Por otro lado, la intervención máxima se caracteriza por tener acciones más complejas que podrían

requerir de la eliminación o control de especies exóticas y/o de la reintroducción de especies autóctonas (SER, 2004). El nivel de intervención para la recuperación del ecosistema está determinado por el tipo y grado de perturbación.

La restauración ecológica puede perseguir diferentes objetivos dependiendo del grado de perturbación en el que se encuentre el sitio. Sin embargo, el objetivo principal de la restauración ecológica es la recuperación del ecosistema en su composición, estructura y función dentro de límites normales de estrés y alteración ambiental (SER, 2004). Algunas prácticas de restauración usualmente enfatizan los aspectos estructurales de la biodiversidad como la riqueza y abundancia de las plantas (Fragoso & Varanda, 2011). Por ejemplo, las especies de plantas deseadas se introducen en un sitio sembrándolas o plantándolas y puede ser monitoreada a través del tiempo (Forup & Memmott, 2005). Los estudios donde se evalúan los elementos estructurales no son suficientes en los proyectos de restauración (Forup *et al.*, 2008); ya que dichos elementos son variables debido a las fluctuaciones en los niveles de algunos factores abióticos como lo es la humedad, temperatura, velocidad del viento y/o los niveles de nutrientes en el suelo (Tscharrntke *et al.*, 2002). El siguiente paso para la evaluación de la recuperación de los ecosistemas son los procesos y factores funcionales, los cuales están relacionados con la sobrevivencia y reproducción de las plantas (Forup *et al.*, 2008). Estos procesos y factores se encuentran inmersos en la biología reproductiva (Bawa *et al.*, 1989) como lo son: los patrones fenológicos que describen la presencia de flores y frutos (Ramírez, 1997), los sistemas reproductivos que se refiere a la forma en que se encuentran acomodados espacial y temporalmente las estructuras reproductivas (Abarca & López, 2000), y la polinización y dispersión como interacciones mutualistas (Begon, 2006). El éxito de la restauración ecológica no solo se debe medir por la estructura del ecosistema, sino también por la recuperación de la función ecológica.

Los patrones fenológicos son modificados por factores bióticos y abióticos. Los estudios de fenología de las plantas describen los periodos de aparición y

duración de hojas, flores y frutos (Solórzano *et al.*, 2010). Estos eventos son conocidos como fenofases y existen dos categorías: la fenofase vegetativa que se refiere al periodo de producción de hojas y estructuras vegetativas y la fenofase reproductiva que toma en cuenta la floración y la fructificación (Williams-Linera & Meave, 2002). En la expresión de flores, los patrones y cambios anormales se atribuyen a factores abióticos como lo es la precipitación o el fotoperiodo (Schaik *et al.*, 2011; Bullock & Solís-Magallanes, 1990), a factores bióticos como lo es la presencia de los polinizadores (Schaik *et al.*, 2011, Quesada *et al.*, 2012) y a factores fisiológicos propios del individuo o la especie (Vilchez *et al.*, 2007). Los patrones fenológicos son fundamentales para la interacción planta-animal, ya que las hojas, flores y frutos son recursos para las poblaciones animales (Bullock & Solís-Magallanes, 1990; Quesada *et al.*, 2012). La presencia de flores puede depender de la presencia de animales que obtienen algún recurso y la presencia de animales depende de la oferta de flores que se presente.

Existe una marcada variación interanual en la fenología floral en los BTC, que puede estar asociada con la disponibilidad de agua. En Mudumalai al sur de India se registró el mayor número de especies en floración a finales de la temporada seca y a inicios de la temporada húmeda (Murali & Sukumar, 1994). En ambientes secos en Costa Rica se sabe que la época del año en la que se presenta la menor precipitación aumenta el número de especies de árboles con flores (Frankie *et al.*, 1974). En México, en la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala la floración de 108 especies de árboles mostró dos periodos máximos de presencia de flores: el primero a finales de la época seca e inicios de la época húmeda y el segundo periodo en el último mes de la época húmeda (Bullock & Solís-Magallanes, 1990). Finalmente, en la Reserva de la Biosfera de Sierra de Huautla, Morelos, México el mayor número de especies de árboles en floración se presenta en la temporada seca (De León-Ibarra, 2005). Los estudios revisados nos sugieren que la temporada seca presenta el mayor número de especies de árboles en floración.

El sistema reproductivo de las plantas está determinado por dos parámetros: el tipo de expresión sexual y el grado de auto-incompatibilidad. La expresión sexual se refiere a la presencia de órganos femeninos y masculinos funcionales en la misma flor, entre flores en el mismo individuo o entre individuos de la misma población (Murcia, 2002). La autoincompatibilidad es la incapacidad de una planta para producir cigotos mediante auto-polinización (Richards, 1986). Las plantas poseen una amplia diversidad de tipos de expresión sexual, siendo los principales el hermafroditismo, el dioicismo y el monoicismo (Smith, 2007). Las plantas hermafroditas se caracterizan por poseer flores bisexuales, es decir, con órganos masculinos (estambres) y femeninos (ovarios; Smith, 2007); en esta estrategia se desarrolló la auto-fecundación así como la fecundación cruzada (Abarca & López, 2000). El 90% de las angiospermas de todas las formas de vida son hermafroditas (Barrett & Hough, 2012). Las plantas monoicas poseen flores unisexuales masculinas y femeninas en el mismo individuo (Smith, 2007); con esta estrategia la progenie puede ser producto de la geitonogamia así como de la fecundación cruzada (Abarca & López, 2000). Las plantas con expresión sexual monoica representan menos de un 5% del total de las especies en el mundo (Richards, 1986). Finalmente, las plantas dioicas se caracterizan por tener dentro de su población individuos con todas sus flores femeninas y otros individuos con todas sus flores masculinas (Jiménez-Sierra, 2010; Abarca & López, 2000); las flores con esta estrategia no pueden auto-polinizarse (Abarca *et al.*, 2010). El 6% de las angiospermas son dioicas (Renner *et al.*, 1995). Las plantas pueden poseer otros tipos de expresión sexual más complejas como el androdioicismo (plantas con flores hermafroditas y plantas con flores masculinas en la misma población) o el ginodioicismo (plantas con flores hermafroditas y plantas femeninas en la misma población; Abarca & López, 2000). De todos los tipos de expresión sexual mencionados el dioicismo es el único que evita claramente la autofecundación.

En los BTC, los árboles hermafroditas se presentan en mayor porcentaje seguido de los árboles dioicos y monoicos. Un meta-análisis de los bosques estacionales secos en México reveló que la expresión sexual de 1364 especies de

plantas (hierbas, arbustos, arboles, enredaderas y epífitas) pertenecía a tres principales tipos de expresión sexual, el 70% eran hermafroditas (966 especies), el 15% dioicas (133 especies) y un 15% monoicas (211 especies; Quesada *et al.*, 2011). En la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala se registró un total de 708 especies de plantas en todas sus formas de vida, aproximadamente el 70.2% fueron hermafroditas, el 12.3% dioicas y las monoicas estuvieron presentes en un 18% (Bullock, 1985). De las 708 especies registradas solo 188 fueron árboles; los árboles hermafroditas estuvieron presentes en un 57.9%, los árboles dioicos son el 23.9% y los monoicos un 18% (Bullock, 1985). El dioicismo y el monoicismo son más frecuentes en los BTCs a comparación del 6% y 5% reportado a nivel mundial.

El porcentaje de expresiones sexuales en las plantas se modifica dependiendo del estado sucesional en el que se encuentre el ecosistema. Un estudio en un bosque caducifolio secundario de aproximadamente 60 años de edad en Venezuela mostró que las especies hermafroditas representaron un 82%, las plantas monoicas un 14% y las plantas dioicas ocuparon solo un 2% (Jaimes & Ramírez, 1999). En el bosque estacional seco de la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuxmala, México se estudió los tipos de expresión sexual en cuatro estados sucesionales (Quesada *et al.*, 2011). El número de familias de plantas se vio reducida, casi en forma lineal con el estado sucesional: el hermafroditismo y monoicismo estuvieron presentes en todas las etapas de sucesión mientras que el dioicismo desapareció en los pastizales (Quesada *et al.*, 2011). En un bosque seco tropical en Guanacaste, Costa Rica se describió los sistemas reproductivos presentes en nueve parcelas de tres estados sucesionales (temprano: 21 años, intermedio: 32 años y tardío: 90 años). En este estudio, el monoicismo (incluyendo especies hermafroditas) es la más común de las expresiones sexuales en número de individuos y total de número de especies y el dioicismo está presente en pocos individuos y especies en todos los estados sucesionales (Hilje *et al.*, 2015). Esto nos sugiere que la expresión sexual dioica no está presente en sitios con una constante perturbación.

Los visitantes florales son potenciales polinizadores. Los animales visitan las flores principalmente en busca de recursos como néctar o polen (Begon, 2006; Murcia 2002). En otras ocasiones, un animal pequeño busca en la flor un hábitat el cual ofrece un microclima, protección contra el mal tiempo, contra depredadores o parasitoides y sitios para ovipositar (Golubov & Mandujano, 2009; Wilmer, 2011). Las visitas de los animales a las flores puede dar como resultado el evento de la polinización (Murcia, 2002). La polinización mediante animales es el proceso clave para la reproducción sexual de muchas plantas angiospermas (Aguilar et al., 2006). La eficiencia de un polinizador depende de cuatro factores: (1) la cantidad de polen que transporta el animal: esto obedece al tamaño del polen y el grado de contacto con la flor; (2) la constancia de las visitas: algunos animales pueden visitar a la flor de forma ocasional o errática; (3) el momento de la visita con respecto al momento de la dehiscencia de las anteras (apertura de la antera para la liberación del polen maduro) y la receptividad del estigma y (4) la distancia promedio de vuelo entre flores y entre individuos (Murcia, 2002). Las variaciones en la reproducción de las plantas existen, en parte, por las variaciones en las poblaciones o comportamiento de los animales que funcionan como polinizadores (Bullock *et al.*, 1995). Estas variaciones pueden ser los patrones de alimentación de los polinizadores los cuales generan en la planta patrones de deposición de polen determinando el grado de polinización y autogamia o los patrones de movimiento de los polinizadores que generan diversos patrones de flujo genético y de endogamia/exogamia (Murcia, 2002). El éxito reproductivo de muchas plantas depende del transporte de polen por vectores animales.

La polinización biótica es la más importante por la cantidad de plantas angiospermas que dependen de ella. El 85% del total de las angiospermas en el mundo son polinizadas por vectores bióticos (Ollerton *et al.*, 2011). Los insectos son los más importantes polinizadores a nivel mundial (Begon *et al.*, 2006). Los órdenes de insectos con mayor representación como polinizadores son Coleoptera, Hymenoptera, Diptera y Lepidoptera (Triplehorn & Johnson, 2005). En los bosques estacionales secos en México un meta-análisis reveló que el 83% de

las especies de todas las formas de vida fueron polinizadas por insectos, el 12% fueron polinizadas por vertebrados y el 3.5% de las plantas fueron polinizadas por viento (Quesada et al., 2011). En la selva estacional de la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala se ha reportado que los principales polinizadores fueron los insectos de los ordenes Hymenoptera y Lepidoptera seguido de las aves y murciélagos (Parra-Tabla & Bullock, 2002). En los BTCs, los insectos son los principales vectores de polen para las angiospermas.

La perturbación antrópica y la consecuente fragmentación del hábitat es la principal causa en las modificaciones de las poblaciones de insectos polinizadores. A medida que una perturbación antrópica se extiende en un determinado territorio se va configurando bajo la forma de fragmentos (Krebs, 1994). La fragmentación de un hábitat ocasiona la pérdida de la biodiversidad en respuesta al aumento en el número de fragmentos, a la reducción en el tamaño de los fragmentos y al aumento del aislamiento entre fragmentos (Fischer & Lindenmayer, 2007; Fahrig, 2003). En un meta-análisis que contempló el trópico, subtropical y en particular el hábitat templado, se encontró que en 14 de 16 estudios la abundancia, diversidad, riqueza y/o número de visitas de los polinizadores fue menor en los sitios perturbados que en los sitios conservados (Rosas-Guerrero, 2005). En una sabana en Sudáfrica la abundancia de abejas y escarabajos fue menor en fragmentos pequeños a comparación de los fragmentos grandes (Donaldson *et al.*, 2002). A diferencia de la riqueza de abejas, de las moscas y mariposas que no varió por el tamaño del fragmento (Donaldson *et al.*, 2002). En un bosque subtropical seco en Argentina, la riqueza y frecuencia de visitas de los insectos nativos de dos especies de árboles disminuyó con el tamaño del fragmento, las visitas de los insectos nativos eran más consistentes en grandes extensiones de bosque que en los fragmentos pequeños (Aizen & Feinsinger, 1994). Pequeños insectos nativos y abejas nativas pueden ser más susceptibles a la fragmentación por su limitada capacidad de vuelo entre fragmentos remanentes (Quesada *et al.*, 2011). Es claro que la perturbación modifica la abundancia, riqueza, composición entre otros elementos de insectos

polinizadores pero también puede no modificarlas, lo cual estará determinado por el tipo de perturbación que se presente en el ecosistema y la resistencia de los insectos polinizadores a los cambios.

La recuperación del ecosistema puede ser evaluada mediante las poblaciones de insectos como visitantes florales o como polinizadores. Por ejemplo, al suroeste de Inglaterra se realizó un estudio en cuatro praderas, dos de ellos tenían más de 100 años de edad en sucesión natural y los otros dos tenían aproximadamente 10 y 20 años de haber sido restaurados (Forup & Memmott, 2005). Los cuatro sitios fueron estructuralmente diferentes, pocas plantas e insectos fueron compartidas entre los cuatro sitios; y se registró una riqueza y abundancia de insectos similar entre los sitios restaurados y los sitios con más de 100 años de edad en sucesión (Forup & Memmott, 2005). En un bosque seco británico de tierras bajas, con 11 años en restauración tuvieron menos especies de polinizadores que en los sitios más antiguos, pero tres años después los sitios restaurados tuvieron mayor riqueza (Forup et al., 2008). En sitios de 6 años de haber sido restaurados en un hábitat ripario en Sacramento, California se registró la misma riqueza de especies de abejas silvestres en comparación a los remanentes de hábitat ribereño cercano (Williams, 2011). La composición de especies de abejas en los hábitats restaurados y los remanentes de hábitat ripario fue diferente y la riqueza se comportó de forma similar en los dos sitios (Williams, 2011). La riqueza de insectos parece responder en forma positiva a la recuperación del ecosistema mediante la restauración.

Justificación

La marcada estacionalidad de lluvia y secas en los bosques tropicales caducifolios (BTC) ocasiona un contraste en la fisonomía de la vegetación y con ello cambios en la oferta de recursos para la fauna local. Aunado a ello, los BTC han sufrido modificaciones a causa de las perturbaciones antrópogenicas afectando la estructura y funcionalidad del ecosistema. Estas alteraciones así como las características propias del lugar propician la búsqueda de técnicas particulares para su recuperación. Las acciones de restauración ecológica pueden restablecer la función del ecosistema. Las acciones ideales dependerán del grado de perturbación del sitio, del tipo de vegetación y de la estructura de la comunidad. Dentro de este contexto es importante conocer en primera instancia la estructura del ecosistema y después tomar acciones para la recuperación de la función del ecosistema. El presente estudio evalúa aspectos que serán el conocimiento base para buscar la aceleración en la recuperación de las interacciones mutualistas. Estos aspectos son la fenología floral y la expresión sexual floral de los árboles nativos, además de los visitantes flores como potenciales polinizadores presentes en sitios bajo dos niveles de intervención de restauración ecológica experimental dentro del BTC, la intervención mínima (exclusiones) y máxima (plantaciones).

- **Objetivo general**

Evaluar la fenología floral y la expresión sexual de las especies arbóreas y, los visitantes florales presente en cuatro hábitats: perturbado, excluido, plantación y conservado de un bosque tropical caducifolio durante un año

Objetivos específicos

- a. Caracterizar los patrones de fenología floral de los árboles presentes en el bosque tropical caducifolio secundario durante doce meses
- b. Evaluar la riqueza y densidad de árboles de acuerdo al tipo de expresión sexual presente en cuatro hábitats del bosque tropical caducifolio
- c. Evaluar la riqueza de visitantes florales presente en tres hábitats del bosque tropical caducifolio

Hipótesis

- a. Los bosques tropicales caducifolios se caracterizan por su marcada estacionalidad. La producción de flores en los BTC está limitada por la precipitación, la cual se presenta en mayor cantidad entre los meses junio y octubre en la mayoría de los casos. Por lo anterior se espera que los árboles tengan dos periodos máximos de floración durante el año, el primero en el mes de mayo y el segundo en octubre.
- b. Los efectos negativos en la reproducción sexual de las plantas producidos por las perturbaciones antrópogenicas pueden ser particularmente notorios en especies tropicales que poseen sistemas de incompatibilidad y donde además, la separación de las funciones sexuales en flores (monoicismo) y/o en plantas individuales (dioicismo) incrementa la dependencia reproductiva por polinizadores. En este contexto se espera que las plantas dioicas, monoicas y/o aquellas que se entrecruzan sean potencialmente más sensibles que las hermafroditas (auto-compatibles) a la perturbación del hábitat, y en consecuencia su riqueza y densidad sea menor en ambientes alterados que en ambientes en aquellos conservados o restaurados.
- c. Las perturbaciones antrópogenicas como el cambio de uso de suelo y la introducción de ganado provocan la disminución de flora y la reducción del recurso floral que se oferta, lo que puede provocar un disminución de los insectos asociados a las flores, como lo son los polinizadores. Por lo tanto, se espera que la riqueza de insectos visitantes florales sea mayor en ambientes con mayor riqueza y densidad de recursos florales como los restaurados y los conservados en comparación con los perturbados.

