



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

TESIS ESPECIES ARBÓREAS POTENCIALES PARA LA RESTAURACIÓN DEL BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO CON ENFOQUE BIOCULTURAL

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS EN
DESARROLLO SUSTENTABLE**

**PRESENTA
MERCEDES CONCEPCIÓN GORDILLO RUIZ**

**DIRECTOR
DR. MIGUEL ÁNGEL PÉREZ FARRERA**

**ASESORES
DRA. MARIA SILVIA SÁNCHEZ CORTÉS
DR. MIGUEL ÁNGEL CASTILLO SANTIAGO
DR. LUIS ALFREDO RODRÍGUEZ LARRAMENDI**



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

TESIS **ESPECIES ARBÓREAS POTENCIALES PARA** **LA RESTAURACIÓN DEL BOSQUE** **TROPICAL CADUCIFOLIO CON ENFOQUE** **BIOCULTURAL**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS EN
DESARROLLO SUSTENTABLE

PRESENTA
MERCEDES CONCEPCIÓN GORDILLO RUIZ

DIRECTOR
DR. MIGUEL ÁNGEL PÉREZ FARRERA

ASESORES
DRA. MARIA SILVIA SÁNCHEZ CORTÉS
DR. MIGUEL ÁNGEL CASTILLO SANTIAGO
DR. LUIS ALFREDO RODRÍGUEZ LARRAMENDI

REVISORES
DRA. CAROLINA ORANTES GARCÍA
DR. CESAR TEJEDA CRUZ

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Noviembre 2019

DEDICATORIA

A Conchita †

quien con su buena mano hace florecer los jardines de Dios

A Lucecita, Tonatiuh y Jorge,

por su amor y apoyo en cada paso de mi vida

AGRADECIMIENTOS

Al Gobierno del Estado de Chiapas a través de la Secretaria de Medio Ambiente e Historia Natural (SEMAHN) por otorgar el apoyo logístico durante el trabajo de campo y acceso al herbario CHIP. Así como, al Dr. Froilan Esquinca Cano, quien siendo Coordinador Técnico de Investigación de la SEMAHN, brindó todas las facilidades hasta concluir con el estudio.

A los habitantes de los ejidos Berriozábal, Plan de Ayala y Viva Cárdenas de la reserva de Villa Allende, por otorgar los permisos para realizar el inventario de campo y compartir su conocimiento tradicional sobre los árboles del bosque.

Al Dr. Miguel Ángel Pérez Farrera por confiar en mis ideas y dirigirlas hasta alcanzar esta meta profesional. Así como, por brindar apoyo a través de su personal durante las actividades de campo y en la identificación taxonómica de las especies.

Al Dr. Miguel Ángel Castillo Santiago por su amistad y asesoría, en particular por las discusiones propiciadas entorno a los datos ecológicos en general y durante su acompañamiento en la elaboración de los artículos.

A la Dra. Maria Silvia Sánchez Córtes por su valiosa asesoría, en especial por las discusiones entabladas a cerca de los enfoques conceptuales y metodológicos socioecológicos de la investigación.

Al Dr. Luis Alfredo Rodríguez Larramedi, por asesorar esta investigación, en particular por los cuestionamientos y la retroalimentación en aspectos teóricos, metodológicos y análisis estadísticos empleados en la investigación.

A la UNICACH, a todo el personal administrativo y al claustro de profesores que integran el programa de Doctorado en Ciencias en Desarrollo Sustentable, por los conocimientos y reflexiones brindadas durante todo el programa.

A los doctores Roberto Horacio Albores Arzate y Angel Estrada Martínez, director y secretario académico de la Facultad de Ingeniería, por el apoyo brindado en la conclusión del programa de doctorado.

A los estudiantes Daniel A. Pérez Muñoz, Dalia Elizabeth Sántiz Gómez y Diego Velázquez Pérez, por su apoyo en la colecta de datos de campo y aplicación de entrevistas.

A todos y cada una de las personas que hicieron posible el desarrollo de la presente investigación.

ÍNDICE

RESUMEN	5
ABSTRACT.....	6
I.INTRODUCCIÓN.....	7
II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	12
2.1. GENERAL.....	12
2.2. ESPECÍFICOS.	12
2.3. HIPÓTESIS.	12
III. METODOLOGÍA	13
3.1. ÁREA DE ESTUDIO.	13
3.2. DISEÑO DE MUESTREO DE ÁRBOLES E INFORMACIÓN ETNOBOTÁNICA.....	15
3.3. ESTRUCTURA DE LA TESIS.	15
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	16
ARTÍCULO 1	16
EFECTO DE LA PERTURBACIÓN HUMANA SOBRE LA DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO EN LA RESERVA VILLA ALLENDE, CHIAPAS, MÉXICO.....	16
ARTÍCULO 2	54
ÁRBOLES ÚTILES DEL BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO SECUNDARIO EN LA RESERVA FORESTAL VILLA ALLENDE, CHIAPAS, MÉXICO	54
ARTÍCULO 3	80
LA IMPORTANCIA BIOCULTURAL EN LA SELECCIÓN DE ESPECIES PARA LA RESTAURACIÓN DEL BOSQUE SECO EN CHIAPAS, MÉXICO	80
V. CONCLUSIONES.....	127
VI. LITERATURA CITADA.....	130
VII. PRODUCTOS	138

RESUMEN

Se ha propuesto que el conocimiento tradicional y datos ecológicos apoya la selección de especies con fines de restauración, aunque la integración de estas dimensiones en el bosque tropical caducifolio (BTC), es limitado. El propósito de este trabajo fue analizar la relación entre la importancia ecológica, valor de uso y la complejidad de manejo de las especies arbóreas por parte de las comunidades locales en la reserva Villa Allende, Chiapas, México con la finalidad de proponer especies culturales potenciales para la restauración del BTC secundario. Se cuantificó el número de árboles ≥ 5 cm de DAP contenido en 20 parcelas de 20 x 50 m² (2 ha en total) y se relacionaron con datos con datos etnobotánicos provenientes de entrevistas a usuarios del bosque secundario. Se evaluó la importancia biocultural (IBC) de las especies a partir del valor de uso, importancia cognitiva, frecuencia de uso, importancia ecológica, complejidad y lugar de manejo. Se obtuvieron 161 especies agrupadas en 112 géneros y 43 familias. De este grupo, el 63 % fueron especies empleadas en 10 categorías de uso. El valor de uso se relacionó con la complejidad de manejo, pero la importancia ecológica no se relacionó con estos factores. Por esta razón, los factores socioculturales fueron los que más aportaron en la configuración de la IBC. Se recomendaron a las especies con más alto IBC como son: *Acacia pennatula* (23.1), *Eysenhardtia adenostylis* (20.6), *Cedrela odorata* (19.4), *Bursera simaruba* (14.9) y *Leucaena collinsii* (15.3), con potencial para emplearse en planes y programas de restauración del BTC y el desarrollo local. Las complejas relaciones identificadas entre el uso, manejo e importancia ecológica, confirman la importancia de priorizar especies nativas para la recuperación concomitante del bosque a través del uso y prácticas culturales.

Palabras clave: bosque secundario, importancia ecológica, valor de uso, manejo tradicional y Villa Allende.