Material y Métodos

Área de estudio

El presente estudio se realizó en la comunidad de El Limón de Cuauchichinola, en el municipio de Tepalcingo, Morelos. La comunidad de El Limón forma parte de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH; Figura 1). La reserva se ubica al sur del estado de Morelos, la cual cubre una superficie de 59,030 ha y posee un rango altitudinal que va de los 700 a los 2,200 msnm (Dorado, Maldonado, et al., 2005). La REBIOSH presenta el clima Awo" (w) (i') g que corresponde al clima cálido-subhúmedo. La precipitación se manifiesta durante el verano, entre junio y principios de octubre. Los máximos picos de precipitación se presentan durante julio y septiembre, pudiendo haber una baja o ausencia de precipitación durante el mes de agosto, conocida como canícula (Dorado, Maldonado, et al., 2005). La precipitación promedio acumulada es de 877.3 milímetros anuales y una temperatura promedio anual es de 22.8 °C (1981-2010; CONAGUA, 2010) (Figura 2). Los suelos dominantes en esta zona son los feozem háplicos, lotosoles y regosoles éutricos; estos tres tipos de suelos presentan severas limitaciones para la producción agrícola (Dorado-Ramírez, 2001; Maldonado, 1997). La selva estacional (Dirzo *et al.*, 2011) o selva tropical caducifolia (Rzedowski, 2006) es la vegetación natural dominante de esta área (Dorado-Ramírez, 2001; Arriaga *et al.*, 2000). El número de especies vasculares reportadas para la REBIOSH es de 939, las familias más abundantes son Fabaceae, Poaceae, Asteraceae y Burseraceae (Dorado *et al.*, 2005).

El Limón de Cuauchichinola tiene un área de 4, 256 ha (Maldonado, 1997), el 13% del área está dedicada a campos de cultivo de temporal, 19% tiene vegetación perturbada, 12% tiene vegetación secundaria y 56% de fragmentos de vegetación conservada (De la O-Toris et al., 2012). Las áreas comunales de la selva de El Limón fueron deforestadas hace más de 60 años y abandonadas hace aproximadamente 40 años (~1970) después de seis años de haber sido utilizadas para la agricultura (Gerardo Pacheco, com. per.). Las especies de árboles más

comunes en la selva secundaria son *Acacia cochliacantha* (Fabaceae), *Ipomoea pauciflora* (Convolvulaceae) y *Mimosa benthamii* (Fabaceae; Martínez-Garza et al., 2011). Las áreas conservadas no han sido deforestadas nunca pero ocasionalmente hay extracción de madera muerta y entrada de ganado (Gerardo Pacheco, com. per.). Las especies de árboles dominantes en la selva baja caducifolia conservada son *Lysiloma divaricata* (Fabaceae), *Conzattia multiflora* (Fabaceae) e *Ipomoea pauciflora* (Convolvulaceae; De la O-Toris et al., 2012; Martínez-Garza et al., 2011)



Figura 1. Ubicación de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos México. El polígono de la reserva se encuentra en color gris, los puntos dentro de la reserva representan los sitios bajo restauración ecológica en la comunidad de El Limón de Cuachichinola.

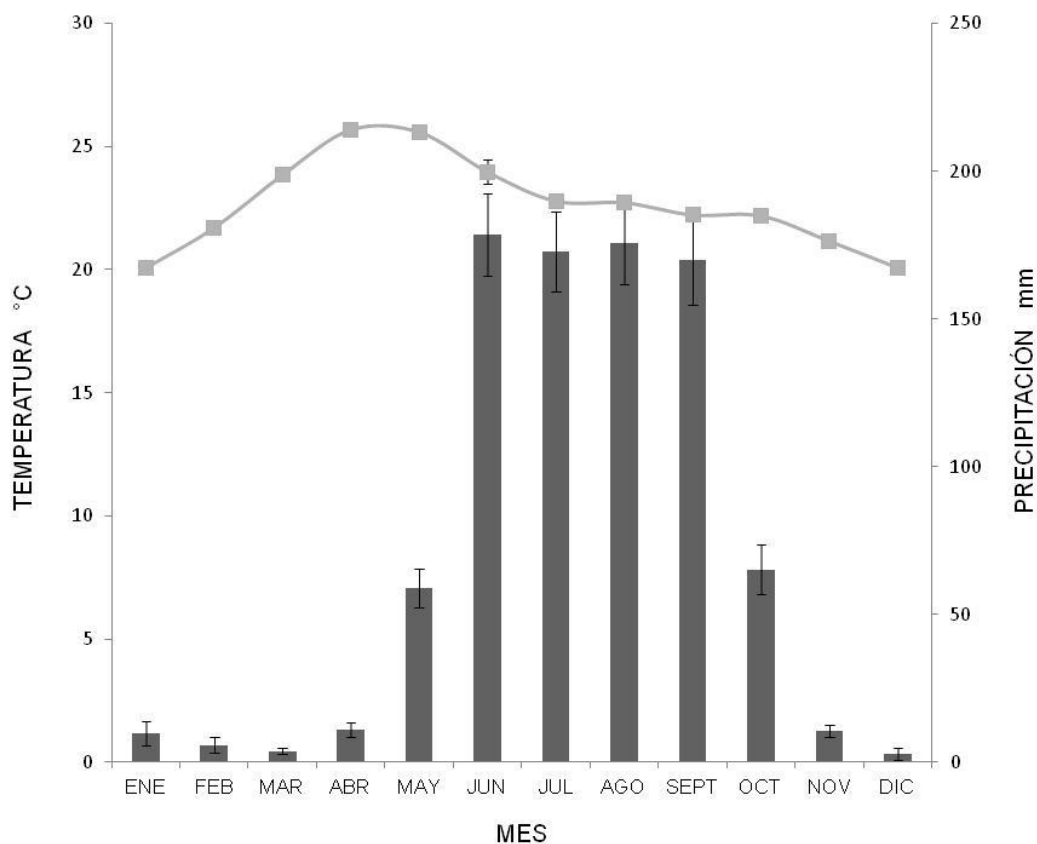


Figura 2. Climograma de la localidad El Limón de Cuauichinola, Morelos. Muestra la precipitación (columna) y temperatura (línea) promedio durante los 12 meses para 32 años (1978-2010). Las barras verticales representan el error estándar (Tomado de Rivas-Alonso, 2015).

Método

El presente trabajo forma parte del proyecto “Impacto de procesos de sucesión natural y experimental en el mantenimiento de la biodiversidad del bosque tropical caducifolio” a cargo de la Dra. Cristina Martínez Garza. El objetivo del proyecto es evaluar la sucesión vegetal y animal en sitios en restauración ecológica experimental. El proyecto inició en el año 2006, este comprende 14 sitios de 50m x 50m cada uno y están clasificados en 4 hábitats: Perturbado, Excluido del ganado, Plantación y Conservado. **Hábitat Perturbado:** está conformado por tres de los 14 sitios y fueron catalogados como no excluidos ya que en ellos existe entrada constante de ganado durante la época de lluvias. **Hábitat Excluido:** son cuatro sitios excluidos del ganado mediante una cerca eléctrica. Este hábitat es considerado como primer nivel de intervención en la restauración (interrupción de la perturbación). **Hábitat Plantación:** son cuatro sitios excluidos de ganado mediante una cerca electrificada. Adicionalmente, en el 2006 en estos sitios se plantaron 1,785 individuos de 20 especies vegetales nativas de la región. Dieciocho de las 20 especies son de selva primaria y las otras dos son sucesionales tempranas, las cuales fueron plantadas en sitios sucesionales tempranos creando una composición vegetal que la sucesión natural tardaría ~100 años en alcanzar (Martínez-Garza, 2008). La sobrevivencia para el año 2014 de las especies plantadas es desde un 0% (*Mastichodendrom capiri*) hasta un 69.6% (Tabla 2). **Hábitat Conservado:** son tres sitios que se encuentran en áreas más conservadas, parte del bosque maduro de la REBIOSH. En estos sitios, los pobladores de la comunidad extraen leña para su consumo y hay entrada ocasional de ganado, menos de una cabeza por hectárea (De la O-Toris, 2009).

A partir de la implementación del proyecto de restauración en la REBIOSH, se han realizado diversos estudios para conocer las diferencias estructurales de cada uno de los hábitats. Aproximadamente cada dos años a partir del 2006 se realiza un censo de los árboles presentes dentro de los 14 sitios. Por otra parte, en el año 2014 se realizó el censo de las 20 especies de los árboles plantados al inicio del proyecto, en el 2006. En el 2009 se midió la riqueza y biomasa del

estrato herbáceo, en el periodo de 2011 y 2012 se midió la regeneración de avanza y del 2012 al 2013 se midió la lluvia de semillas (Tabla 1). Para el cumplimiento de los objetivos del proyecto se siguieron los siguientes métodos:

Registro de fenología floral de árboles

Para caracterizar la fenología floral de los árboles se realizó un recorrido a través de 4 transectos de 42m cada uno dentro de 6 sitios (2 sitios del hábitat Plantación, 2 sitios del hábitat Excluido y 2 sitios del hábitat Perturbado). Los transectos tuvieron una separación de 4m entre la línea del transecto y los límites del sitio (Rosas-Pacheco, com. per.; Figura 3). Las observaciones se realizaron mensualmente iniciando en noviembre de 2013 hasta octubre de 2014. Durante los recorridos se registró la presencia de estructuras reproductivas, anotando la especie del árbol y la fenofase a la que pertenecía. Las fenofases consideradas fueron las siguientes: flores jóvenes, flores maduras o senescentes. Adicionalmente se registraron los árboles que presentaban frutos o semillas.

Determinación de expresión sexual floral de árboles

Para la determinación de la expresión sexual floral de las especies de árboles presentes en los cuatro hábitats antes mencionados se realizó una búsqueda bibliográfica en artículos, fascículos, tesis y páginas web de herbarios. La información fue utilizada para la creación de una base de datos en donde se registró la expresión sexual de las especies (hermafroditas, monoicas, dioicas o algún otro tipo de expresión sexual). Las bases de datos que se utilizaron para la obtención de la riqueza y densidad de los árboles fueron las del censo de árboles que corresponde a los años 2013 y 2014 de los sitios en restauración y el censo de las plantaciones del año 2014.

Riqueza de Visitantes florales

Para la captura de visitantes florales se siguió el mismo método que el de la fenología floral (Figura 3). La captura de los insectos se realizó en 6 sitios (2 sitios del hábitat Plantación, 2 sitios del hábitat Excluido y 2 sitios del hábitat Perturbado), los mismos que fueron visitados para la determinación de fenología floral. Los insectos se colectaron entre las 9:00 a.m. y las 3:00 p.m., para estandarizar los periodos de actividad de los insectos posiblemente encontrados, con un tiempo aproximado de 1 hora por sitio. Durante el recorrido se hicieron pausas al momento en el que se encontraban individuos (herbáceas, arbustos o árboles) con flores para la observación de llegada de insectos y su posterior colecta (Rosas-Pacheco, com. per.). Las pausas fueron de entre 5 a 15 minutos, el tiempo dependió a la forma de vida de los individuos. Para las herbáceas el tiempo fue de 5 a 10 minutos, los arbustos y árboles fue de entre 10 a 15 minutos (Ramírez, 1997; Rosas-Pacheco, com. per.). Los insectos se capturaron con redes entomológicas (Medina-Gaud, 1977) y, posteriormente se introdujeron en cámaras letales de acetato de etilo (Medina, 1977). Una vez muertos, los insectos se trasladaron en seco a frascos individuales y se etiquetaron (número de morfo, nombre de la especie de la flor visitada, fecha y hora de la captura). Una vez en laboratorio, los insectos fueron identificados a nivel morfoespecie con la ayuda de la guía entomología práctica (Morón & Terrón, 1988) y se clasificaron por orden. Posterior a la identificación los insectos se almacenaron en frascos individuales con alcohol al 70%.

Tabla 1. Diseño experimental de los sitios de restauración ecológica en la comunidad de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos, México y características estructurales de los sitios (estudios realizados desde el 2009). Regeneración de avanzada (Martínez-Peréz, 2014), Estrato herbáceo (De la O-Toris et al., 2012), Lluvia de semillas (Rivas-Alonso, 2015).

Hábitat	No. de sitio	Características						
		Estrato herbáceo (2009)		Censo de árboles (> 2.5 cm de DAP, 2011*)	Regeneración de avanzada (juveniles de > 20 cm de altura, 2011-2012)		Lluvia de semillas (2012-2013)	
		riqueza	biomasa		riqueza	densidad	riqueza	densidad
Perturbado	1P, 2P, 3P	3.6 ± 1.1 spp/m ²	22.41 ± 1.3 g/m ²	600 ± 8.01 ind/ha de 28 especies	0.01 ± 0.0001 sp/m ²	0.10 ± 0.06 ind/m ² /año	2.19 ± 1.14 spp/m ²	1.38 ± 1.12 semillas/m ²
Excluido	1, 3, 5, 7	3.9 ± 1.1 spp/m ²	95.96 ± 1.2 g/m ²	1700 ± 23.00 ind/ha de 28 especies	0.068 ± 0.007 spp/m ²	0.51 ± 0.14 ind/m ² /año		
Plantación	2, 4, 6, 8			1800 ± 8.01 ind/ha de 23 especies (sin censo de plantaciones)	0.075 ± 0.02 sp/m ²	0.87 ± 0.75 individuos/m ² /año	3.20 ± 1.14 spp/m ²	2.01 ± 1.12 semillas/m ²
Conservado	1C, 2C, 3C	1.9 ± 1.1 spp/m ²	28.79 ± 1.3 g/m ²	3,300 ± 67 ind/ha de 30 especies	0.05 ± 0.01 sp/m ²	0.11 ind/m ² /año	3.58 ± 1.14 spp/m ²	2.38 ± 1.12 semillas/m ²

Tabla 2. Especies, familias, número de individuos plantados al inicio del proyecto y sobrevivencia de árboles nativos presentes en el hábitat Plantación en los sitios de restauración ecológica en la comunidad de El limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos, México.

Especie	Familia	N	Sobrevivencia (%)
<i>Bursera aloexylon</i>	Burseraceae	25	60
<i>Bursera copallifera</i>	Burseraceae	93	11
<i>Bursera gradifolia</i>	Burseraceae	73	5
<i>Ceiba aesculifolia</i>	Bombacaceae	37	35
<i>Ceiba parvifolia</i>	Bombacaceae	61	10
<i>Conzattia multiflora</i>	Fabaceae	152	6
<i>Crescentia alata</i>	Bignoniaceae	143	9
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Fabaceae	123	1
<i>Erythrina americana</i>	Fabaceae	23	70
<i>Heamatoxylon brasiletto</i>	Fabaceae	124	38
<i>Jacaratia mexicana</i>	Caricaceae	93	16
<i>Leucaena esculenta</i>	Fabaceae	19	53
<i>Leucaena leucocephala</i> var. <i>Glabrata</i>	Fabaceae	133	17
<i>Lysiloma divaricata</i>	Fabaceae	249	32
<i>Malpighia mexicana</i>	Malpighiaceae	8	25
<i>Mastichodendron capiri</i>	Sapotaceae	10	0
<i>Pseudobombax ellimticum</i>	Bombacaceae	99	28
<i>Ruprechtia fusca</i>	Polygonaceae	155	21
<i>Swietenia humilis</i>	Meliaceae	101	7
<i>Vitex mollis</i>	Verbenaceae	64	9

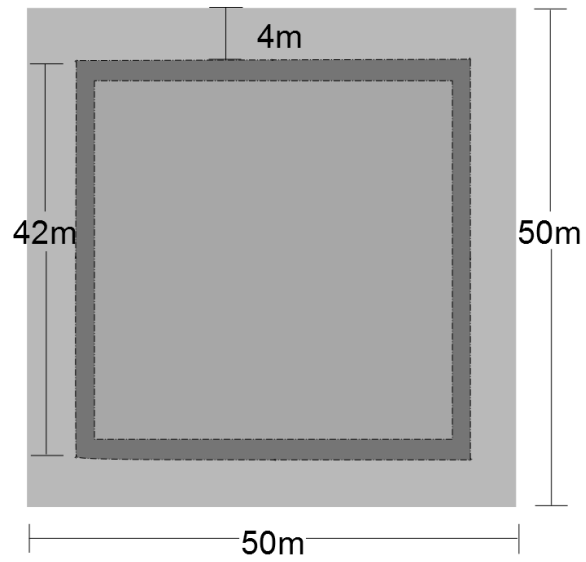


Figura 3. Sitio en restauración ecológica experimental, extensión de 50 m x 50 m, el recorrido consta de 4 transectos de 42m cada uno con una separación de 4 m entre el transecto y los límites del sitio.