ABSTRACT

It has been proposed that traditional knowledge and ecology data can help to select tree species for ecological restoration, however the integration of these dimensions in tropical dry forest is limited. We used secondary dry forest like a model to analyze relationships between tree species ecological importance, use value and management complexity. To identify species with the most biocultural importance for restoration, we studied abandoned pastureland with different age of abandon. We quantified all trees in 20 plots of 0.1 ha . We examined relationships between tree and ethnobotanical data. As a result we proposed an index to evaluate the biocultural importance of trees (IBC), based on use value, cognitive importance, frequency of use, ecological importance, location and management complexity. We found 161 species, 112 genera and 43 families. Of these species, 63% were used in ten categories of use. We found a relationship between use value and management complexity, but ecological importance did not correlate with these factors. For this reason, socioculture factors were the most important contributions for IBC. We suggest species with high value of IBC like *Acacia pennatula* (23.1), *Eysenhardtia adenostylis* (20.6), *Cedrela odorata* (19.4), *Bursera simaruba* (14.9) y *Leucaena collinsii* (15.3), with potential use in tropical dry forest restoration plans and programs of and for local development programs. The complex relations between use value, management and ecological importance, confirm the importance of native species for forest restoration alongside culture practices.

Key words: secondary forest, ecological importance, use value, traditional management and Villa Allende.

I. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial se considera al bosque seco uno de los ecosistemas tropicales con alto riesgo de desaparecer (Miles *et al.*, 2006; Janzen, 2008), a causa de la deforestación y fragmentación propiciada por la apertura de tierras agrícolas, incendios forestales e infraestructura urbana a lo largo de su zona de distribución original (Miles *et al.*, 2006; Holz y Placci, 2008). En México el bosque seco reúne diferentes tipos de bosque de carácter estacional agrupados bajo la denominación de bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 2006). Desde el punto de vista biológico es un ecosistema relevante al contener un porcentaje mucho mayor de las plantas endémicas (40 %) en comparación con el 5 % de la selva tropical húmeda para el país (Rzedowski, 1991). Además, es valioso desde el aspecto cultural porque más del 60 % de las especies que integran su flora son útiles a los grupos indígenas y mestizos del país (Bye, 1995; Maldonado *et al.*, 2013). Sin embargo, al igual que sucede en el resto del mundo este ecosistema ha sido gravemente transformado y degradado, al punto que el 60 % de bosque original reportado de 1990 a 1995 se perdió debido a cambios de uso del suelo provenientes de la actividad agropecuaria (Trejo y Dirzo, 2000). Al grado que en regiones como el Bajío y la Depresión Central de Chiapas, el bosque original prácticamente fue eliminado (Ceballos *et al.*, 2010; Rzedowski y Calderon, 2013). Por lo que, esta problemática obliga a ver a la restauración del bosque tropical caducifolio como una acción inaplazable (Newton *et al.*, 2012).

La restauración ecológica, entendida como la acción en la que un ecosistema retorne al estado que tenía antes de la perturbación (SER, 2004), tradicionalmente tuvo como objetivo hacer retornar el ecosistema hacia las mismas condiciones históricas (p.ej. recomposición de especies) existentes antes de presentarse la perturbación (Bradshaw, 1996; Meli, 2003). En general, el efecto del cambio climático sobre la distribución de las especies, la alta incertidumbre en las trayectorias sucesionales de las especies y el rol de los grupos humanos en los proyectos y programas de restauración, cuestionó el modelo y obligó a buscar nuevos enfoques (Holz y Placci, 2008; Harris *et al.*, 2016). Así que, para los paisajes tropicales con alta biodiversidad y coincidentemente valiosos por su riqueza cultural (Toledo y Ortiz-Espejel, 2014), diversos autores enfatizan la importancia del conocimiento tradicional en el desarrollo de las prácticas de restauración (Egan *et al.*, 2011, Paradowska 2013, Perring *et al.*, 2015). Particularmente, el conocimiento tradicional de las comunidades indígenas y mestizas presentes en los paisajes rurales esta integrado por las prácticas

históricas acerca de las especies y la dinámica ecológica de los ecosistemas (SER-UICN, 2004). Desde un enfoque biocultural (en construcción), este conocimiento brinda información sobre el ecosistema de referencia y puede contribuir a la definición de los sitios, especies y en el rescate de las prácticas de manejo del bosque (Uprety *et al.*, 2012). Por lo que, una restauración que involucre el conocimiento local es más adecuada para los paisajes rurales de México (Allen, 1988; Maffi, 2005), ya que con este enfoque se busca recuperar tanto los bienes que sustentan los medios de vida de las personas (Janzen, 1988); así como las diversas relaciones entre los grupos humanos con los ecosistemas (por ej. milpa tradicional, cosmovisiones y regulaciones) heredadas y propiciadas por la co-ocurrencia entre la riqueza biológica y cultural (Kimmerer, 2011; Luque *et al.*, 2016).

Entre las acciones de restauración ecológica implementadas frecuentemente para atenuar pérdida y degradación del bosque tropical, se encuentran las plantaciones forestales, reforestaciones y los sistemas agroforestales (Ceccon y Martínez-Ramos, 1999; Chazdon, 2008; Ciccarese *et al.*, 2012). Un elemento clave en estas acciones representa la selección apropiada de las especies (Hölzel *et al.*, 2012), pero este es un aspecto que hasta la década de los noventa se centró en el uso de un reducido número de especies, por lo general de origen exótico y de valor comercial. Recientemente, en diversos países Latinoamericanos ha comenzado a incluir en sus políticas públicas, la restauración con especies nativas (Carabias *et al.*, 2007; Murcia y Guariguata, 2014; Echeverría *et al.*, 2015; Smith-Ramírez *et al.*, 2015). Sin embargo, la selección de las especies, al menos en México, sigue utilizando criterios técnicos como la alta sobrevivencia, crecimiento en áreas degradadas y fácil propagación en vivero y el potencial económico (Vázquez-Yañes *et al.*, 1999; Godínez-Alvárez y Flores, 2000; Gómez-Romero *et al.*, 2012). Siendo el conocimiento autoecológico, las técnicas de propagación y el manejo de las especies, las principales limitaciones para el uso de otras especies nativas (Niembro, 2001).

Algunos estudios que sugieren el uso de las especies nativas para restaurar el BTC, se puede mencionar a William-Linera *et al.* (2011), quienes a partir criterios como la facilidad de propagarse, el registro de altas tasas de germinación y supervivencia (sequía y herbívoros), proponen un conjunto de especies nativas potenciales para acelerar la regeneración natural del bosque en barbechos y potreros, así como mantener la diversidad biológica en diferentes sitios de Chiapas y Veracruz. Soria (2013), a través del uso de grupos funcionales sugiere especies promisorias para la restauración del

BTC en Querétaro, basados en el uso de criterios como la velocidad de crecimiento, capacidad de fijar nitrógeno y la afinidad sucesional. Griscom y Ashton (2010), proponen una lista de especies arbóreas con potencial para enriquecer bosques secos (símiles al BTC) secundarios y plantaciones en Centroamérica, basados en especies (nativas y exóticas) con atributos como un rápido crecimiento, fijadoras de nitrógeno, valor maderable, hábitat para la fauna, que propician la regeneración natural y alta tolerancia a la sombra. Ceccon *et al.* (2014), exploran el potencial de cuatro especies arbóreas para reincorporar nutrientes al suelo, y recomiendan a *Pithecellobium dulce* y *Leucaena leucocephala* como las especies de más alta contribución a la recuperación. En la mayoría de estas experiencias no se consideró el conocimiento tradicional de las especies.