Análisis de datos

La riqueza y densidad de los árboles fue calculada en relación al tipo de expresión sexual por hábitat. Se realizaron seis Análisis de Varianza no paramétrica de Kruskal-Wallis (Zar, 2010): tres correspondieron a la riqueza de árboles, uno por cada tipo de expresión sexual (hermafrodita, monoico y dioico) y los otros tres análisis correspondieron a la densidad de árboles, uno por cada tipo de expresión sexual (hermafrodita, monoico y dioico). Las variables dependientes fueron la riqueza y densidad, el factor de variación fue el hábitat en cuatro niveles: Perturbado (N=3), Excluido (N=4), Plantación (N=4) y Conservado (N=3). Cuando los análisis mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) se utilizó la prueba de la mediana para la comparación múltiple de rangos de medianas en todos los grupos. En la sección de resultados se muestran los promedios \pm desviación estándar en sus unidades originales.

La riqueza de insectos (visitantes florales) se calculó usando morfotipos. Para analizar se utilizó un Análisis de Varianza no paramétrico Kruskal-Wallis (Zar, 2010). La variable dependiente fue el número de morfotipos y la variable independiente fue el hábitat con 3 niveles: Plantación (N=2), Excluido (N=2) y Perturbado (N=2). En la sección de resultados se muestran los promedios \pm desviación estándar en sus unidades originales. Los análisis se realizaron con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft Inc., 2004).

Resultados

Fenología reproductiva de árboles

Durante doce meses se registró la fenología reproductiva de 24 especies de árboles y dos individuos del género *Bursera sp.* de los cuales no sabemos su identidad (Anexo 1). Durante los doce meses se registraron un total de 159 individuos en floración y 173 individuos en fructificación. La fenología floral de árboles en la comunidad de El Limón en Sierra de Huautla tuvo tres puntos con mayor número de especies a lo largo del año: el primero fue en el mes de diciembre con 7 especies en floración pertenecientes a 6 familias: Apocynaceae, Bombacaceae, Caesalpinioideae, Convolvulaceae, Mimosoideae y Tiliaceae. El segundo punto abarcó los meses de abril, mayo y junio con 5, 7 y 5 especies respectivamente pertenecientes a 9 familias: Apocynaceae, Burseraceae, Caesalpinioideae, Euphorbiaceae, Malpighiaceae, Mimosoideae, Rubiaceae, Sterculiaceae y Verbenaceae. Y el último punto máximo de floración fue en el mes de octubre con 5 especies en floración correspondientes a 3 familias: Mimosoideae, Tiliaceae y Apocynaceae (Apéndice 1). Los meses con mayor número de especies en floración coinciden con el inicio de la época de lluvias (mayo) y el mes del término de lluvias (octubre; Figura 4). El mayor número de especies en fructificación se presentó en el mes de diciembre y el segundo en octubre, los cuales forman parte de la época seca (Figura 5).

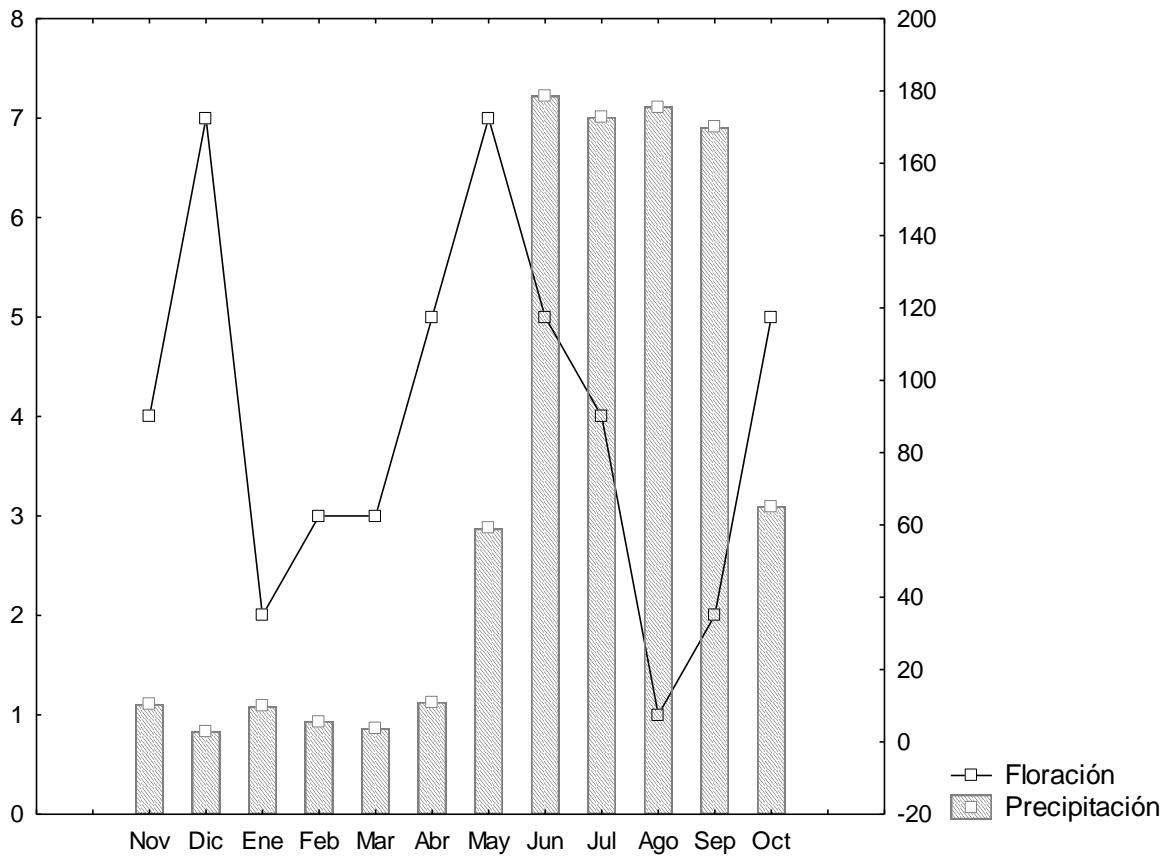


Figura 4. Número de especies en floración (línea continua y los promedios de precipitación (columna) durante 12 meses para 32 años (1978-2010). Datos de la selva estacional secundaria de El Limón de Cuauchichinola de Sierra de Huatla, Morelos.

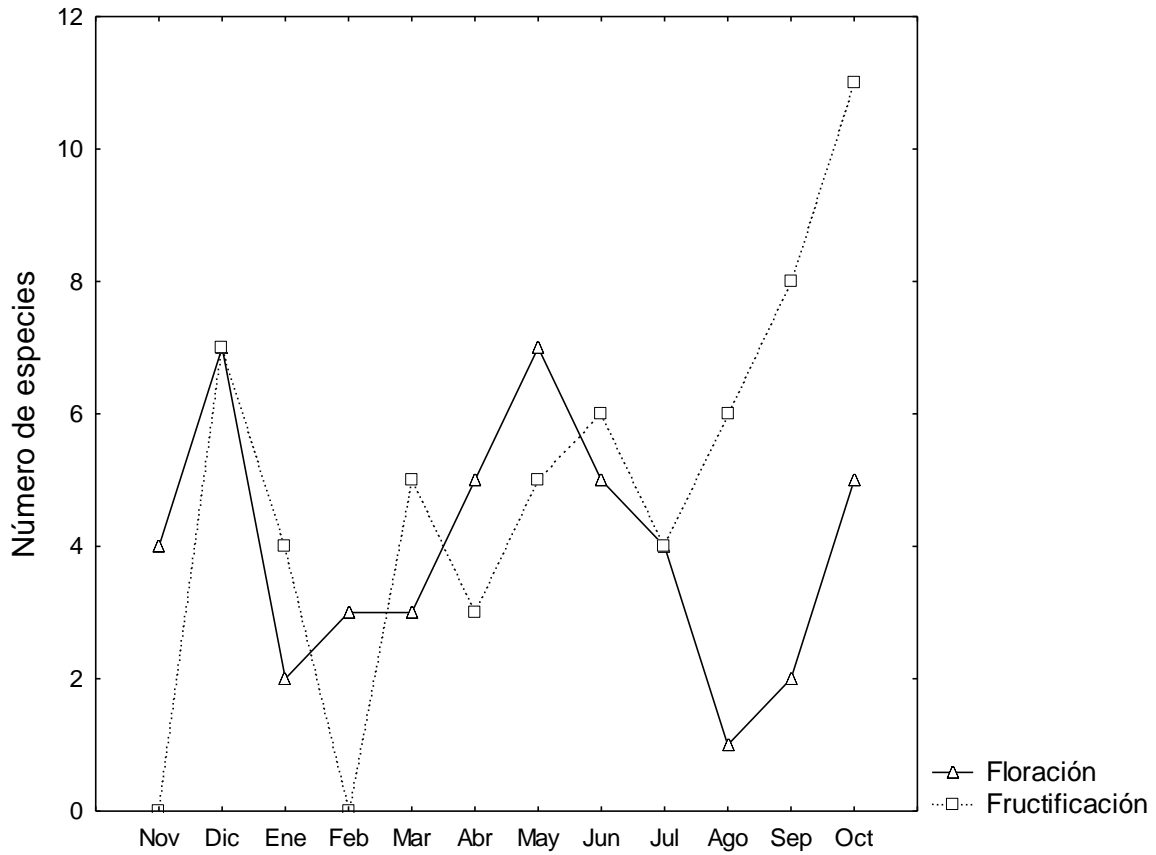


Figura 5. Fenología floral (línea continua) y fenología de fructificación (línea punteada) de especies de árboles presentes en los sitios de restauración ecológica en la comunidad de la selva estacional secundaria de El Limón de Cuauchichinola en Sierra de Huautla, Morelos.

Expresión sexual de árboles

En la revisión del censo de árboles del periodo de 2013-2014 y del censo de plantaciones 2014 se registraron un total de 53 especies de árboles pertenecientes a 19 familias (Anexo 2). La búsqueda bibliográfica de la expresión sexual de las 53 especies dio como resultado seis tipos de expresión sexual: hermafrodita, monoica, dioica, andromonoica (planta con flores hermafroditas y flores masculinas), ginodioica (planta con flores hermafroditas y flores femeninas) y poligamodioica (población con plantas con flores hermafroditas y flores femeninas y plantas con flores hermafroditas y flores masculinas; Marzocca, 1985). Treinta y cinco especies son hermafroditas. Dos de las especies hermafroditas se encontró información de doble expresión sexual: *Acacia coulteri* (Fabaceae) con expresión sexual hermafrodita y andromonoico (población androdioica) y *Heliocarpus pallidus* (Tiliaceae) con expresión sexual hermafrodita y ginodioica (población ginodioica). Trece especies han sido registradas como dioicas. Tres de las especies dioicas se encontró una doble expresión sexual: *Pseudosmodingium perniciosum*, *Bursera aloexylon* y *Trichilia hirta* son hermafroditas y/o poligamodioicas. Cinco especies han sido registradas como monoicas (Anexo 2).

En los resultados obtenidos en el presente estudio, la riqueza de los árboles hermafroditas en los cuatro hábitats va de un 62% a un 69% de presencia, los dioicos de un 22% a un 28% y finalmente los árboles monoicos están presentes de un 6% a un 11% (Figura 6). La densidad de árboles hermafroditas va de un 86% a un 70% de presencia, los árboles dioicos van de un 8% a un 18% y los árboles monoicos se encuentran entre 6% y 21% (Figura 7).

Riqueza

La riqueza de árboles hermafroditas fue más alta en el hábitat plantación (19.75 \pm 2.75 spp), la riqueza intermedia en los hábitats conservado (13.33 \pm 3.78 spp) y perturbado (13.00 \pm 1.00 spp) y la riqueza más baja en el hábitat excluido (12.25 \pm 1.70 spp). El ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis reveló que la riqueza de

árboles hermafroditas fue significativamente diferente por hábitat ($H_{(3,14)} = 8.46$; $p < 0.037$). La prueba de medias reveló que la riqueza de hermafroditas en el hábitat plantación fue significativamente diferente a la del hábitat excluido pero esta no difirió de la del hábitat perturbado y conservado (Figura 8a).

En el caso de los árboles monoicos, la riqueza más alta se registró en el hábitat excluido (2.25 ± 0.05 spp) y en el hábitat plantación (2.25 ± 0.05 spp), mientras que en el hábitat perturbado (2.00 ± 1.00 spp) se registró una riqueza intermedia y la más baja en el hábitat conservado (1.33 ± 0.57). El ANOVA no paramétrico de Kruskal- Wallis mostró que la riqueza de árboles monoicos no presentó diferencias significativas por hábitat ($H_{(3,14)} = 3.97$; $p < 0.264$; Figura 8b).

La riqueza de árboles dioicos fue más alta en el hábitat plantación (6.00 ± 2.30 spp), intermedia en el hábitat conservado (5.00 ± 2.64 spp) y perturbado (4.00 ± 0.00 spp) mientras que la más baja fue en el hábitat excluido (3.00 ± 1.15). El ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis reveló que la riqueza de árboles dioicos no presentó diferencias significativas por hábitat ($H_{(3,14)} = 4.55$; $p < 0.264$; Figura 8c).

Densidad

La densidad de árboles hermafroditas fue más alta en el hábitat conservado (0.97 ± 0.029 ind/m²), la riqueza intermedia en el hábitat excluido (0.038 ± 0.023 ind/m²) y en el hábitat plantación (0.039 ± 0.015 ind/m²) y la riqueza más baja en el hábitat perturbado (0.017 ± 0.008 ind/m²). El ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis reveló que la densidad de árboles hermafroditas fue significativamente diferente ($H_{(3,14)} = 9.09$; $p < 0.028$) por hábitat. La prueba de medias mostró que la densidad de hermafroditas en el hábitat conservado fue significativamente diferente a la del hábitat perturbado pero esta no difirió del hábitat excluido y plantación (Figura 9a).

La densidad de árboles monoicos fue más alta en el hábitat excluido (0.011 ± 0.01 ind/m²), la riqueza intermedia en el hábitat conservado (0.009 ± 0.006 ind/m²)

y las densidades más bajas en el hábitat perturbado (0.004 ± 0.005 ind/m²) y en el hábitat plantación (0.004 ± 0.004 ind/m²). El ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis mostró que la densidad de árboles monoicos no presentaron diferencias significativas por hábitat ($H_{(3,14)} = 3.34$; $p < 0.341$; Figura 9b).

La densidad de árboles dioicos fue más alta en el hábitat plantación (0.010 ± 0.005 ind/m²), la riqueza intermedia en el hábitat conservado (0.008 ± 0.006 ind/m²) y en el hábitat excluido (0.005 ± 0.001 ind/m²) y la densidad más baja en el hábitat perturbado (0.003 ± 0.001 ind/m²). El ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis reveló que la densidad de árboles dioicos no presentaron diferencias significativas por hábitat ($H_{(3,14)} = 7.65$; $p < 0.053$; Figura 9c).

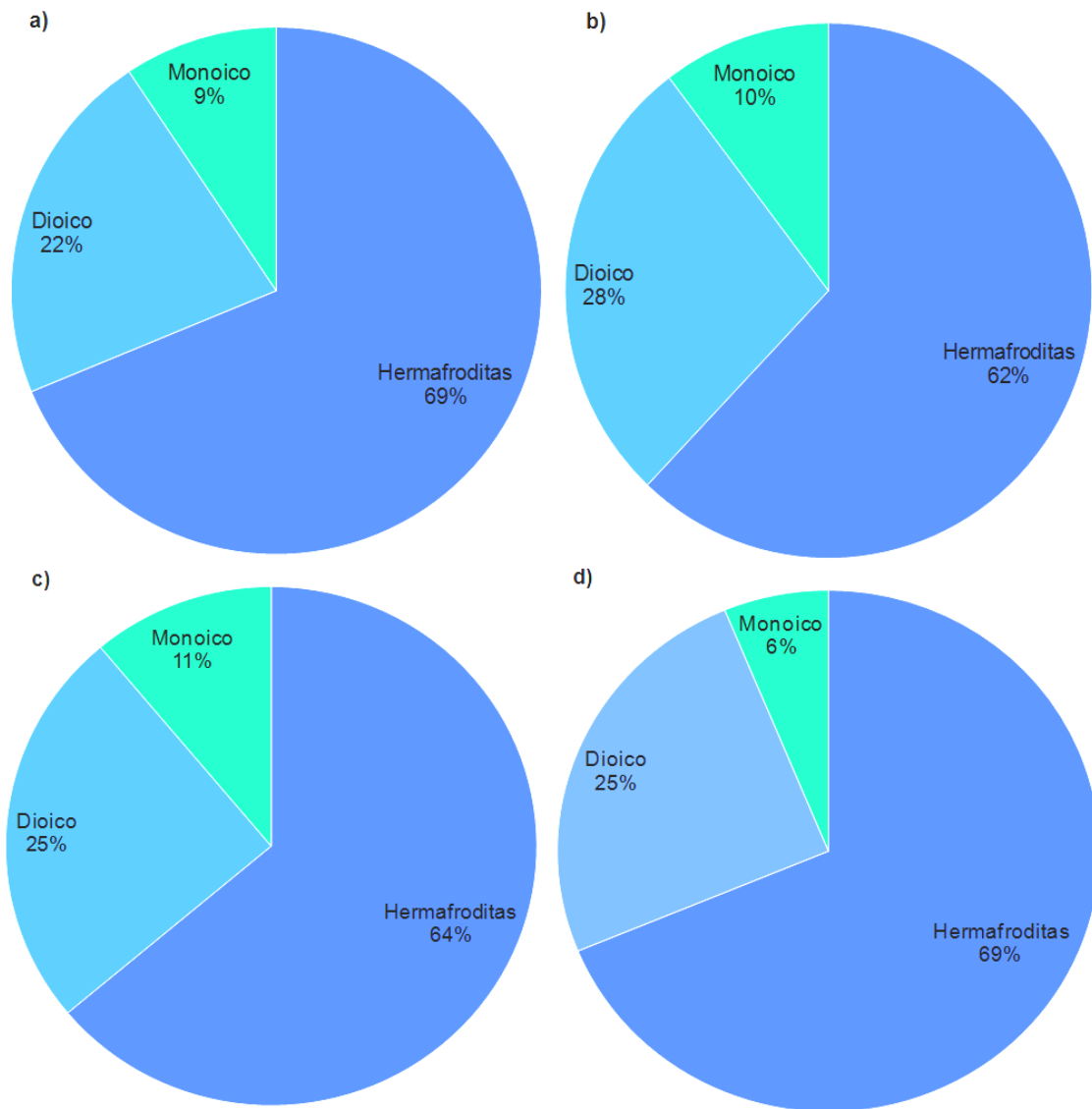


Figura 6. Representación porcentual de la riqueza relativa de árboles por expresión sexual (hermafrodita, dioica y monoica) en sitios de cuatro hábitats diferentes de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos: a) perturbado, b) excluido, c) plantación y d) conservado.

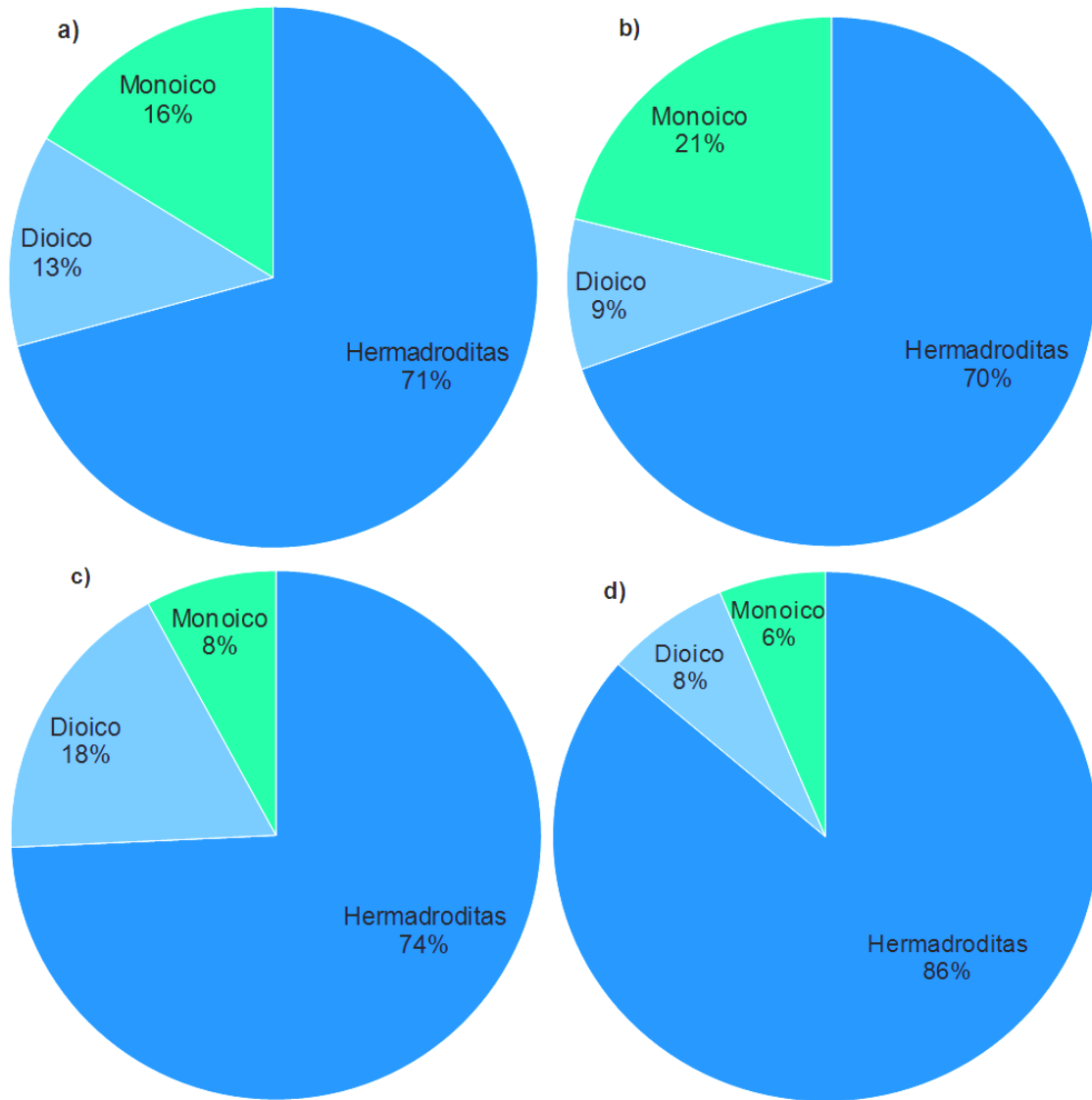


Figura 7. Representación porcentual de la densidad relativa (individuos/m²) de árboles por expresión sexual (hermafrodita, dioica y monoica) en sitios de cuatro hábitats diferentes en una zona en restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos: a) perturbado, b) excluido, c) plantación y d) conservado.

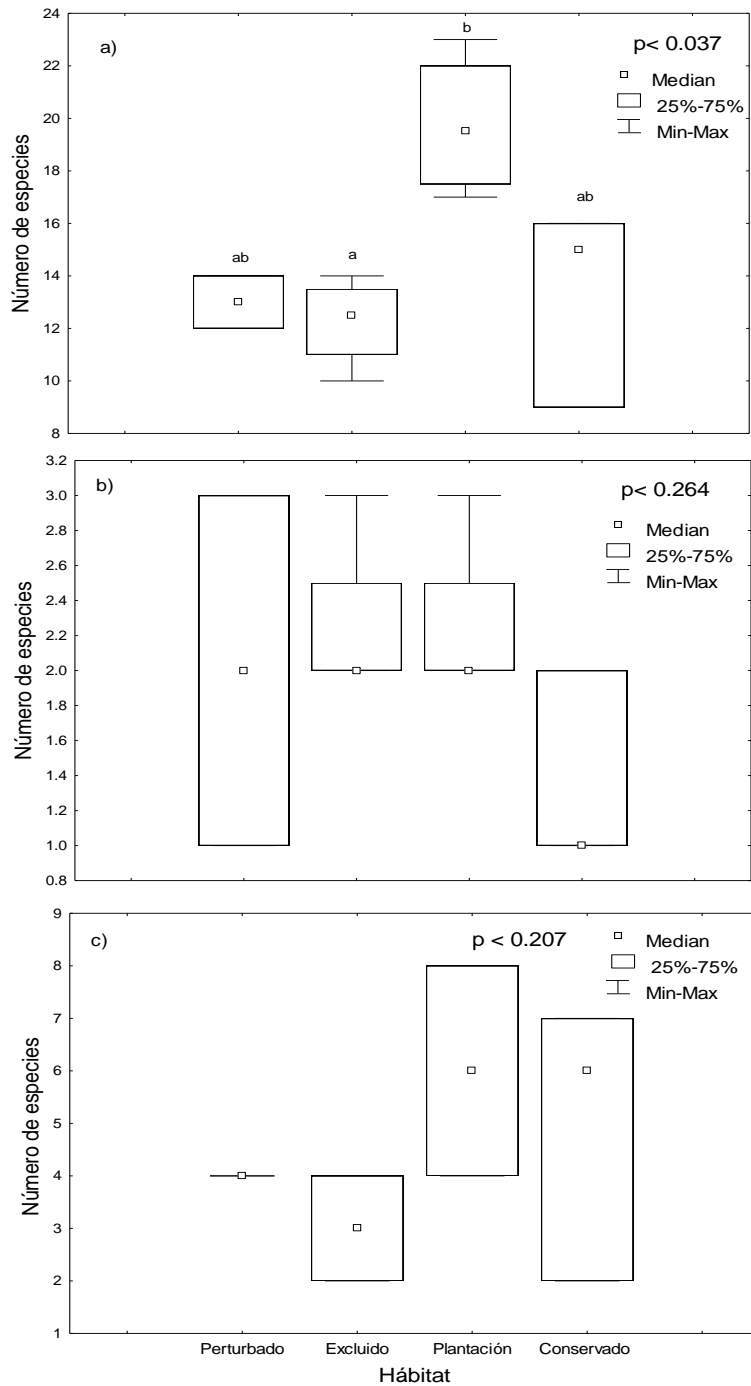


Figura 8. Riqueza de árboles de acuerdo al tipo de expresión sexual: a) hermafrodita, b) monoico y c) dioico en sitios de cuatro hábitats diferentes (perturbado, excluido, plantación y conservado) de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos. Las letras distintas en la grafica “a” indican diferencias significativas evaluadas con la prueba a posteriori de medias, las graficas “b” y “c” no presentaron diferencias.

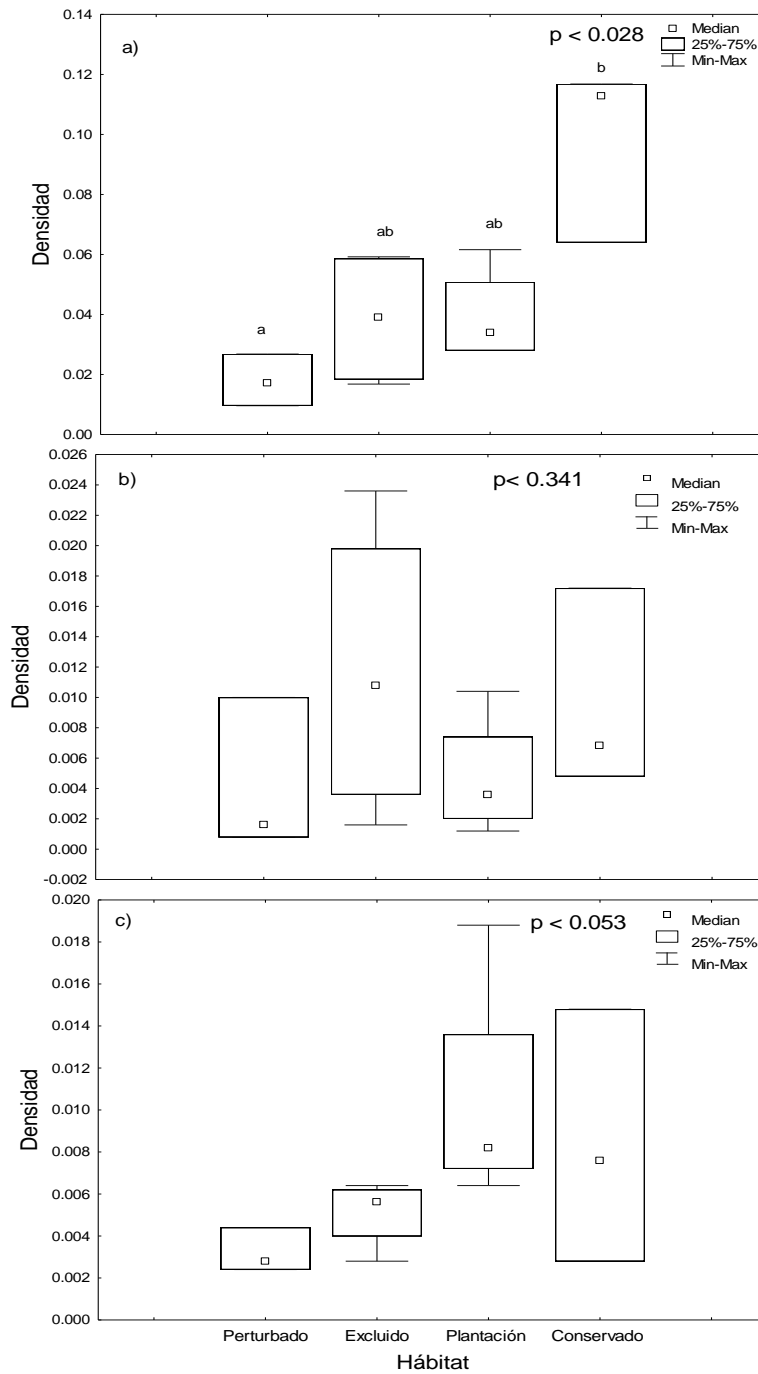


Figura 9. Densidad (individuos/m²) de árboles de acuerdo al tipo de expresión sexual: a) hermafrodita, b) monoico y c) dioico; en sitios de cuatro hábitats diferentes (perturbado, excluido, plantación y conservado) de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos. Las letras distintas en la grafica “a” indican diferencias significativas evaluadas con la prueba a posteriori de medias, las graficas “b” y “c” no presentaron diferencias.

Visitantes florales

En total se colectaron 149 insectos de los cuales se identificaron 113 morfoespecies de cinco órdenes diferentes: Hymenoptera, Diptera, Coleoptera, Hemiptera y Orthoptera. El orden con mayor porcentaje de presencia en los hábitats fue el orden Hymenoptera con un 72% de la muestra y el orden Orthoptera fue el orden con el menor porcentaje de presencia con un 1% (Figura 10). En el hábitat excluido se colectó un mayor número de morfoespecies (56), seguido del hábitat plantación (53) y en el hábitat perturbado se registró el menor número de morfoespecies (19). Las frecuencias de cada orden fueron diferentes en cada hábitat. En el hábitat perturbado el porcentaje de presencia del orden Hymenoptera fue mayor con un 89.5% a comparación del 5.2% del orden Diptera. Para el hábitat excluido y el hábitat plantación, el porcentaje de morfoespecies del orden Hymenoptera también fue mayor (73.2% y 64.1% respectivamente) que el orden Diptera (21.4% y 32.1% respectivamente). Cabe destacar que el orden Diptera se encontró en bajo porcentaje en el hábitat perturbado a comparación del hábitat excluido y hábitat plantación. Los órdenes Hemiptera y Orthoptera solo estuvieron presentes en el hábitat excluido (Figura 11).

Riqueza

La riqueza de visitantes florales fue más alta en el hábitat excluido (31.5 ± 0.70 morfoespecies), la riqueza intermedia en el hábitat plantación (29.5 ± 7.77 morfoespecies) y la riqueza más baja en el hábitat perturbado (10.5 ± 10.60 morfoespecies). El ANOVA no paramétrico de Kruskal- Wallis reveló que la riqueza de morfoespecies de visitantes florales no fue significativamente diferente por hábitat ($H_{(2, 6)} = 3.43$; $p < 0.18$; Figura 12).