La restauración mediante la priorización de especies nativas de importancia biocultural resulta apropiada para el bosque tropical caducifolio (BTC), si consideramos que este bosque forma parte de paisajes agropecuarios donde la agricultura tradicional y el conocimiento acerca las plantas y su uso aún persiste (Casas *et al.*, 2001; Beltrán-Rodríguez *et al.*, 2014). En México, se han realizado importantes esfuerzos por estudiar los paisajes bioculturales en las regiones del desierto de Sonora (Luque *et al.*, 2016), Valle de Tehuacán-Cuautitlán (Moreno-Calles y Casas, 2010, Casas *et al.*, 2016, Rangel-Landa *et al.*, 2016), pero los estudios de casos dirigidos a identificar especies potenciales para la restauración de los bosques tropicales en estos paisajes, son muy pocos (Velázquez-Rosas *et al.*, 2018; Levy-Tacher y Golicher, 2004) y para el BTC son todavía más escasos. Algunos ejemplos son los trabajos de Moreno-Casasola y Paradowska (2009), Suárez *et al.* (2012), en la región centro de Veracruz; y Cervantes-Gutiérrez *et al.* (2014), en la región Montañosa de Guerrero. No obstante, en estas experiencias no se tomó en cuenta la distribución y abundancia de las especies que exhiben dentro del bosque (Castaneda y Stepp, 2007) y tampoco se consideró la importancia de las prácticas de manejo, aspecto previamente reconocido como un elemento representativo de la herencia en los paisajes bioculturales (Casas *et al.*, 2016). Este último punto es crucial, si tomamos en cuenta que históricamente el BTC en México y Latinoamérica ha sido vinculado con la manipulación por parte de los grupos indígenas y mestizos, sugiriendo una importante participación de estos en el manejo del hábitat natural y la domesticación de muchas especies del BTC (Boege, 2008; Balvanera y Maass, 2010; Cervantes-Gutiérrez *et al.*, 2014). Por tanto, la comprensión de las relaciones ecológicas y culturales debe ser una meta para mejorar la planeación y la toma de decisiones en la conservación y restauración del BTC dentro de las regiones bioculturales.

Por otro lado, desde punto de vista metodológico es frecuente observar el empleo del número de usos locales (representativo del valor cultural) y la abundancia (representativo de la importancia ecológica) como factores base para seleccionar especies con fines para la restauración de ecosistemas riparios. Allen *et al.*, (2010) y Meli *et al.*, (2014), encontraron que estos factores no se correlacionan entre sí, por lo tanto, la suma de éstos permite construir un índice biocultural para priorizar las especies. Sin embargo, otros autores opinan que no es fácil identificar estas relaciones, ya sea porque el uso multipropósito solo representa el uso teórico de la planta (Reyes-García *et al.*, 2006), porque las especies ecológicamente dominantes son también las más útiles (Phyllis y Gentry, 1993, Leucena *et al.*, 2012, Maldonado *et al.*, 2013; siguiendo el patrón predicho por Fenny (1976) en la hipótesis de la apariencia ecológica) o simplemente porque la abundancia del bosque es un recurso que puede estar influenciado por el manejo antiguo del ecosistema (Rangel-Landa *et al.*, 2016). Adicionalmente, se ha observado que estas relaciones cambian en función de las estrategias de subsistencia de los grupos humanos, y que incorporar el manejo tradicional (representado por la complejidad de manejo) puede ofrecer una mejor base metodológica para aproximarse a estimar la importancia biocultural (Rangel-Landa *et al.*, 2017). Por lo que, en los paisajes bioculturales se ha determinado que las comunidades locales a fin de prevenir el riesgo de pérdida o mejorar su calidad de recursos vegetales destinados a sostener sus estrategias de vida, las especies con mayor importancia cultural (representadas por el valor de uso) son aquellas con mayor complejidad de manejo, pero que poseen bajos valores de importancia ecológica (González-Insuasti y Caballero, 2007, Casas *et al.*, 2016).

Por lo antes expuesto, es importante crear una línea base de información más detallada que describa las complejas relaciones entre los seres humanos y los recursos naturales de los sistemas socio-ecológicos, representado en este estudio por el BTC. Que además de explicar la relación entre la importancia ecológica y cultural, exponga la manera en que en los paisajes bioculturales, las prácticas de manejo tradicional también es un aspecto que influye en la toma de decisiones de las personas sobre que especies aprovechar para satisfacer sus necesidades básicas y al mismo tiempo contribuir a mantener y rescatar su herencia biocultural. Por ello, se eligió como modelo del presente estudio al BTC secundario de la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas; el cual es rico en especies arbóreas y endemismos (Rocha *et al.*; 2010, Souza, 2010), forma parte de las raíces históricas de la cultura Zoque (Linares, 2017), y donde aún las comunidades campesinas dependen de los recursos del BTC. Por lo consiguiente amerita comprender más profundamente las relaciones entre la valoración cultural de las

personas con el bosque remanente para sentar las bases metodológicas que conlleven a priorizar las especies arbóreas potenciales para la restauración del paisaje biocultural.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. General.

Analizar la relación entre la importancia ecológica de las especies de la comunidad arbórea, el valor de uso y la complejidad de manejo por parte de los habitantes de las comunidades colindantes al bosque secundario en la Reserva Forestal Villa de Allende, Chiapas, México, a fin de proponer especies de importancia biocultural potenciales para la restauración ecológica del BTC.

2.2. Específicos.

- Caracterizar la composición florística y estructura del bosque secundario.
- Estimar el valor de uso de las especies arbóreas y cómo la importancia ecológica influye en su valoración.
- Evaluar la complejidad de manejo y cómo se relaciona con el valor de uso y la importancia ecológica.

2.3. Hipótesis.

- Existe relación entre la importancia ecológica, el valor de uso y la complejidad de manejo de las especies arbóreas del bosque tropical caducifolio secundario, cuyo grado de intensidad cambia en función de las estrategias de vida (usos locales) que sostienen los habitantes colindantes al bosque.
- La importancia ecológica, valor de uso y la complejidad de manejo son índices que se complementan y contribuyen en la selección de las especies de importancia biocultural potenciales para la restauración del bosque tropical caducifolio.

III. METODOLOGÍA

3.1. Área de estudio.

El área de estudio se localiza al suroeste de la Reserva Forestal Vedada Villa de Allende entre los límites de los municipios de Tuxtla Gutiérrez y San Fernando entre los paralelos, 16°47' N", 93°12"O, 16°48' S, 91°11'E (Figura 1). El área protegida fue decretada en 1938 con el propósito de proteger la cobertura forestal que permitiera mantener las funciones de regular el clima y el recurso hídrico de las corrientes de agua que abastecen a las poblaciones y terrenos de cultivo del Valle Central de Chiapas (Vargas *et al.*, 2000). El clima de la región es el cálido, con una temperatura media cercana a 26°C y una precipitación promedio anual de 955.8 mm (López, 2006). La topografía de la zona está caracterizada por zonas de lomeríos y el tipo de suelo dominante es el litosol de textura media y feozem (SEMAVI, 2009). El bosque secundario predomina en el área de estudio, el cual presenta elementos característicos de las comunidades del bosque tropical caducifolio (p.e. género *Bursera*) descrito por Rzedowski (2006) y de especies endémicas como *Lonchocarpus martinenzii* M. Sousa, *Euphorbia pseudofulva* Miranda y *Eugenia breedlovei* Barrie. Aunque, el área presenta un alto grado de perturbación antropogénica, existen todavía sitios que mantienen características florísticas y estructurales del bosque tropical caducifolio descrito para la región fisiográfica Depresión Central (Espinosa-Jiménez *et al.* 2014). Asimismo, debido a la heterogeneidad ambiental, característica destacable de la Depresión Central (Reyes y Souza, 1997, Rocha *et al.*, 2010), se favorece la presencia de otros tipos de comunidades como el bosque tropical subcaducifolio y bosque de *Quercus*, que se asocian con el BTC (Sánchez, 2014). El área de estudio alberga el fragmento más grande de bosque secundario (2105.9 ha) que posee la reserva, pero por su cercanía a la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, el bosque se encuentra sometido a fuertes cambios en el uso del suelo para atender a la demanda tierras para el uso habitacional (Huerta- García *et al.*, 2016).