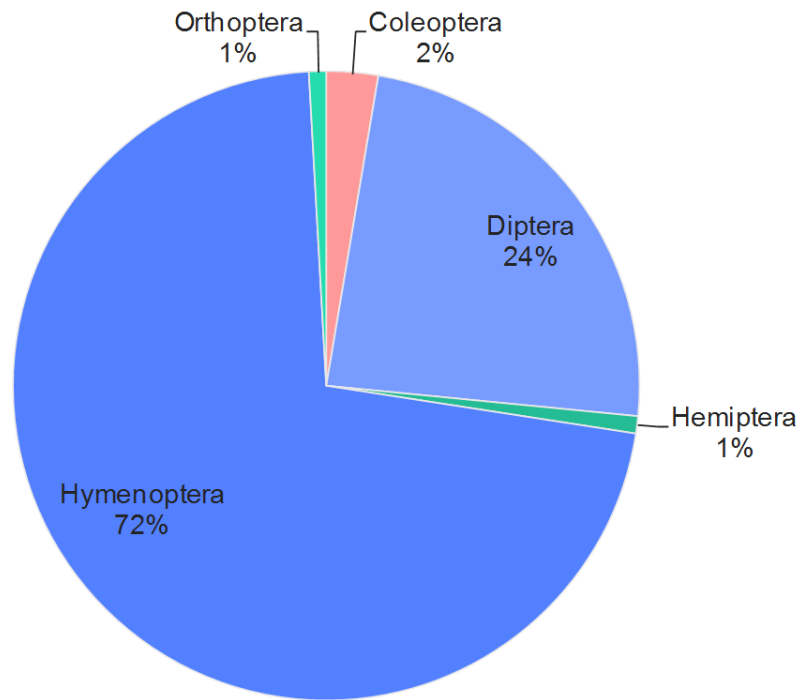


Figura 10. Representación porcentual de los órdenes de visitantes florales colectados durante seis meses (octubre 2013 - marzo 2014) en sitios de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos.

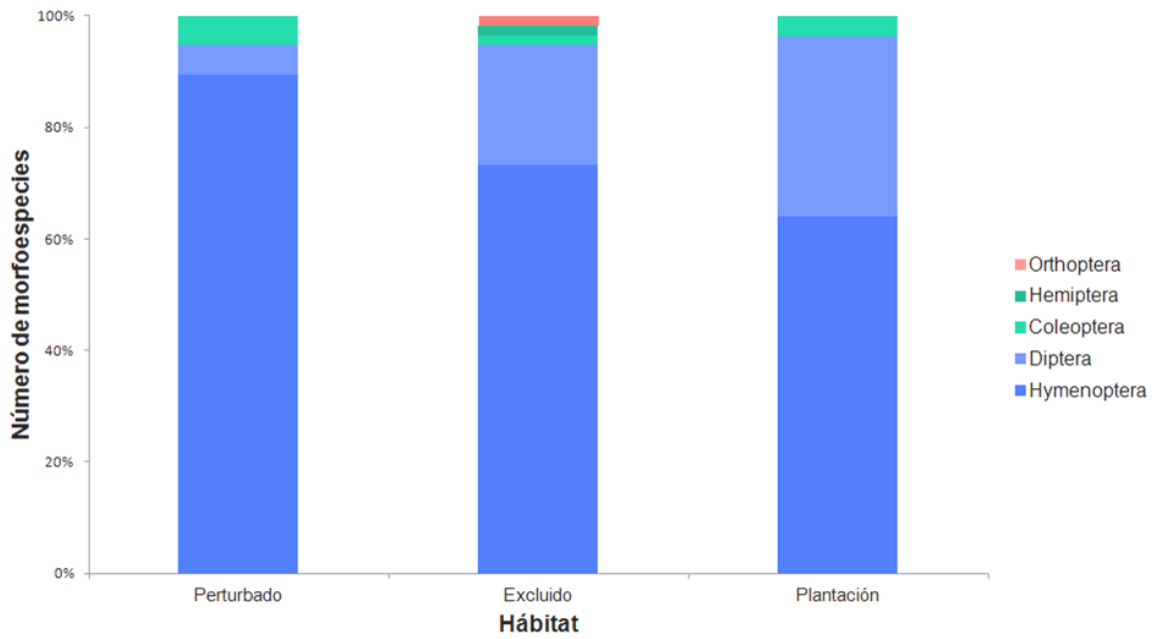


Figura 11. Porcentaje de visitantes florales registrados durante seis meses (octubre 2013-marzo 2014) por hábitat (perturbado, excluido y plantación) de restauración ecológica en Sierra de Huautla, Morelos.

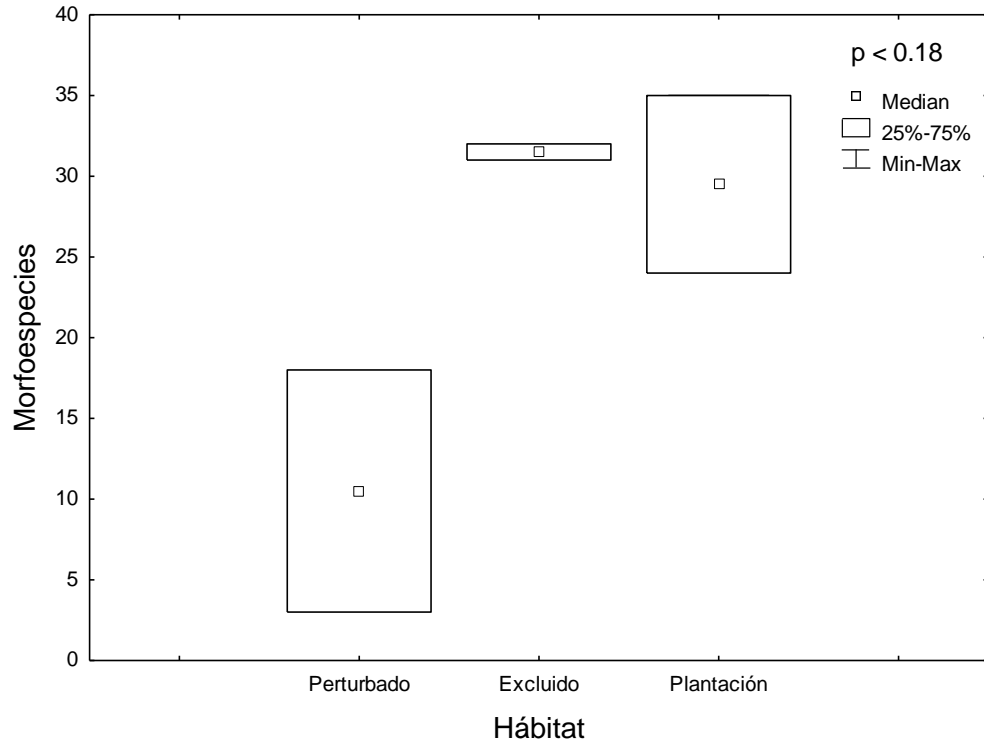


Figura 12. Riqueza de morfoespecies de insectos durante un periodo de colecta de seis meses (octubre-marzo) en tres hábitats diferentes (perturbado, excluido, plantación) de restauración ecológica experimental en Sierra de Huautla, Morelos.

Discusión

La reproducción de las plantas es un proceso funcional importante para conocer el éxito de la restauración ecológica. La finalidad de este estudio es obtener los conocimientos base en la reproducción de las plantas para las posteriores evaluaciones de procesos estructurales y funcionales dentro de estos sitios. Es por ello que se evaluaron los patrones fenológicos florales de los árboles así como la riqueza y densidad de las expresiones sexuales de los árboles y la riqueza de visitantes florales en hábitats con dos diferentes tratamientos en restauración (aprox. 7 años en experimentación), un hábitat perturbado y un hábitat más conservado. De acuerdo con la hipótesis, la comunidad de árboles presentó dos puntos con mayor número de especies en floración. El estudio proyectó un tercer punto contrario a lo esperado, en el mes de diciembre. Tal como se esperaba la densidad y riqueza de árboles con expresión sexual hermafrodita fue mayor que la expresión sexual monoica y dioica. Respecto a la diferencia entre los cuatro hábitats, la riqueza de árboles con expresión sexual hermafrodita fue mayor en el hábitat plantación y los hábitats perturbado y conservado tuvieron una riqueza semejante. Al contrario, de la densidad de árboles con expresión sexual hermafrodita que si presentó una tendencia en los sitios, el hábitat conservado presentaba más individuos que los hábitats en restauración y estos a su vez más que el perturbado. La riqueza y densidad de los árboles monoicos y dioicos no presentaron diferencias entre hábitats. Y por último, la riqueza de visitantes florales no presentó diferencias entre hábitats.

Fenología reproductiva de árboles

La época de lluvias para El Limón de Cuauchichinola en el estado de Morelos comienza a finales del mes de mayo y termina a finales del mes de octubre. El mayor número de especies en floración se presentó un poco antes de la época de lluvias que corresponde al mes de mayo y al término de la época de lluvias que corresponde al mes de octubre. Este patrón concuerda con estudios realizados en las selvas secas de Mudumalai, India (Murali & Sukumar, 1994) y Costa rica

(Frankie et al., 1974) en donde el periodo de floración con mayor número de especies son los meses que corresponden a la época seca tardía, pocas semanas antes de la época con mayor precipitación en el año. En la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala (Bullock & Solís-Magallanes, 1990) también se presentó este patrón además de un segundo punto máximo de floración en el mes de octubre. Este segundo punto destaca más por el número de individuos en floración y no por el número de especies difiriendo de nuestros resultados. El único estudio de fenología reproductiva realizado en la REBIOSH indica que el mayor punto de floración se presenta en el mes de marzo (De León-Ibarra, 2005) lo cual difiere de nuestros resultados, esto se puede deber a que el anterior estudio solo se realizó con árboles de frutos carnosos.

En el mes de diciembre (2013) se registró un punto máximo de floración, este mes pertenece a la época seca temprana. Nuestros resultados coinciden con un estudio sobre la floración en los boques secos neotropicales donde se analizaron muestras de herbario de 18 especies de árboles (Borchert, 1996). Catorce de las 18 especies florecieron durante la época seca, en varias especies la frecuencia de la floración incrementó durante la época seca temprana. En nuestros resultados los árboles que estuvieron en floración en el mes de diciembre fueron: *Acacia farnesiana*, *Ceiba aescualifolia*, *Conzattia multiflora*, *Heliocarpus pallidus*, *Ipomoea murucoides*, *Ipomoea pauciflora* y *Cascabela thevetioides*. La forma de dispersión de estas especies es anemocoria, es decir, sus semillas son dispersadas por viento (Martínez-Peréz, 2014). En Sierra de Huautla las especies leñosas presentan un incremento en su producción de semillas dispersadas por viento a la mitad de la época de secas (Nicolás-Medina, 2012). Las especies que florecieron en diciembre presentan su fructificación inmediatamente después, lo que explicaría la dispersión de sus semillas a mitad de la época de secas.

Adicionalmente a la caracterización de la floración, se obtuvo el registro de la fructificación de los árboles. Diciembre (2013) y octubre (2014) fueron los meses con mayor número de especies en fructificación, lo que corresponde a la época de

secas. El presente trabajo contrasta con el estudio del patrón de fructificación de árboles con frutos carnosos en la REBIOSH (De León-Ibarra, 2005), el cual registró un mayor número de especies, de individuos, y productividad de biomasa en la época de secas tardía (febrero-mayo). La lluvia de semillas puede ser evidencia del comportamiento fenológico floral y de fructificación de los árboles en esta selva estacional. En un periodo de tres años (2006-2009) se midió la riqueza y densidad de la lluvia de semillas en el hábitat excluido y de plantación, en donde el periodo con mayor riqueza fue del mes de noviembre al mes de abril (Martínez-Garza et al., 2011). Las semillas se dispersan en la época seca (Nicolás-Medina, 2012) y esperan la época de lluvias para aprovechar las condiciones para su establecimiento y germinación (Singh & Singh, 1992). Lo anterior podría estar relacionado con el periodo de floración de diciembre y el periodo de fructificación en la época de secas en el presente estudio. La fenología de fructificación sigue muy de cerca la fenología floral en las selvas secas (Singh & Singh, 1992) la mayoría de los árboles no presentó más de un mes o dos en floración, por lo que no se pudo observar la floración pero sí la fructificación, lo que sugiere un dato indirecto para conocer el comportamiento de las especies de árboles.

Los estudios de los patrones de fenología floral y de fructificación en su conjunto en los BTC resultan ser importantes por la corta permanencia de las flores y los frutos que es característico de este ecosistema. En los censos realizados, algunas especies de árboles solo registraron la presencia de frutos, pero no registramos flores, como en el caso de tres especies del género *Burseraceae* (*Bursera aloexylon*, *B. copallifera* y *B. lancifolia*). Esto probablemente se debió al tiempo entre cada censo (censos mensuales), por ello es importante realizar el registro de la fenología en periodos más cortos entre cada censo en este BTC.

El tipo de vegetación en el que se desarrolló este trabajo corresponde a una selva secundaria. Los estudios revisados de Mudumalai, India (Murali & Sukumar, 1994) y de la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala (Bullock & Solís-

Magallanes, 1990) se realizaron en zonas conservadas de selvas secas. El sitio de estudio en Costa Rica (Frankie et al., 1974) es una combinación de hábitats en los que figuran pastizal y un bosque secundario. Estos estudios junto con los resultados obtenidos en el presente trabajo tienen patrones fenológicos similares a pesar de ser en sitios contrastantes: sitios conservados y sitios de bosque secundario. Para el BTC no existen estudios que evalúen la fenología en estados sucesionales pero registros en el bosque tropical lluvioso encuentran evidencia de pocos cambios en el tiempo en la floración conforme a los estados sucesionales (Kang & Bawa, 2003). En el proceso sucesional secundario las especies que colonizan inmediatamente después de una perturbación son especies tempranas o pioneras (Smith & Smith, 2002). En sitios sucesionales es mayor el número de especies tempranas en floración que de especies tardías (Kang & Bawa, 2003). Por otra parte, en sitios muy perturbados es posible observar floraciones muy extensas en tiempo (hasta 6 meses en algunas especies) a diferencia de sitios conservados donde no es común observar floraciones tan longevas (Parra-Tabla & Bullock, 2002). Esta información nos hace inferir que los bosques secundarios con bajas densidades de plantas pero con tiempos de floración más longevos poseen patrones fenológicos similares a los sitios conservados con especies menos longevas en el tiempo de floración pero con una riqueza y densidad mayor.

Expresión sexual de árboles

Riqueza y densidad

La riqueza y densidad total de las expresiones sexuales de los árboles se presenta en distintos porcentajes. De todas las angiospermas en el mundo, las plantas que presentan hermafroditismo están mayormente representadas (90% del total) y el monoicismo y el dioicismo poseen un porcentaje pequeño (5% y 6% aproximadamente). En estudios realizados en los BTC en México, el dioicismo y el monoicismo son más frecuentes a lo esperado en base a las frecuencias de las angiospermas a nivel mundial. En un meta-análisis en los bosques estacionales secos en México el hermafroditismo se presenta en un 70% y el dioicismo y monoicismo en un 15% cada uno (Quesada et al., 2011). En la Reserva de la Biosfera de Chamela, Cuixmala, México, el hermafroditismo está presente en un 70% de todas las especies, el dioicismo en un 12.3% y el monoicismo 18% (Bullock, 1985). En este mismo estudio, los árboles hermafroditas están presentes en un 57.99 %, los árboles dioicos en un 23.9 % y los árboles monoicos en un 18%. En los resultados obtenidos en el presente estudio, la riqueza relativa de los árboles hermafroditas va de un 62% a un 69% de presencia, los dioicos de un 22% a un 28% y finalmente los árboles monoicos están presentes de un 6% a un 11%. Los resultados de este trabajo son lo esperado de forma general en los BTC de acuerdo al porcentaje de presencia de los tipos de expresión sexual.

Riqueza y densidad

Hermafroditismo

La riqueza absoluta de árboles con expresión sexual hermafrodita fue similar en los hábitats conservado, excluido y perturbado. El hábitat plantación fue el que presentó mayor riqueza de hermafroditas. Esto difiere con lo esperado ya que en sitios conservados se espera que a mayor riqueza de especies mayor riqueza de especies hermafroditas al contrario de sitios en perturbación o en restauración. La densidad de árboles con expresión sexual hermafrodita fue mayor en los sitios conservados que en los perturbados, como se esperaba. Por otro lado, los hábitats de restauración (excluido y plantación) presentaron tantos individuos hermafroditas como el hábitat conservado.

De forma general, el hermafroditismo es la expresión sexual con mayor presencia en los ecosistemas. En un estudio en un bosque caducifolio secundario de 60 años de edad en Venezuela se reporta que el 82% de las plantas son hermafroditas (Jaimes & Ramírez, 1999) a diferencia de las plantas monoicas (14%) y de las plantas dioicas (2%). En el bosque caducifolio en Venezuela no parece reducirse las especies hermafroditas a pesar de ser un bosque secundario. Sin embargo, el porcentaje de presencia del hermafroditismo puede depender del estado sucesional en el que se encuentre el ecosistema. Por ejemplo, en el bosque estacional seco de la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala en México se reporta una disminución en la frecuencia de las expresiones sexuales (hermafroditas, monoicos y dioico) en estados sucesionales (Quesada et al., 2011). Se reporta un total de 78 especies de árboles para el bosque maduro, para el estado sucesional de 8 a 12 años un total de 66 especies y para el estado sucesional de 3 a 5 años y el pastizal se reportan un total de 25 y 14 especies de árboles respectivamente. El estado sucesional de 3-5 años y el pastizal presentan menos de la mitad de las especies hermafroditas (~ 16 y 8 especies respectivamente) en comparación al bosque maduro y el estado sucesional de 8-12 años (~ 41 y 34 especies respectivamente). Otro ejemplo es el estudio realizado en un bosque seco tropical en Guanacaste, Costa Rica en donde la

riqueza y densidad de árboles fue diferente en cada estado sucesional (Hilje et al., 2015). La riqueza y densidad de árboles hermafroditas que se presentó en el estado sucesional temprano (21 años) fue de 30 especies y 307 individuos, en el estado sucesional intermedio (32 años) fue de 69 especies y 290 individuos y el estado sucesional tardío (90 años) presentó 57 especies y 419 individuos. El número de árboles hermafroditas fue diferente en los estado sucesional en los dos estudios revisados. De forma general, en los bosques sucesionales secos la riqueza y diversidad de árboles aumenta de forma progresiva en estados sucesionales de tempranos a tardíos (Kennard, 2002). Sin embargo, en el presente estudio no se cumple esa premisa, la riqueza de árboles hermafroditas solo fue diferente en el hábitat plantación. Lo anterior puede estar atribuido a las 20 especies de árboles plantados en el inicio del proyecto de restauración experimental (Martínez-Garza, 2008). De las 20 especies nativas plantadas al inicio del proyecto de restauración 12 fueron hermafroditas. El 45% de las especies plantadas no se encuentra en ningún otro hábitat más que en el hábitat plantación (ver anexo 1). Las 20 especies son sucesionales tardías que fueron plantadas en sitios sucesionales tempranos creando una composición vegetal que la sucesión natural tardaría ~100 años en alcanzar (Martínez-Garza, 2008).

La densidad de árboles con expresión sexual hermafrodita fue mayor en el hábitat conservado que en el perturbado y los hábitats en restauración (excluido y plantación) no tienen diferencia alguna con el hábitat conservado o perturbado. A diferencia de la riqueza, la densidad no fue afectada por las plantaciones que se introdujeron al inicio del proyecto. En el 2006 se plantaron un total de 1785 árboles y para el censo del 2014, la sobrevivencia va desde 0% (*Mastichodendrom capiri*) hasta un 69% (Tabla 2). El hábitat conservado aun sigue siendo el punto de referencia para el establecimiento del éxito de los hábitats en restauración (excluido y plantación). El hábitat conservado se sabe que no ha sido deforestado y la poca perturbación que existe es por la ocasional extracción de madera muerta y entrada de ganado.

Adicionalmente, se realizó un análisis de composición para conocer la similitud de especies que existe entre cada uno de los sitios. Para el análisis de composición de los árboles hermafroditas observamos que los tres sitios del hábitat perturbado (P1, P2 y P3) y dos sitios del hábitat excluido (Ex3 y Ex4) presentan una mayor similitud entre ellos. Estos sitios son muy parecidos entre sí, a diferencia de los tres sitios del hábitat conservado (C1, C2 y C3) que permanecen agrupados pero se encuentran con una mayor distancia de ligamiento. Este análisis nos indica que la composición de especies hermafroditas es muy diferente en sitios del hábitat perturbado, excluido y plantación comparados con los sitios del hábitat conservado. Lo anterior nos podría indicar que la composición de los sitios en restauración no está cerca de poseer una composición como los sitios conservados (Anexo 4).

Monoicismo

La riqueza y densidad de árboles con expresión sexual monoica fueron similares en todos los hábitats al contrario de lo que se esperaba. En el bosque secundario en Venezuela (antes mencionado) se registró un 14% de plantas monoicas (Jaimes & Ramírez, 1999). De acuerdo a la hipótesis, se esperó un aumento progresivo en la riqueza y densidad de árboles de estados sucesionales tempranos (hábitat perturbado y excluido) a estados sucesionales tardíos (hábitat plantación y conservado). Esto puede estar determinado porque solo 4 especies de las que se encuentran en los hábitats son monoicas. En el estudio realizado en un bosque estacional seco en la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala, México (Quesada et al., 2011) el porcentaje de especies de plantas monoicas muestra el mismo patrón que se presenta con las especies hermafroditas. El estado sucesional tardío (8-12 años) y el bosque maduro presentan más del doble de especies (~17 y 16 especies respectivamente) a comparación del estado sucesional temprano (3-5 años) y el pastizal (~5 y 6 especies respectivamente). Al inicio del proyecto, en el 2006, solo se plantó un árbol monoico *Swietenia humilis* (sobrevivencia 7%) por lo que no influye en la riqueza y densidad en el hábitat

plantación. La riqueza y densidad de árboles con expresión sexual monoica no ha sido afectada por la perturbación.

La composición en cada uno de los sitios de los árboles monoicos presenta una única agrupación de los sitios del hábitat conservado (C2 y C3). Este análisis asume que la composición de las especies monoicas es muy distinta entre todos los sitios de los cuatro hábitats. Este resultado podría estar influenciado por la presencia de solo cinco especies de árboles monoicos (Anexo 5).

Dioicismo

Contrario a la hipótesis planteada, la riqueza y densidad absoluta de árboles con expresión sexual dioica fue similar en todos los hábitats. En el bosque secundario de Venezuela las especies dioicas solo están presentes en un 2% (Jaimes & Ramírez, 1999), el porcentaje del dioicismo es bajo a comparación de los sitios conservados (15%, Quesada et al., 2011; 12.3%, Bullock, 1985). El porcentaje de especies dioicas tiende a aumentar conforme avanza el estado sucesional del ecosistema. En el estudio en Chamela-Cuixmala, México (Quesada et al., 2011), el dioicismo se presenta en los estados sucesionales de 3-5 años y 8-12 años con aproximadamente 4 y 15 especies respectivamente y en el bosque maduro con aproximadamente 21 especies, y finalmente para el pastizal no existe registro de especies dioicas. En el estudio de estados sucesionales en Guanacaste, Costa Rica se nota una baja riqueza de especies dioicas en el estado sucesional temprano (33 especies) a comparación de el estado sucesional intermedio y tardío (72 y 61 especies respectivamente). En el presente trabajo, el dioicismo no desaparece en el hábitat perturbado y no existe una diferencia entre los hábitats, como en los estudios revisados. Esta diferencia puede deberse a las características entre los hábitats (pastizal-perturbado). El hábitat perturbado posee una riqueza mínima de árboles pero las densidades son bajas a diferencia de los pastizales que son deforestados totalmente para actividades agrícolas o ganaderas. Probablemente la identidad de las especies sea otra de las razones por las cuales no existe una marcada diferencia entre los hábitats. Por ejemplo, todas las especies reportadas como dioicas en este trabajo poseen algún uso por las comunidades de Sierra de Huautla y el 50% de ellas son de gran importancia por su diversidad y frecuencia de uso (Maldonado, 1997). La conservación del patrimonio etnobiológico de Huautla se vuelve esencial para la vida cotidiana de los pobladores.

De las 20 especies que se plantaron al inicio del proyecto de sucesión experimental en el cual se desarrolla este trabajo solo cinco de ellas tienen

expresión sexual dioica. Dos de ellas se encuentran únicamente en el hábitat plantación (ver anexo 2) lo cual no parece marcar una diferencia entre los hábitats.

El análisis de composición para los árboles dioicos presentó un agrupamiento de dos sitios perturbados (Pe1 y Pe3) con las distancias más cortas de ligamiento junto con otros dos sitios excluidos (Ex2 y E4). Los sitios perturbados y excluidos poseen una composición de árboles dioicos similar (Anexo 6). Los sitios de los hábitats plantación y conservados no presentan un agrupamiento y no es posible especificar si los sitios pueden tener una composición similar o si los sitios perturbados y excluidos están cerca de poseer una misma composición.

Visitantes florales

La riqueza de visitantes florales (morfoespecies) fue igual en los tres hábitats (perturbado, excluido y plantación) contrario de lo que se esperaba. Existe una tendencia a la disminución de riqueza de morfoespecies del hábitat plantación al hábitat perturbado pero esta no fue significativa. De forma general se sabe que la perturbación y consecuentemente la fragmentación afecta negativamente las poblaciones de polinizadores (Quesada, 2012; Coro Arizmendi, 2009; Murcia, 1996) En un estudio en el bosque subtropical seco en Argentina se registró la disminución de la riqueza y frecuencia de insectos polinizadores conforme disminuía el tamaño del fragmento (Aizen & Feinsinger, 1994). Contrario a estos resultados, en diferentes estudios la riqueza de insectos no varió en relación al tamaño del fragmento (Donaldson *et al.*, 2002), o la edad de sitios restaurados (10 y 20 años) frente a conservados (100 años; Forup & Memmott, 2005) o en remanentes de hábitat frente a sitios con 6 años de restauración (Williams, 2011). En este trabajo la riqueza de insectos en cada uno de los hábitats no presentó diferencias.

En este mismo proyecto de restauración se han realizado estudios para denotar las diferencias entre los hábitats en cuanto a la riqueza y abundancia de artrópodos. A diferencia de los resultados obtenidos en el presente estudio, en el 2010 la riqueza de larvas de lepidópteros fue mayor en los hábitats plantación y excluido que en el hábitat perturbado ($F_{(2,16)}=27.65$, $p < 0.00001$; Juan-Baeza, 2013). Estas diferencias no se observaron en la riqueza ($F_{(2, 6)}=0.55$, $P > 0.60$) y la abundancia ($F_{(2, 6)}=1.90$, $P > 0.22$) de arañas errantes en el 2012-2013 (Rivas-Herrera, 2015). De igual forma, la riqueza ($F=0.46$, $p = 0.75$) y abundancia ($F= 1.55$ y $p = 0.28$) de lepidópteros nocturnos en el 2013 presentaron una similitud entre todos los hábitats (Santana-Huicochea, 2014). Estos estudios nos dan una referencia de cómo se encuentran los hábitats en restauración pero aun no es muy claro si estos hábitats experimentales (excluido y plantación) afectan o no la riqueza y abundancia de insectos o artrópodos.

En la mayoría de los estudios de insectos como visitantes florales o polinizadores, el orden Hymenoptera posee un papel importante por su alto porcentaje de presencia a diferencia de otros órdenes de insectos. En un bosque estacional semideciduo en Brasil se evaluó la diversidad de insectos visitantes florales en dos sitios con aproximadamente 10 y 5 años en restauración (Fragoso & Varanda, 2011). Los insectos colectados se presentan en cinco órdenes: Hymenoptera, Diptera, Lepidoptera, Coleoptera y Hemiptera. El orden que tuvo mayor número de especies fue Hymenoptera (Fragoso & Varanda, 2011). El presente estudio no fue la excepción, el orden Hymenoptera posee el 72% de los insectos colectados en 6 meses, seguido del orden Diptera, Coleoptera, Hemiptera y Orthoptera. En todos los hábitats el orden Himenóptera tuvo el mayor porcentaje de presencia pero el orden Díptera difirió en los hábitats. Para el hábitat perturbado, los dípteros están presentes un 5 % y para los hábitats excluido y plantación están presentes un 21% y 32% respectivamente. Se ha documentado que los dípteros son más comunes en los hábitats húmedos y disminuyen en las zonas con baja precipitación (Devoto *et al.*, 2005). Es probable que los hábitats en restauración (excluido y plantación) poseen un microclima distinto al hábitat perturbado para los dípteros.

Implicaciones para la Restauración Ecológica

- En este proyecto sugerimos que las características reproductivas de las plantas (auto-incompatibilidad y expresión sexual) sean tomadas en cuenta para la complementación de proyectos experimentales de restauración y así abarcar de una forma más integral la biología de las plantas (árboles).
- La marcada estacionalidad de los BTC es de suma importancia en el conocimiento de los periodos de floración en las plantas. Por lo que se sugieren censos más extenso y con visitas continuas para tomar en cuenta a las especies con periodos cortos de floración y fructificación.
- La perturbación no afecto la riqueza y densidad de expresiones sexuales. La expresión sexual de los árboles fue evaluada solo en forma bibliográfica por lo cual se sugiere la evaluación de la expresión sexual y de la auto-incompatibilidad de las poblaciones de cada uno de las especies de árboles para conocer el comportamiento de su reproducción a nivel comunidad.
- La riqueza de visitantes florales es similar en los tres hábitats censados, no se muestra que la perturbación sea una afectación. Por lo anterior se sugieren muestreos más extensos en espacio y tiempo para conocer el comportamiento de los insectos en los cuatro hábitats (perturbado, excluido, plantación y conservado) y conocer la riqueza por época del año (época seca y época lluviosa).
- Adicionalmente sugerimos estudios de redes tróficas. Estudios donde se asevere que los insectos se están comportando como polinizadores y cuáles son las plantas que están polinizando.

Conclusiones

- En el BTC de Sierra de Huautla, Morelos, los periodos con mayor número de especies en floración corresponden al mes previo a la época de lluvias (mayo) y al mes posterior de la época de lluvias (octubre).
- El tercer periodo de floración de los árboles se presentó en la época seca temprana, justo en el mes de diciembre.
- La riqueza y densidad absolutas de los árboles con expresión sexual hermafrodita fue diferente entre hábitats.
- Los cuatro hábitats poseen una proporción similar del monoicismo y del dioicismo lo que sugiere que en esta localidad, la perturbación no ha afectado la riqueza absoluta y densidad absoluta de estas dos expresiones sexuales.
- El hábitat excluido y el hábitat plantación presentan mayor riqueza de visitantes florales que el hábitat perturbado, aunque es preciso resaltar que no ha sido significativa.
- Los órdenes con mayor número de morfoespecies de visitantes florales fueron: Hymenoptera y Diptera.

Literatura citada

- Abarca, C. A., & López, A. (2000). La estimación de la endogamia y la relación entre la tasa de fecundación cruzada y los sistemas reproductivos en plantas con flores: una interpretación de su significado evolutivo, 183–214pp.
- Abarca García, C. A., Cuevas García, E., & Domínguez, C. A. (2010). ¿Es la evolución de la dioecia un callejón sin salida? *Ciencias*, 99, 10–13pp.
- Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., & Aizen, M. A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, 9(8), 968–980. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00927.x>
- Aizen, M. A., & Feinsinger, P. (1994). Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75(2), 330–351.
- Aizen, M. A., & Feinsinger, P. (1994). Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine “Chaco Serrano.” *Ecological Applications*, 4(2), 378–392. <http://doi.org/10.2307/1941941>
- Alvarado-Cárdenas, L. (2004). Fascículo 38. Apocynaceae. *Flora Del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*, 1–57.
- Andrade M., G., Grether, R., Hernández, H. M., Medina-Lemos, R., Rico, L., & Sousa S., M. (2012). Fascículo 109. Mimosaceae. *Flora Del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*, 109, 1–75.
- Arriaga, L., Espinoza, C., Aguilar, E., Martínez, L., Gómez, L., & Loa, E. (2000). Regiones Terrestres Prioritarias de México. México: CONABIO.
- Ayestarán-Hernández, L. M. (2004). *Ecología de la polonización y fenología reproductiva de Ipomoea pauciflora en la selva baja caducifolia de Sierra de Huautla, Morelos*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Barrett, S. C. H., & Hough, J. (2012). Sexual dimorphism in flowering plants. *Journal of Experimental Botany*, 63(2), 695–709. <http://doi.org/10.1093/jxb/err313>
- Bawa, K. S., Ashton, P. S., Primack, R. B., Terborgh, J., Nor, S. M., Ng, F. S. P., & Hadley, M. (1989). *Reproductive ecology of tropical forest plants. Research insights and management implications*.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., ... Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science (New York, N.Y.)*, 313(5785), 351–4. <http://doi.org/10.1126/science.1127863>
- Borchert, R. (1996). Phenology and flowering periodicity of Neotropical dry forest species: evidence from herbarium collections. *Journal of Tropical Ecology*, 12(01), 65. <http://doi.org/10.1017/S0266467400009317>