Por otro lado, el área de estudio formó parte del amplio territorio de distribución del grupo Zoque (del norte de Tabasco al Sureste de Tapachula) (Linares, 2017) y de la región cultural Selva Zoque Sepultura (Boege, 2008), pero actualmente ya no lo es debido al reducido número de hablantes de Zoque en los municipios de Tuxtla Gutiérrez y San Fernando (Villasana, 2009). A pesar de ello, las

comunidades campesinas locales, en su mayoría dominada por grupos de mestizos, aún son herederas de un importante conocimiento tradicional en el uso de las plantas del BTC, previamente documentado por Isidro (1997), Moreno e Isidro (2000) e Isidro *et al.* (2006). De acuerdo con estos autores en la zona se utilizan aproximadamente 660 especies, de las cuales el 41% se extraen del bosque de los alrededores de la comunidad y 59% se obtienen del huerto familiar o la parcela agrícola a través de su cultivo, fomento y tolerancia. El valor cultural de esta riqueza florística puede apreciarse en las 21 categorías de uso y porque el 85% de estas especies son consideradas de uso múltiple.

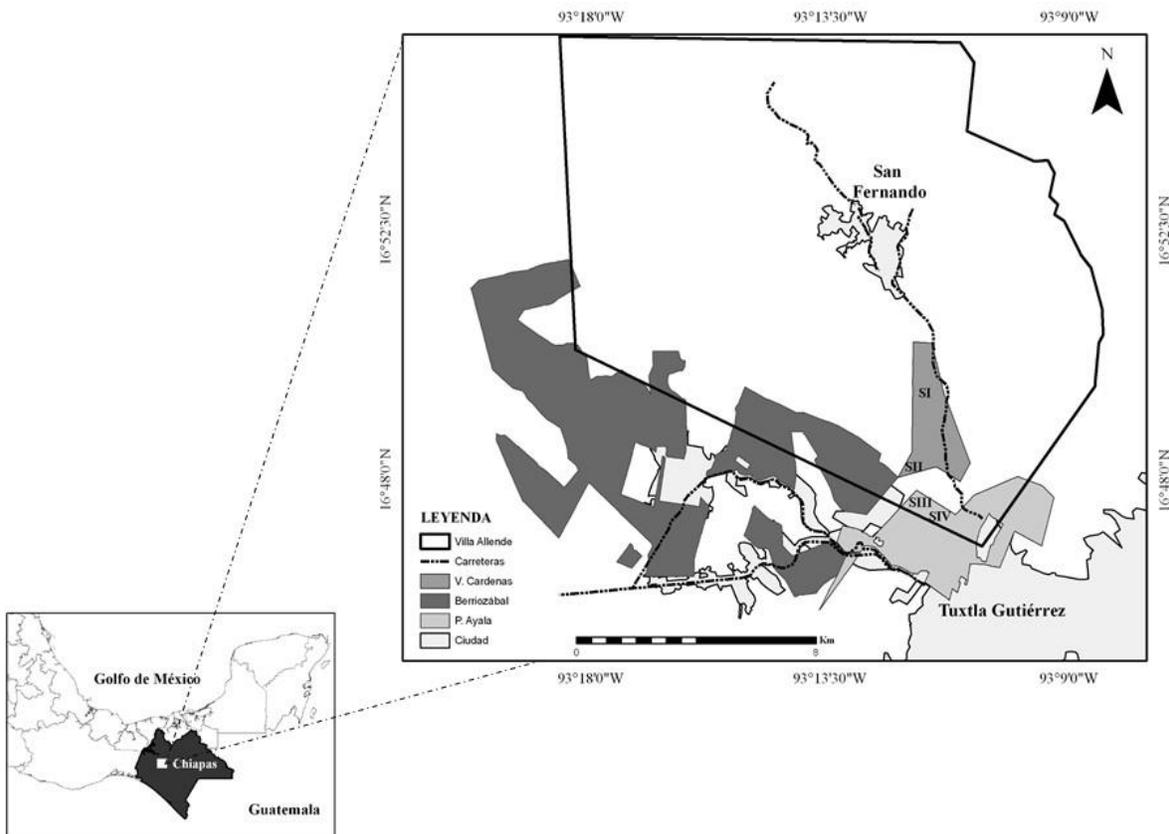


Figura 1. Localización de las comunidades de estudio y los sitios de muestreo de la vegetación (S) en la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas, México.

3.2. Diseño de muestreo de árboles e información etnobotánica.

Para responder a los tres objetivos particulares, se diseñó un muestreo de árboles en sitios con diferentes edades de abandono derivados de potreros, la cual se corroboró a través del uso de imágenes de satélite y fotografías aéreas, y entrevistas y recorridos acompañados de los dueños de los terrenos. El sitio I, es un bosque de aproximadamente 10 años de abandono, el sitio II con 19 años, el sitio III de 35 años y sitio IV > 40 años. En cada sitio se establecieron parcelas de muestreo de la vegetación (20 × 50 cm, 0.1 ha), distribuidas cinco replicas en el I, seis en II y III, y tres en el IV. En cada parcela se contaron y midieron todos los individuos leñosos de altura ≥ 1.30 m y con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 5 cm. Para atender el objetivo particular 2, se aplicó entrevistas dirigidas a usuarios y conocedores del bosque de las comunidades de Berriozábal, Viva Cárdenas y Plan de Ayala, mediante la técnica de lista libre (Quilan, 2005). El objetivo 3 se resolvió a través de la aplicación de entrevistas semiestructuradas a personas clave por su conocimiento y que aún realizan actividades agrícolas.

3.3. Estructura de la tesis.

La tesis está estructurada en las secciones de introducción, objetivos, hipótesis, artículos y las conclusiones generales. Cada artículo presenta los resultados y discusiones del estudio. En el artículo 1, se presenta los resultados de la evaluación de composición, riqueza y estructura de la comunidad arbórea derivada de los campos de uso ganadero con distintas edades de abandono. En el segundo artículo se expone el valor cultural de los árboles para los campesinos de las comunidades colindantes al bosque secundario y se explora la influencia de la estructura del bosque (importancia ecológica) en ésta valoración. Finalmente, en el tercer artículo se describen las prácticas de manejo (complejidad) y se analiza como son las relaciones entre el valor cultural, complejidad de manejo e importancia ecológica. Asimismo, se propone un índice que mida la importancia biocultural de las especies y se discute su uso como plataforma metodológica para priorizar especies potenciales a la restauración del bosque tropical caducifolio.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

Artículo 1

Efecto de la perturbación humana sobre la diversidad y estructura del bosque tropical caducifolio en la reserva Villa Allende, Chiapas, México

Impacts of human perturbation on diversity and stucture of dry forest in the Villa Allende reserve, Chiapas, Mexico

Mercedes Concepción Gordillo Ruiz¹, Miguel Ángel Pérez Farrera² y Miguel Ángel Castillo Santiago³

¹Doctorado en Ciencias en Desarrollo Sustentable, Libramiento Norte Poniente 1150, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, 29039, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Facultad de Ingeniería. E-mail: marip_10@yahoo.mx.

²Herbario Eizi, Laboratorio Ecología Evolutiva, Instituto de Ciencias Biológicas, Libramiento Norte Poniente 1150, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, 29039, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Facultad de Biología. E-mail: miguel.perez@unicach.mx

³ Laboratorio de Análisis de Información Geográfica. El Colegio de la Frontera Sur . Carretera Panamericana y Periferico Sur S/N. CP. 29090, San Cristobal de las Casas, Chiapas, Mexico. E-mail: mcastill@ecosur.mx

***Artículo sometido**

Resumen

Se evaluó la influencia del tiempo de abandono y el porcentaje de especies pioneras sobre la composición florística, diversidad, estructura y biomasa aérea del bosque tropical caducifolio secundario en la reserva Villa Allende, Chiapas. Se censaron todos los árboles dentro de 20 parcelas de 1000 m² (2 ha) con d.a.p. \geq 5 cm. Se registró 161 especies agrupadas en 112 géneros y 43 familias. Fabaceae fue la familia con más especies (40). El acahual de 35 años registró los valores promedios más altos de densidad de especies (38), H'(3.08) y área basal (16.9 m² ha⁻¹). La densidad de tallos (174), altura máxima (12 m) y biomasa aérea (42.3 MgC ha⁻¹) fue mayor en el acahual de 45 años. El tiempo de abandono explicó gran parte de la variabilidad total de la densidad de especies (72 %). La biomasa aérea (65 %) fue más afectada por el tiempo de abandono más el porcentaje de especies pioneras. Nuestros resultados muestran el impacto negativo de la perturbación por las actividades humanas principalmente sobre la estructura y los almacenes de carbono, por lo que se sugiere mejorar las prácticas de aprovechamiento forestal para conservar la biodiversidad y funcionalidad del bosque en la región.

Palabras clave: perturbación humana, composición, estructura, diversidad, biomasa aérea y reserva Villa Allende.

Abstract

We evaluate how stand age and pioneer species affect the floristic composition, diversity, structure and aboveground biomass of secondary dry forest in the reserve Villa Allende, Chiapas. We census all trees \geq 5 cm of diameter at breast height (DBH) in 20 plots of 1000 m² (2 ha). A total of 161 species, 112 genera and 43 families were recorded. Fabaceae was the most important family in terms of number of species (40). Acahual of 35 years old showed the highest species density average (38), H'(3.08) and basal area (16.9 m² ha⁻¹). Acahual 45 years old showed the highest stems density average (174), tree height (12 m) and aboveground biomass (42.3 MgC ha⁻¹). Stand age contribuyed to explain the total variance in all ecological attributes, especially species density (72 %). The aboveground

biomass (65 %) was influenced by stand age plus percentage of pioneer species. Our results suggest that structure and carbon storage of dry forest has been strongly affected by anthropogenic disturbance. It is necessary to improve forest management practices to improve local dry forest biodiversity conservation and functionality..

Key words: disturbance antropogenic, composition floristic, diversity, structure, aboveground biomass and reserve Villa Allende.

Introducción

El bosque tropical caducifolio (BTC) reúne distintas comunidades vegetales de carácter estacional presentes en las zonas de climas cálidos en México (Rzedowski, 2006). El BTC es un ecosistema de alto valor ecológico debido a la importante diversidad florística y la enorme cantidad de especies endémicas que resguarda (Gentry, 1995; Rzedowski, 1991). A pesar de ser el tipo de bosque tropical con mayor extensión en el país, cerca del 60% del bosque primario ha sido eliminado para destinarse a actividades agropecuarias, por lo que su estado de conservación es crítico (Trejo y Dirzo, 2000; Challenger y Dirzo, 2009). El impacto antropogénico derivado del cambio de uso del suelo ha sido enorme al grado que en regiones como el bajío, la parte central de Veracruz y la Depresión Central de Chiapas, el bosque original prácticamente fue eliminado (Pérez-Farrera y Espinoza, 2010; Rzedowski y Calderón, 2013), dando lugar a paisajes dominados por usos agrícolas y vegetación secundaria.

El bosque secundario tropical es valioso para la conservación de la biodiversidad y las funciones ecológicas vinculadas a procesos claves para la vida en el planeta, como el ciclo del carbono (Gardner *et al.*, 2009; Lohbeck *et al.*, 2015). Con la recuperación de la vegetación, los bosques secundarios almacenan carbono activamente vía biomasa aérea mostrando un potencial a niveles suficientes para compensar parcialmente las emisiones de carbono provenientes de la quema de combustibles fósiles y procesos industriales en el Neotrópico (Chazdon *et al.*, 2016). En el caso del BTC en sucesión este acumula biomasa aérea a valores por debajo del 50% al registrado por el bosque húmedo (Poorter *et al.*,

2016). Sin embargo, la biomasa aérea junto con la diversidad y la composición de especies muestran una lenta recuperación con referencia al bosque original (Derroire *et al.*, 2016). Por lo cual, el BTC posee una menor capacidad de resiliencia ante los impactos antropogénicos comparado con el bosque húmedo.

En estudios sobre el BTC secundario, a pesar de las diferencias metodológicas, se han observado cambios en la diversidad de especies, la estructura (área basal y densidad de individuos) y la biomasa total aérea en correspondencia con el tiempo de abandono (Read y Laurence, 2003; Lebrija-Trejos *et al.*, 2010; Leirana-Alcocer *et al.*, 2009; Quesada *et al.*, 2009). Además, en paisajes con una larga historia de transformación se ha documentado que la diversidad de especies del BTC secundario es menos impactada a la perturbación antropogénica (Castillo-Campos *et al.*, 2008). Por el contrario, se conoce poco del efecto de las perturbaciones humanas (pej. extracción de leña, tala selectiva de subsistencia y los incendios) sobre la estructura y la funcionalidad del bosque secundario (Rüger *et al.*, 2008; Bongers *et al.*, 2009). Tomando en cuenta el alto grado de degradación del BTC, la comprensión de los patrones de diversidad, estructura y almacenes de carbono en escenarios con diferentes niveles de disturbio, son aspectos críticos para guiar las acciones de la conservación y restauración (Quesada *et al.*, 2009; Becknell *et al.*, 2012; Portillo-Quintero *et al.*, 2015; Calvo-Rodríguez *et al.*, 2017).

En Chiapas la información básica cuantitativa que permita evaluar el nivel de degradación del BTC es limitada (Rocha-Loredo *et al.*, 2010; López-Toledo *et al.*, 2012). La distribución actual del BTC en Chiapas, ocurre en las regiones de la Planicie Costera (Miranda, 1952), Sierra Madre (López-Toledo *et al.*, 2012) y la Depresión Central (Reyes-García y Sousa, 1997). Esta última es considerada la región más críticamente amenazada del pacífico mexicano, ya que más del 95% de la superficie de distribución original del BTC ha sido sustituida por terrenos de uso agropecuario (Ceballos *et al.*, 2010). La reserva forestal Villa Allende se encuentra en la Depresión Central y fue decretada en 1938 por su importancia en la provisión del servicio de regulación climática e hidrológica a los poblados del Valle Central (Vargas *et al.*, 2000), hoy zona metropolitana de Tuxtla Gutiérrez. La vegetación de la reserva no ha sido descrita con detalle, mientras la problemática ambiental por la demanda de terrenos para vivienda continua. Entre los pocos estudios que describen la vegetación en Villa Allende se encuentra a Espinosa-Jiménez *et al.* (2014) quienes registraron 372 especies propias del BTC y de la vegetación secundaria remanente al sur de la reserva. Sánchez (2014) realizó un estudio cuantitativo de la vegetación con menor

indicios de perturbación en la cuenca del río Sabinal con algunos sitios de muestreo en la reserva, registró 119 especies y la dominancia de especies como *Bursera simaruba*, *Alvaroa amorphoides*, *Tecoma stans*, *Zuelania guidonia* y *Acacia pennatula*.