- Brown, S., & Lugo, A. E. (1990). Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6(1), 1–32.
- Bullock, S. H. (1985). Breeding Systems in the Flora of a Tropical Deciduous Forest in Mexico. *Biotropica*, 17(4), 287–301.
- Bullock, S. H. (1994). Wind Pollination of Neotropical Dioecious Trees. *BIOTROPICA*, 26(2), 172–179. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2388806>
- Bullock, S. H., Mooney, H. A., & Medina, E. (1995). *SEASONALLY DRY TROPICAL FORESTS*.
- Bullock, S. H., & Solís-Magallanes, J. A. (1990). Phenology of Canopy Trees of a Tropical Deciduous Forest in Mexico. *BIOTROPICA*, 22(1), 22–35. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2388716>
- Carranza, E. (2007). Familia Convolvulaceae. Fascículo 151. *Flora Del Bajío Y de Regiones Adyacentes*.
- Ceccon, E. (2013). *Restauración en bosques tropicales: Fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*. (primera). México.
- Ceccon, E., Huante, P., & Rincón, E. (2006). Abiotic factors influencing tropical dry regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(2), 305–312.
- Connell, J. H., & Slatyer, R. O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *The American Naturalist*, 111(982), 1119–1144. <http://doi.org/10.1086/283241>
- Coro Arizmendi, M. (2009). La crisis de los polinizadores. *CONABIO. Biodiversitas*.
- Covington, W. W. (2000). Helping western forests heal. *Nature*, 408(6809), 135–136. <http://doi.org/10.1038/35041641>
- De la O-Toris, J. (2009). *Efecto de la ganadería extensiva en el estrato herbáceo de la selva baja caducifolia en El Limón de Cuauchichinola , Sierra de Huautla , Morelos , México*.
- De la O-Toris, J., Maldonado, B., & Martínez-Garza, C. (2012). Efecto de la perturbación en la comunidad de herbáceas nativas y ruderales de una selva estacional mexicana. *Botanical Sciences*, 90(4), 469–480.
- De León-Ibarra, M. A. (2005). *Fenología de especies de plantas con frutos carnosos y disponibilidad espacial y temporal de este recurso en la reserva de la Biosfera Sierra de Huautla: Implicaciones para los vertebrados*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

- Devoto, M., Medan, D., & Montaldo, N. H. (2005). Patterns of interaction between plants and pollinators along an environmental gradient. *Oikos*, 109(November 2004), 461–472.
- Donaldson, J., Nänni, I., Zachariades, C., & Kemper, J. (2002). Effects of habitat fragmentation on pollinator diversity and plant reproductive success in renosterveld shrublands of South Africa. *Conservation Biology*, 16(5), 1267–1276. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.99515.x>
- Dorado, O., Arias, D. M., Ramírez, R., & Sousa, M. (2005). *Leguminosas de la Sierra de Huautla. Imágenes y descripciones* (CEAMISH-UA). Cuernavaca, Morelos, México: CONABIO.
- Dorado, O., Maldonado, B., Arias, D. M., Sorani, V., Ramirez, R., Leyva, E., & Valenzuela, D. (2005). *Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, México*. (CONANP, Ed.). México.
- Dorado-Ramírez, O. R. (2001). *Sierra de Huautla-Cerro Frío, Morelos: Proyecto de reserva de la biosfera*. México, D. F.
- Eguiarte, L. E., Nuñez-Farfán, J., Domínguez, C., & Cordero, C. (1992, November). Biología evolutiva de la reproducción en plantas. *Ciencias*, 69–86.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265–280. <http://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Forup, M. L., Henson, K. S. E., Craze, P. G., & Memmott, J. (2008). The restoration of ecological interactions: plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 742–752. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01390.x>
- Forup, M. L., & Memmott, J. (2005). The Restoration of Plant – Pollinator Interactions in Hay Meadows. *Restoration Ecology*, 13(2), 265–274. <http://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00034.x>
- Fragoso, F., & Varanda, E. (2011). Flower-visiting insects of five tree species in a restored area of semideciduous seasonal forest. *Neotropical Entomology*, 40(4), 431–435. <http://doi.org/10.1590/S1519-566X2011000400003>
- Frankie, G. W., Baker, H. G., & Opler, P. A. (1974). Comparative Phenological Studies of Trees in Tropical Wet and Dry Forests in the Lowlands of Costa Rica. *The Journal of Ecology*, 62(3), 881–919. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2258961>

- Fuchs, E. J., Lobo, J. A., & Quesada, M. (2003). Effects of Forest Fragmentation and Flowering Phenology on the Reproductive Success and Mating Patterns of the Tropical Dry Forest Tree *Pachira quinata*. *Conservation Biology*, 17(1), 149–157.
- Germán-Ramírez, M. T. (2005). Fascículo 42. Meliaceae. *Flora Del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*. México, D. F.: Instituto de Biología. UNAM.
- Golubov, J., & Mandujano, M. C. (2009). ¿Por qué los polinizadores visitan a las flores? *Casa Del Tiempo*, 21, 39–41.
- González-Villarreal, L. M. (1986). Contribución al conocimiento del genero *Quercus* (Fagaceae) en el estado de Jalisco. México: Instituto de Botánica. Universidad de Guadalajara.
- Grether, R., Martínez-Bernal, A., Luckow, M., & Zárate, S. (2006). Fascículo 44. Mimosaceae. Tribu Momiseae. *Flora Del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*, 44, 1–108.
- Hilje, B., Calvo-alvarado, J., Jiménez-Rodríguez, C., & Sánchez-Azofeifa, A. (2015). Tree species composition, breeding systems, and pollination and dispersal syndromes in three forest successional stages in a tropical dry forest in Mesoamerica. *Tropical Conservation Science*, 8(1), 76–94.
- Jaimes, I., & Ramírez, N. (1999). Breeding systems in a secondary deciduous forest in Venezuela: The importance of life form, habitat, and pollination specificity. *Plant Systematics and Evolution*, 215, 23–36.
- Jiménez-Sierra, C. L. (2010). La sexualidad en las plantas. *Revista Digital Universitaria*, 11(8), 1–11. Retrieved from <http://www.revista.unam.mx/vol.11/num8/art75/index.html>
- Juan-Baeza, I. B. (2013). *Efecto de tratamientos de restauración ecológica sobre la herbivoría y la comunidad de lepidópteros en dos árboles pioneros de una selva estacional de México*.
- Kang, H., & Bawa, K. S. (2003). Effects of successional status, habit, sexual systems, and pollinators on flowering patterns in tropical rain forest trees. *American Journal of Botany*, 90(6), 865–876. <http://doi.org/10.3732/ajb.90.6.865>
- Kennard, D. K. (2002). Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 18(01), 53–66. <http://doi.org/10.1017/S0266467402002031>
- 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, 197–208. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00506-0](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00506-0)
- León-Velasco, M. E. (2005). *Catálogo de las especies útiles de la familia Malpighiaceae en el Estado de México y zonas aledañas*. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Martínez-Garza, C. (2008). *Impacto de procesos de sucesión natural y experimental en el mantenimiento de la biodiversidad del bosque tropical caducifolio*. México.
- Martínez-Garza, C., Osorio-Beristain, M., Valenzuela-Galván, D., & Nicolás-Medina, A. (2011). Intra and inter-annual variation in seed rain in a secondary dry tropical forest excluded from chronic disturbance. *Forest Ecology and Management*, 262(12), 2207–2218. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.013>
- Martínez-Gordillo, M., Jiménez-Ramírez, J., Cruz-Durán, R., Juárez-Arriaga, E., García, R., Cervantes, A., & Mejía-Hernández, R. (2002). Los géneros de la familia Euphorbiaceae en México. *Anales Del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 73(2), 155–281.
- Martínez-Peréz, A. (2014). *Efecto de los tratamientos de restauración ecológica en la regeneración de avanzada en la selva baja caducifolia de la Sierra de Huautla, Morelos, México*. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.
- Medina-Gaud, S. (1977). Manual de Procedimientos para Colectar, Preservar y Montar Insectos y Otros Artrópodos. Puerto Rico: Universidad de Puerto Rico.
- Medina-Lemos, R. (2000). Fascículo 30. Julianiaceae. *Flora Del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*. México, D. F.: Instituto de Biología, UNAM.
- Medina-Lemos, R. (2008). Fascículo 66. Burseraceae. *Flora Del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*, 1–76.
- Medina-Lemos, R., & Fonseca, R. M. (2009). Fascículo 71. Anacardiaceae. *Flora Del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*, 1–54.
- Morón, M. Á., & Terrón, R. A. (1988). *Entomología práctica* (Instituto). México, D. F.: 22.
- Murali, K. S., & Sukumar, R. (1994). Reproductive phenology of a tropical dry forest in Mudumalai, southern India. *Journal of Ecology*, 82(4), 759–767. <http://doi.org/10.2307/2261441>
- Murphy, P. G., & Lugo, a E. (1986). Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17(1), 67–88. <http://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>
- Nicolás-Medina, A. J. (2012). *LLUVIA DE SEMILLAS EN UN BOSQUE TROPICAL EN EL CENTRO DE MÉXICO*. Tesis.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?, 120, 321–326. <http://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Orwa, C., Mutua, A., Kindt, R., Jamnadass, R., & Anthony, S. (2009). Swietenia humilis Zucc. Meliaceae. Retrieved from <http://www.worldagroforestry.org/sites/treedbs/treedatabases.asp>

- Pagaza-Calderón, E. M., & Fernández-Nava, R. (2004). La familia Bombacaceae en la cuenca del río balsas, México. *Polibotánica*, 17, 71–102.
- Palacios, E. (2006). Ficha técnica de *Mastichodendron capiri*. México: Instituto de Historia Natural y Ecología. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W008.
- Pennington, T.D. & J. Sarukhán. 2005. *Jacararia mexicana*. En: Árboles tropicales de México. Manual para identificación de las principales especies. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económico. 2ª. ed. México, D.F.
- Pennington, T.D. & J. Sarukhán. 2005. *Leucaena leucocephala subsp. glabrata*. En: Árboles tropicales de México. Manual para identificación de las principales especies. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económico. 2ª. ed. México, D.F.
- Peña-Jiménez, A., & Neyra-González, L. (1998). Manejo de los recursos naturales Amenazas a la Biodiversidad. In CONABIO (Ed.), *La diversidad biológica de México: Estudio de país*.
- Pérez-Calix, E., & Carranza-Gonzalez, E. (1999). Fascículo 75. Ulmaceae. *Flora Del Bajío Y de Regiones Adyacentes*, 30.
- Pérez-Caliz, E. (2009). Fascículo 160. Tiliaceae. *Flora Del Bajío Y de Regiones Adyacentes*, 1–50.
- Quesada, M., Rosas, F., Aguilar, R., Ashworth, L., Rosas-Gerrero, V. M., Sayago, R., ... Sánchez-Montoya, G. (2011). Human impacts on pollination, reproduction and breeding systems in tropical forest plants. In R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, & G. Ceballos (Eds.), *Seasonally dry tropical forests. Ecology and conservation* (pp. 173–194). USA: Islandpress. <http://doi.org/10.1017/CBO9780511753398>
- Renner, S. S., & Ricklefs, R. E. (1995). DIOECY AND ITS CORRELATES IN THE FLOWERING PLANTS. *American Journal of Botany*, 82(5), 596–606.
- Rico-Arce, L., & Rodríguez, A. (1998). Fascículo 20. Mimosaceae R. Br. Tribu Acacieae. *Flora Del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*, 1–37.
- Rivas-Alonso, E. (2015). *Lluvia de semillas en un gradiente sucesional con énfasis en dispersión por murcielagos del bosque tropical caducifolio de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla en Morelos, México*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Rivas-Herrera, C. I. (2015). *Araneofauna errante (ARACHNIDA: ARANEAE) en tratamientos de restauración ecológica en la selva estacional de sierra de huautla, México*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Rosas-Guerrero, V. M. (2005). *Efectos de la perturbación del hábitat sobre la actividad polinizadora y éxito reproductivo de Ceiba grandifolia en una selva baja caducifolia*.

- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1ra. Edici). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <http://doi.org/10.2307/1219727>
- Rzedowski, J., & Calderón, G. (1993). Fascículo 22. Bignoniaceae. *Flora Del Bajío Y de Regiones Adyacentes, Fascículo*, 1313–1325.
- Rzedowski, J., & Guevara-Féfer, F. (1992). Fascículo 3. Burseraceae. *Flora Del Bajío Y de Regiones Adyacentes*, 1–46.
- Santana-Huicochea, G. (2014). *Lepidópteros nocturno indicadores de sucesión ecológica avanzada en selva baja caducifolia del estado de Morelos*. México.
- Schaik, C. P. Van, Terborgh, J. W., & Wright, S. J. (2011). THE PHENOLOGY OF TROPICAL FORESTS: Adaptive for and Consequences Significance Consumers * Primary, *24*(1993), 353–377.
- SER. (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. *Society for Ecological Restoration International*, 1–15.
- SER. (2006). *Foundations of restoration ecology*. (D. A. Falk, M. A. Palmer, & J. B. Zedler, Eds.). Washington, D.C. USA.
- Singh, J. S., & Singh, V. K. (1992). Phenology of seasonally dry tropical forest. *Current Science*, *63*(11), 684–689.
- Smith, J., Sabogal, C., De Jong, W., & Kaimowitz, D. (1997). Bosques secundarios como recurso para el desarrollo rural y la conservación ambiental en los trópicos de America Latina. *Center for International Forestry Research (CIFOR)*, *62*(13), 1–31.
- Solano E. y Ayala M.M. 2008. Polygonaceae. Fascículo 63:1–22. En: Kelly L.M., Ochoterena H. y Medina-Lemos R. Eds. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Universidad Nacional Autónoma de México. http://www.ibiologia.unam.mx/barra/publicaciones/floras_tehuacan/F63_Poly.pdf
- Soto-Estrada, C. (2004). Fascículo 40. Crotalariaeae. *Flora Del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*, 23.
- Sousa, W. P. (1984). The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *15*, 353–391. <http://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002033>
- Trejo, I., & Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico, *94*, 133–142.
- Trejo, I., & Hernández, J. (1996). Identificación de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite. *Investigaciones Geográficas*. México: UNAM. Retrieved from http://www.igeograf.unam.mx/web/sigg/publicaciones/inves_geo/boletin.php?cual_boletin=-5

- UNIBIO. Instituto de Biología. "Bursera bicolor - IBUNAM:MEXU:OAX524897". UNIBIO: Colecciones Biológicas. 2011-08-12. Universidad Nacional Autónoma de México. Consultada en: 2013-8-1. Disponible en: <<http://unibio.unam.mx/collections/specimens/urn/IBUNAM:MEXU:OAX524897>>
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research*, 17(2), 229–239. <http://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00482.x>
- Vílchez, B., & Chazdon, R. (2008). Fenología reproductiva de las especies del dosel en bosques secundarios y primarios de la región Huetar Norte de Costa Rica y su influencia en la regeneración vegetal. *Revista Forestal*, 4(10), 1–18.
- Williams, N. M. (2011). Restoration of Nontarget Species: Bee Communities and Pollination Function in Riparian Forests. *Restoration Ecology*, 19(4), 450–459. <http://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00707.x>
- Willmann, D., Schmidt, E.-M., Heinrich, M., & Rimpler, H. (2000). Fascículo 27. Verbenaceae. México: Instituto de Biología, UNAM.
- Willmer, P. (2011). Why pollination is interesting. In *Pollination and floral ecology* (pp. 3–10). Princeton University Press.

Anexo 1. Fenología reproductiva de 24 especies de árboles presentes en la selva baja caducifolia de El limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos. En el cuadro se muestra la presencia de flores (sombreado azul) y frutos (sombreado verde) durante un año a partir del mes de noviembre de 2013 al mes de octubre de 2014. Dentro de las celdas se encuentra el número de individuos censados en floración y fructificación en el mes.

Especie	Fenología reproductiva																							
	Floración												Fructificación											
	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct
Acacia cochliacantha						1	5	23				2								1	1			17
Acacia farnesiana		1										3		1										1
Bursera sp.							2																	
Bursera aloexylon																								1
Bursera bicolor							1																	1
Bursera copallifera																		1			3	3		7
Bursera lancifolia																						1		
Ceiba aescualifolia		2												2	2		1							
Conzattia multiflora		1					1							1						1				
Euphorbiaceae schlechtendali	1			14	11	11											22	22						
Guazuma ulmifolia								1															1	
Heliocarpus pallidus	1	3									2	10		3	1									
Hematoxylum brasiletto				1	1	1											1		1					
Ipomoea murucoides	1	2												2										
Ipomoea pauciflora	2	7												7	2		1							
Lysiloma divaricata									1			1											2	6
Malpighia mexicana								1	1												1	2	1	
Mimosa benthamii			2	1					12	3	1				1							1	3	2

Continuación...