La evaluación de los patrones de composición, diversidad y almacenes de carbono del BTC en área de alto valor biológico como las áreas protegidas, es información fundamental para establecer estrategias de conservación y restauración del BTC (Miles *et al.*, 2006; Quesada *et al.*, 2009; Newton, 2008). Ante el limitado número de contribuciones cuantitativas enfocadas a evaluar las características ecológicas del BTC en Villa Allende, el presente estudio tiene como objetivo describir la composición florística, estructura (área basal, densidad y altura), diversidad (alfa y beta) y la biomasa aérea de la comunidad arbórea en sitios con bosque secundario de distintas edades. Asimismo, se analiza el impacto de la perturbación de origen antropogénico (tiempo de abandono y porcentaje de especies pioneras) sobre la diversidad y estructura del bosque. Se espera que la información contribuya al desarrollo del plan de manejo y restauración del ecosistema en el área protegida.

Materiales y Métodos

Área de estudio y selección de los sitios de muestreo. El área de estudio se localiza al suroeste del área natural protegida Zona Protectora Forestal Vedada de Villa Allende ubicada en los límites de los municipios de Tuxtla Gutiérrez y San Fernando del estado de Chiapas; entre los paralelos, 16°47' N", 93°12" O, 16°48' S, 91°11' E. (Figura 1). De acuerdo con la clasificación de Koppen, modificada por García (2004), el clima en la región es cálido subhúmedo con régimen de lluvias de verano. La temperatura media anual es 22°C y la precipitación de 955.8 mm; la cual se concentra (96 %) en los meses de mayo a octubre (López, 2006). El bosque secundario se distribuye entre los 600-1000 metros (INEGI, 2007), en suelos tipo litosol de textura media y feozem, con un uso predominante agrícola pero con una fuerte tendencia a transitar hacia al uso urbano (SEMAVI, 2009).

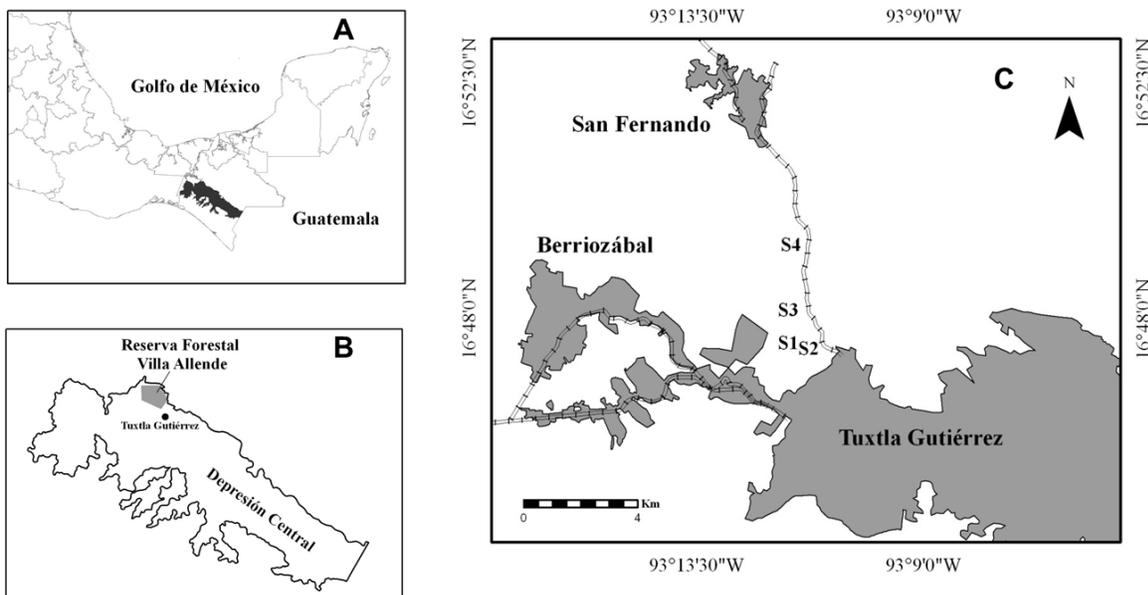


Figura 1. Localización de la región Depresión Central (RDC) en México (A), la Reserva Forestal Villa Allende en la RDC (B) y sitios de muestreo (S) en el sector suroeste de la reserva.

Para caracterizar la comunidad arbórea se establecieron 20 parcelas de forma rectangular (20×50 m) siguiendo la propuesta de Kalacska *et al.* (2004). La descripción de los sitios se encuentra en la Tabla 1. En el acahual de 10 años se instalaron cinco réplicas y en el acahual de 25 y 35 años seis. Asimismo, en el acahual de 45 años solo se establecieron tres réplicas debido a que este tipo de condición es escaso en el área de estudio. La distancia entre cada uno los sitios fue de 300 a 2 km y por lo general se localizaron en zonas con pendientes de suaves a moderadas y suelo tipo litosol (INEGI, 2007). La edad sucesional fue definida a partir de entrevistas con habitantes locales sobre la historia ambiental del lugar y corroborada mediante fotointerpretación de imágenes satelitales Landsat TM (1992, 2000 y 2015), Spot 5 (2009), ortofotos de 2001 (a blanco y negro, escala 1:75 000) y 2007 (a color, escala 1:40 000) y datos satelitales de alta resolución de Google Earth.

Muestreo de la vegetación. En cada parcela se midieron todos los individuos leñosos de ≥ 1.30 m de altura y con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 5 cm (árboles). En los individuos con multi-tallos, cada tallo con DAP ≥ 5 cm fue considerado como un individuo. Además del DAP (cm) de cada

individuo se registró la altura (del suelo al ápice del árbol) y su identidad taxonómica. Se colectaron muestras botánicas de los individuos que no fueron identificados en campo. Las muestras fueron determinadas mediante comparación con ejemplares del herbario Eizi Matuda de la UNICACH y CHIP de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural.

Tabla 1. Tiempos de abandono (años) y régimen de las perturbaciones de los sitios de muestro empleados para evaluar el bosque tropical caducifolio de la reserva forestal Villa Allende, Chiapas.

Clase de edad	Régimen de perturbación
Acahual de 10 años	Desde la fundación del ejido el lugar formó parte del bosque remanente destinado a la protección de la vertiente para la toma agua del ganado ejidal. Cuando la actividad ganadera en el ejido desapareció hace 25 años, el lugar se destinó a zona de reserva para la explotación minera (arena). Aunque el área no se llegó a explotar como banco de arena, durante más década parte de los terrenos no se dejó desarrollar la vegetación arbórea o acahual y además se aprovechó la madera para uso doméstico. Desde hace ocho años se destinó como reserva ecológica ejidal, sin embargo, se aplican prácticas de limpieza sin distinción de la regeneración natural. El lugar actualmente colinda con la carretera de vía rápida, el banco de arena y la zona urbana.
Acahual de 25 años	El sitio antiguamente formó parte de la zona mancomunada destinada para pastar al ganado ejidal de Viva Cardenas. A inicios de la década de los noventa, la actividad se abandonó a raíz que entró el programa PROCEDE. Actualmente el sitio colinda con potreros de propiedades privadas, el bosque secundario del ejido Plan de Ayala, terrenos agrícolas y la zona urbana. En este lugar aún se realiza la extracción en de leña y limpieza de líneas de transmisión de electricidad.

Acahual de 35 años	Esta zona se deforestó para destinarse al cultivo de maíz y como agostaderos del ejido Viva Cardenas (parcelas 1, 2 y 3). Desde su abandono ha sido expuesto a incendios (tres, último hace 8 años) y a la extracción de material vegetal. En la actualidad el lugar colinda con potreros de predios particulares, caminos de terracerías y líneas de transmisión eléctrica.
Acahual de 45 años	El área forma parte exclusiva de los terrenos de Plan de Ayala y fue deforestado en un inicio para cultivar maíz. En la década de los 50 se dejó crecer la vegetación, la cual sirvió para pastar libremente al ganado ejidal pero hace un par de décadas la actividad decayó. Actualmente, esta zona forma parte de un gran fragmento de bosque secundario que se extiende sobre zonas de los lomeríos hasta conectar con los terrenos del ejido Berriozábal, Berriozábal. En el lugar se observan evidencias de extracción de leños y algunas veredas.

La biomasa aérea se cuantificó mediante la aplicación del modelo alométrico propuesto por Martínez-Yrizar *et al.* (1992) para el bosque seco de México: $\log_{10}(\text{mass}) = -0.7590 + 0.9011 \log_{10} AB + 0.5751 \log_{10} DM + 0.56541 \log_{10} H$; donde, mass corresponde a la biomasa aérea (kg), AB: área basal (cm²), DM: densidad de la madera (g/cm³) y H: altura (m). La altura se tomó directamente de los datos del inventario de campo. La densidad de madera para cada especie se obtuvo de la consulta a la Tree Functional Attribute and Ecological Database (<http://db.worldagroforestry.org/>). Se consideraron los valores promedios de la densidad de madera a nivel de familia o género para las especies que no contaran con registro.

Análisis de datos. Se estimó la riqueza de especies a través de curvas de rarefacción, se calculó el estimador no paramétrico ACE, sugerido para las comunidades en regeneración (Chazdon *et al.*, 1998) y se exploró el patrón de distribución de las especies a través de la curva de Coleman. Se comparó la riqueza observada y los índices no paramétricos usando el programa EstimateS v. 8.2.0 (Colwell, 2009). Adicionalmente, por clase de edad se obtuvo el promedio de la densidad de especies (número de especies en 1000 m²) y el índice Shannon-Wiener (Magurran, 2004). La similitud en la composición de especies entre las muestras de todas las clases de vegetación se evaluó a través del índice de Similitud

de Bray-Curtis ($SB = (X_{ij} - X_{ik}) / (X_{ij} + X_{ik})$), donde X_{ij} es la abundancia de la especie i en el sitio j y X_{ik} es la abundancia de la especie i en el sitio k . Previo al cálculo, la matriz de abundancias fue transformada a escala logarítmica para minimizar el efecto de las especies dominantes. De forma complementaria, se realizó un ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS) (Minchin, 1987).

Para cuantificar la estructura se estimó por cada clase de edad el valor promedio de la densidad de individuos en 1000 m², el área basal por hectárea y la altura de los árboles (10 individuos más altos). También se calculó el índice de valor de importancia relativo (IVI) de cada una de las especies midiendo y sumando los valores de densidad (número de individuos por especie/total de individuos de las especies x 100), frecuencia (número de unidades de muestra en el que contabilizó una especie/el número total de unidades de muestra x 100) y dominancia (área basal de cada especie/total del área basal de todas las especies x 100) registrados en cada clase de vegetación analizada (Mueller-Dombois y Ellenberg, 2002).

Se calculó el porcentaje de especies pioneras por parcela como una medida del disturbio, similar al índice propuesto por Bongers *et al.* (2009). El índice de especies pioneras está basado en la cuantificación del número de individuos como una medida que puede reflejar el efecto integrado de todos los tipos de disturbio a diferentes escalas y tiempo sobre la diversidad de especies y la estructura del bosque secundario tropical (Hawthorne y Abu-Juam, 1995; Sheil y Bursalem, 2003; Hawthorne *et al.*, 2012).

Análisis estadísticos. Para evaluar las diferencias entre clases de edad, se realizaron análisis de varianza de una sola vía (ANOVA). Cuando los valores del ANOVA fueron significativos ($P \leq 0.05$), se realizó pruebas de comparación múltiple de Turkey *a posteriori*. Con variables cualitativas, como la composición de especies, las diferencias entre las clases se evaluaron a través de un análisis de varianza multivariado permutacional ADONIS, usando la matriz de distancias y disimilitud (McArdle y Anderson, 2001). Para detectar los cambios en la diversidad, estructura y la biomasa aérea en función de la edad sucesional y la intensidad del disturbio, se realizaron regresiones lineales simples. Las variables de respuesta se transformaron a una escala logarítmica para ajustar los datos a una distribución normal. Todos los análisis estadísticos se realizaron en R versión 3.1.2. (R Core Team, 2013).

Resultados

Composición florística. Se registró un total de 2,524 individuos correspondientes a 161 especies en un área de muestreo de dos hectáreas. En el Apéndice se describe la composición de especies para cada clase de edad estudiada. Del total de taxones, 139 fueron identificadas a nivel de especie, 18 a género y cuatro a familia. El acahual con 35 años de abandono fue el sitio que registró el mayor número de especies con 97 de ellas (35 familias) y 971 individuos. En la Tabla 1 se indican las cinco familias que componen individualmente más del 5% total de los individuos en todos los sitios de estudio. La contribución individual por taxón estuvo representada solo por 15 especies (las primeras cinco) con el valor del índice de importancia relativo (IVI) más alto (Figura 2). En el acahual de 10 años, una sola especie (*Luehea candida*) dominó con el 31% del IVI acumulado (Figura 2a). En tanto que en el acahual de 25 años las especies dominantes fueron: *Tecoma stans*, *Heliocarpus terebinthinaceus*, *Lysiloma acapulcense*, *Perymenium grande* y *Cochlospermum vitifolium*, en conjunto representaron el 26% del valor acumulado del IVI. Mientras *Montanoa tomentosa*, *Bursera simaruba*, *Hauya elegans*, *Bahuinia divaricata*, *Macherium arboreum*, *Gymnopodium floribundum* y *Fraxinus purpusii* fueron las especies más dominantes (24% del IVI total) en el acahual de 35 años. En el acahual con 45 años las especies *Eugenia savannarum*, *Machaerium arboretum*, *M. chiapense* y *Coccoloba barbarensis* en conjunto acumularon el 26% del IVI.

Tabla 1. Familias con una representación mayor al cinco por ciento de la composición florística dentro de cada clase de edad.

Edad	Familia	Composición (%)	No. de especies
Acahual de 10 años	Malvaceae	42.9	4
	Fabaceae	12.3	7
	Asteraceae	12.3	3
	Burseraceae	8.5	3
	Anonnaceae	3.8	1
Acahual de 25 años	Fabaceae	28.7	25
	Asteraceae	13.4	8
	Bignoniaceae	10.9	1
	Bixaceae	7.0	1
	Malvaceae	6.3	3
Acahual de 35 años	Fabaceae	21.6	17
	Asteraceae	15.7	6
	Euphorbiaceae	7.3	9
	Myrtaceae	6.6	5
Acahual de 45 años	Boraginaceae	4.5	5
	Fabaceae	27.3	14
	Myrtaceae	17.3	3
	Polygonaceae	9.1	3
	Euphorbiaceae	8.7	4
	Menispermaceae	5.4	1