Especie	Fenología reproductiva																							
	Floración												Fructificación											
	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct
Randia echinocarpa						8	2											1	6		4		5	
Sapium macrocarpum						2													5	1	3	1	2	
Sapium nitidum																			1					
Spondia purpurea					1											1	1	2						
Thevetia thevetioides		1	1			2	1	2	3			1		1						2	2	2	2	
Thriquilia hirta																							1	
Vitex mollis						1											1	1	1					
Núm. de especies	4	7	2	3	3	5	7	5	4	1	2	5	0	7	4	0	5	3	5	6	4	6	8	11

Anexo 2. Base de datos de árboles presentes en la selva baja caducifolia de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos. Se muestra las expresiones sexuales: hermafrodita (H), monoico (M), dioico (D), andromonoico (A), poligamodioico (P), ginodioico (G); en cuatro hábitats diferentes, conservado (C), excluido de ganado con plantaciones (EP), excluido de ganado sin plantaciones (E) y perturbado (P). Las 20 especies en color gris son las especies plantadas en los sitios EP.

Familia	Especie	Expresión sexual	Fenología reproductiva		Hábitat				Fuente
			Floración	Fructificación	C	EP	E	P	
Anacardiaceae	<i>Amphipterigium adstringens</i>	D	May-Jul	Jun-Feb	*		*	*	Medina-Lemos, 2000
	<i>Pseudosmodingium perniciosum</i>	D / P	~	~	*				Medina-Lemos & Fonseca, 2009
	<i>Spondias purpurea</i>	D	Dic-Mar	Mar-May	*	*	*	*	Bullock, 1994; De León-Ibarra, 2005
Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i>	H	Mar-Sep	Ago/Oct/Abr	*			*	Alvarado-Cárdenas, 2004
	<i>Stemmadenia bella</i>	H	May-Sep	Sep-Ene					Alvarado-Cárdenas, 2004; De León-Ibarra, 2005
	<i>Cascabela thevetioides</i>	H	Mar-Ago / Oct-Nov	Sep-Nov	*	*	*		Alvarado-Cárdenas, 2004
Bignoniaceae	<i>Astianthus viminalis</i>	H	Feb-Jul	Jul-Oct				*	Rzedowski & Calderón, 1993
	<i>Crescentia alata</i>	H	Abr-Ago	Todo el año		*			Rzedowski & Calderón, 1993
Bombacaceae	<i>Ceiba aesculifolia</i>	H	Mar-May / May-Oct	Sep-Feb	*	*	*	*	Pagaza-Calderón & Fernández-Nava, 2004
	<i>Ceiba parvifolia</i>	H	Dic-Ene	Dic-Ene	*	*	*	*	Pagaza-Calderón & Fernández-Nava, 2004

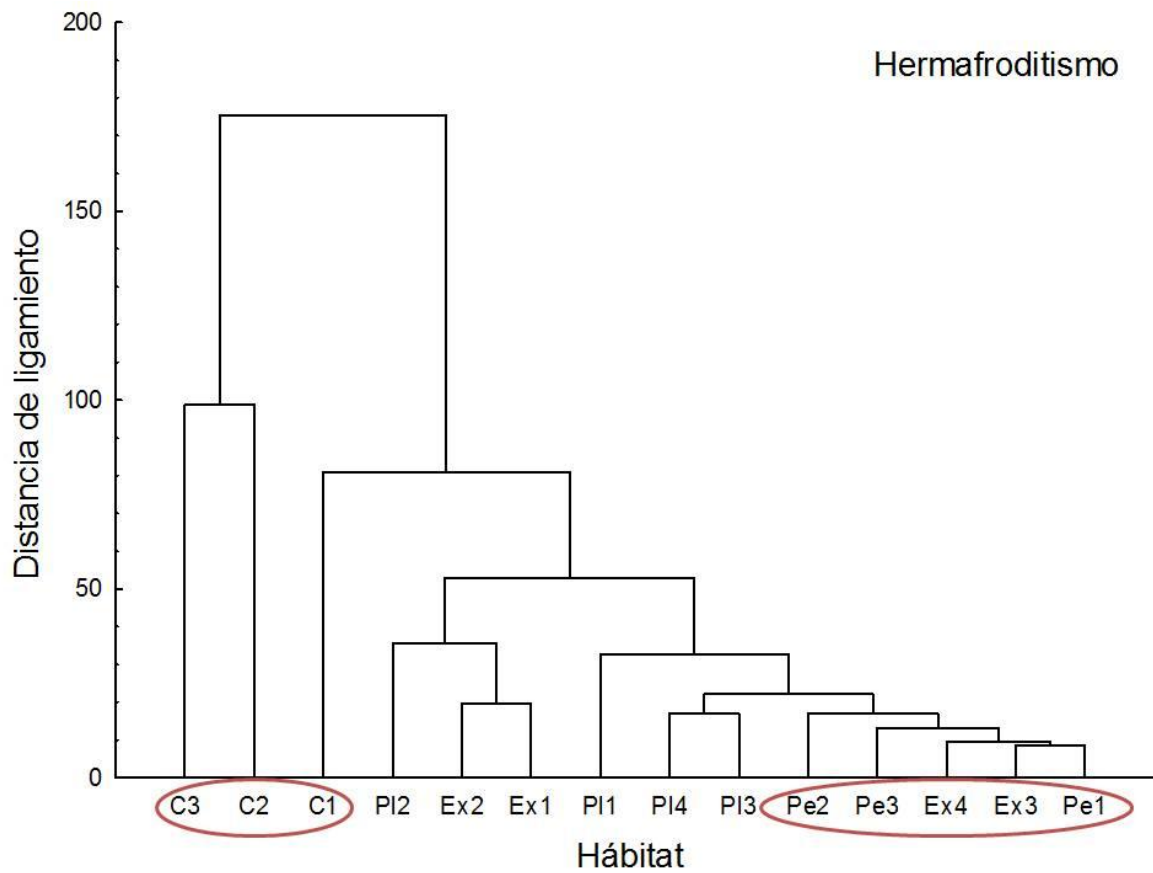
	<i>Pseudobombax ellipticum</i>	H	Feb-Jun / Ene-Mar	Abr-Jun		*			Pagaza-Calderón & Fernández-Nava, 2004
Burseraceae	<i>Bursera aloexylon</i>	D / P	May-Jul	Jun-Sep		*			Medina-Lemos, 2008
	<i>Bursera bicolor</i>	D				*		*	UNIBIO, 2011
	<i>Bursera bipinnata</i>	D	May/Jun	Jun-Oct				*	Medina-Lemos, 2008
	<i>Bursera copallifera</i>	D	Abr-May	Jun-Nov	*	*	*	*	Medina-Lemos, 2008
	<i>Bursera grandifolia</i>	D	May-Jun	Jun-Oct	*	*	*		Medina-Lemos, 2008
	<i>Bursera lancifolia</i>	D	May-Jun	Ene-Oct	*	*	*		Rzedowski & Guevara-Féfer, 1992
Caricaceae	<i>Jacaratia mexicana</i>	D	Nov-Feb	Ene-Abr		*			Pennington & Sarukhán, 2005
Convolvulaceae	<i>Ipomoea murucoides</i>	H	Oct-Mar	~	*	*	*	*	Carranza, 2007
	<i>Ipomoea pauciflora</i>	H	Nov-Ene	-	*	*	*	*	Ayestarán-Hernández, 2004
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia schlechtendalii</i>	M	Feb-Abr	Mar-Abr	*	*	*	*	Martínez-Gordillo <i>et al.</i> , 2002; De León, 2005
	<i>Sapium macrocarpa</i>	M	~	Jun-Sep	*	*	*	*	Martínez Gordillo <i>et al.</i> , 2002; De León, 2005
	<i>Sapium nitidum</i>	M	~	~			*	*	Martínez Gordillo <i>et al.</i> , 2002
Fabaceae	<i>Conzattia multiflora</i>	H	May-Jul	Sep-Ene	*	*	*	*	Dorado <i>et al.</i> , 2005
	<i>Haematoxylum brasiletto</i>	H	Ene/Abr	Ene/Abr	*	*			Dorado <i>et al.</i> , 2005
	<i>Crotalariapumila_bely</i>	H	May-Dic	May-Dic	*				Soto-Estrada, 2004
	<i>Erythrina americana</i>	H	~	~		*			CONABIO, 2014
	<i>Eysenhardtia polystachya</i>	H	May-Oct	Nov-Dic	*	*		*	Dorado <i>et al.</i> , 2005
	<i>Lonchocarpus caudatus</i>	H	Jun-Jul	Oct-Dic	*	*		*	Dorado <i>et al.</i> , 2005
	<i>Acacia cochliacantha</i>	H	Todo el año	Todo el año	*	*	*	*	Rico-Arce & Rodríguez, 1998
	<i>Acacia coulteri</i>	H (A)	Feb-Jun	Abr-Dic					Rico-Arce & Rodríguez, 1998
	<i>Acacia farnesiana</i>	H	Todo el año	Todo el año		*	*	*	Rico-Arce & Rodríguez, 1998
<i>Acacia pennatula</i>	H	Todo el año (May-Oct)	Todo el año (Jun-Feb)			*	*	Rico-Arce & Rodríguez, 1998	

	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	H	Mar-May	Abr-Jun		*			Dorado <i>et al.</i> , 2005
	<i>Lysiloma acapulcense</i>	H	Mar-Ago	Sep-Feb	*	*	*	*	Andrade M. <i>et al.</i> , 2012; Dorado <i>et al.</i> , 2005
	<i>Lysiloma divaricatum</i>	H	May-Oct	Jun-Feb	*	*	*	*	Andrade M. <i>et al.</i> , 2012; Dorado <i>et al.</i> , 2005
	<i>Leucaena esculenta</i>	H (S)	Sep-Feb	Nov-Mar		*			Grether <i>et al.</i> , 2006; Dorado <i>et al.</i> , 2005
	<i>Leucaena leucocephala</i> <i>subsp. glabrata</i>	H	Todo el año	Todo el año		*			Penninton & Sarukhán, 2005
	<i>Mimosa benthamii</i>	H	Mar-Oct	Ago-Feb	*	*	*	*	Grether, <i>et al.</i> 2006
	<i>Mimosa polyantha</i>	H	Abr-Nov	Jul-Dic	*		*		Grether, <i>et al.</i> 2006
Fagaceae	<i>Quercus sp.</i>	M	~	~		*			González-Villarreal, 1986
Malpighiaceae	<i>Bunchosia canescens</i>	H	~	~	*	*	*	*	León-Velasco, 2005
	<i>Malpighia mexicana</i>	H	May/Jul/Ago	Jun-Nov	*	*	*	*	León-Velasco, 2005
Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i>	D (P)	Mar-Ago	May-Dic (o hasta Mar)			*	*	Germán-Ramírez, 2005
	<i>Swietenia humilis</i>	M	Abr-May	Despues de un año		*			Orwa <i>et al.</i> , 2009
Polygonaceae	<i>Ruprechtia fusca</i>	D	Jun-Dic	Jun-Nov	*	*	*	*	Solano & Ayala, 2008
Rubiaceae	<i>Randia echinocarpa</i>	D	~	~	*	*	*		Stanbdey, 1926
Sapotaceae	<i>Mastichodendron capiri</i>	H	Abr-Jul	Abr-Jun y Ago/Dic					Palacios, 2006
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	H	May-Jun	Oct-Abr	*	*	*	*	De León, 2005
Tiliaceae	<i>Heliocarpus pallidus</i>	H (G)	Sep-Dic	Oct-May	*	*	*	*	Pérez-Caliz, 2009; Bullock & Solís-Magallanes, 1990
Ulmaceae	<i>Celtis caudata</i>	H	Mar-May	May-Dic	*	*		*	Pérez-Calix & Carranza-Gonzalez, 1999
Verbenaceae	<i>Vitex mollis</i>	H	Feb-May	Jun-Jul	*	*		*	Willmann <i>et al.</i> , 2000
	<i>Vitex pyramidata</i>	H	~	~			*	*	Willmann <i>et al.</i> , 2000

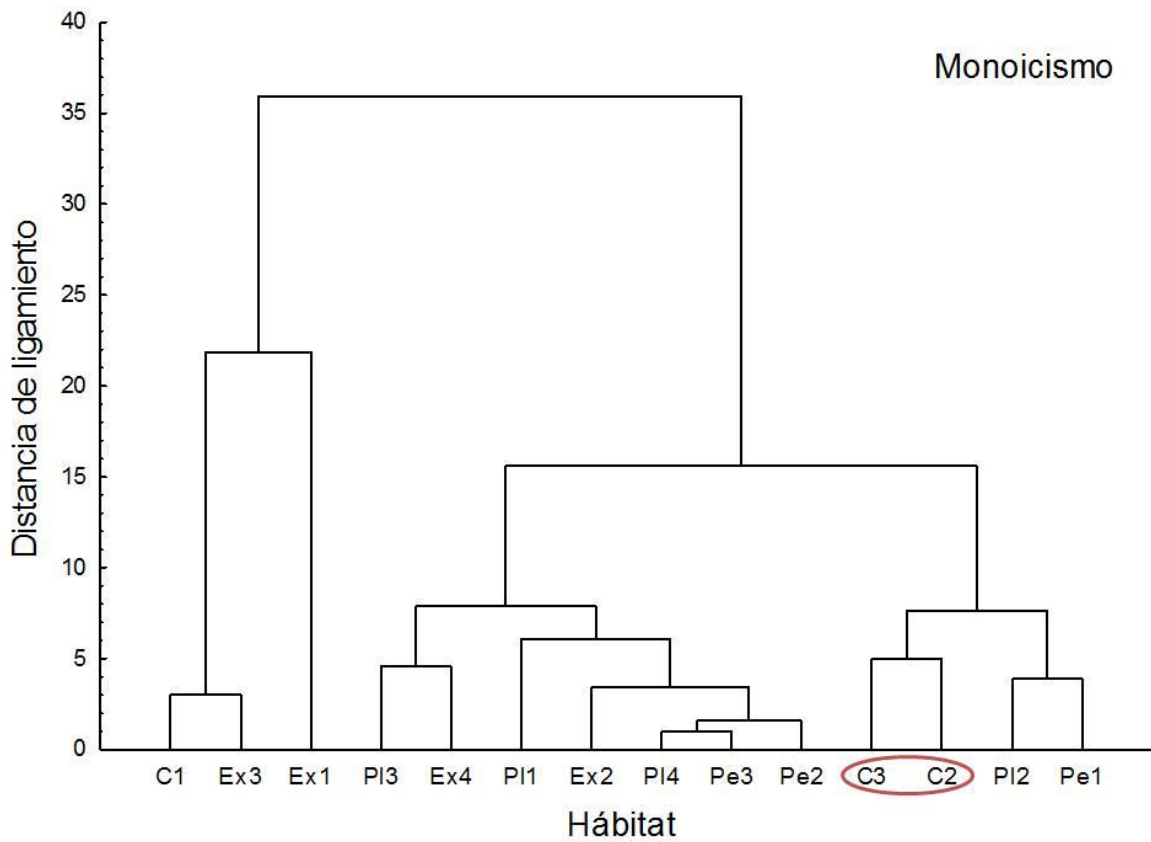
Anexo 3. Descripción de los análisis estadísticos para los árboles de similitud.

Para conocer la similitud de las especies de árboles hermafroditas, monoicos y dioicos entre los hábitats se realizaron tres análisis de clasificación (Cluster Analysis). El análisis de agrupación o clasificación se realiza sobre la base de similitudes o distancias (Johnson & Wichern, 1998). Se eligió el método jerárquico el cual se explica por el patrón de ramificación en forma de dendrograma y muestra las relaciones entre sitios y grupos de sitios (Jongman *et al.*, 1995). Para el análisis se construyeron tres matrices con las densidades de los árboles hermafroditas en cada uno de los 4 hábitats, otra para los árboles monoicos y una última para los árboles dioicos. El algoritmo de amalgamiento utilizado fue el promedio no ponderado de los pares de grupos (UPGMA; Sneath & Sokal, 1973), en donde la similitud entre los grupos se define como el promedio de similitud entre todos los pares posibles de los miembros (Jongman *et al.*, 1995). Por último, la medida de distancia utilizada fue la euclidiana basada en la similitud de la distancia del vecino más cercano.

Anexo 4. Composición de árboles con expresión sexual hermafrodita en sitios de cuatro hábitats diferentes de restauración ecológica experimental: Perturbado (Pe), Excluido (Ex), Plantación (Pl) y Conservado (C). Los círculos rojos señalan los sitios que tienen una composición similar siendo del mismo hábitat.



Anexo 5. Análisis de clasificación de árboles con expresión sexual monoica en sitios de cuatro hábitats diferentes de restauración ecológica experimental: Perturbado (Pe), Excluido (Ex), Plantación (Pl) y Conservado (C). El círculo rojo señala los sitios que tienen un patrón en composición similar siendo del mismo hábitat.



Anexo 6. Análisis de clasificación de árboles con expresión sexual dioica en sitios de cuatro hábitats diferentes de restauración ecológica experimental: Perturbado (Pe), Excluido (Ex), Plantación (PI) y Conservado (C). El círculo rojo señala los sitios que tienen un patrón en composición similar siendo del mismo hábitat.