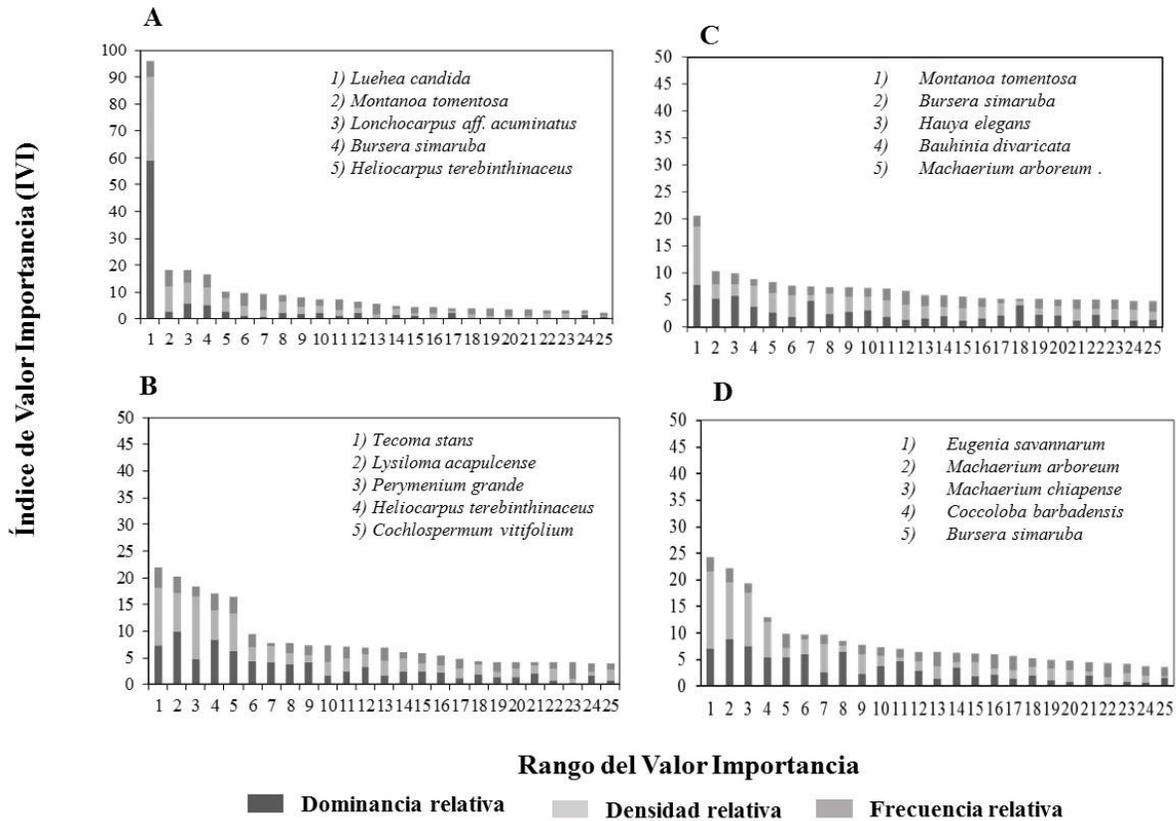


Figura 2. Índice del valor de importancia de las especies arbóreas y arbustivas (80 por ciento del índice de valor de importancia acumulado). Las especies se enlistan de acuerdo al valor más alto registrado en cada clase de edad: A= Acahual de 10 años, B) Acahual de 25 años, C) Acahual de 35 años y D) Acahual de 45 años.

Diversidad. Se encontraron diferencias significativas entre las clases de edad evaluadas para la densidad de especies ($F_3=14.1$, $P<0.001$) e índice de Shannon ($F_3=9.3$, $P<0.001$), siendo los acahuales de 35 años y 45 años, los sitios que reportaron los valores más altos (Figura 3A-B). Las curvas de acumulación de especies de las clases evaluadas se muestran en la Figura 4. El estimador ACE mostró un rango de observación del 60% al 90% del número de especies estimadas, pero únicamente en el acahual de 45 años la curva de especies tiende a estabilizarse a partir de 0.3 ha. Para todas las clases evaluadas las curvas de Coleman mostraron una tendencia más cercana a la distribución agregada que al azar.

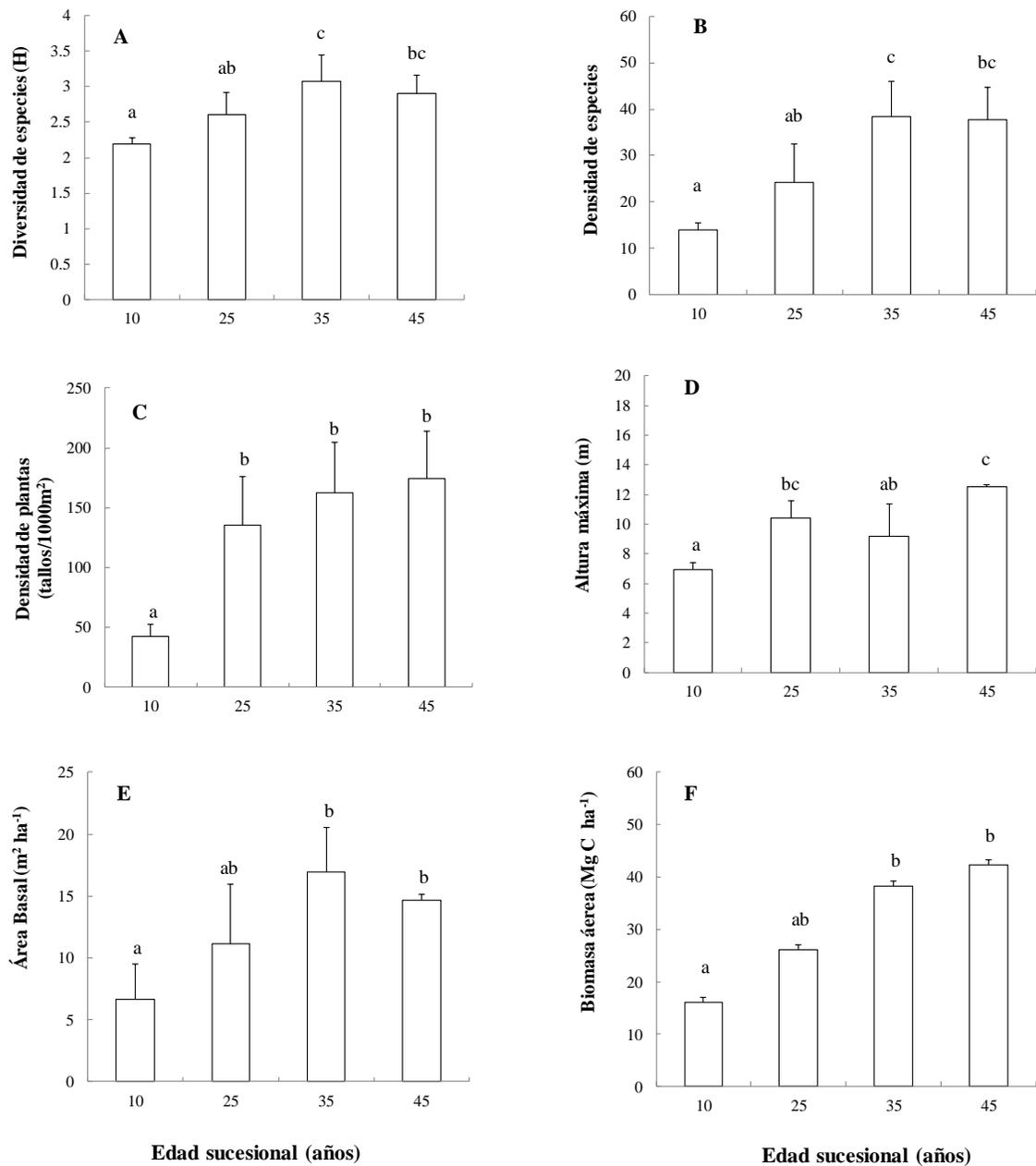


Figura 3. Características estructurales y diversidad de las clases de edad presentes en la reserva de Villa Allende, Chiapas. En cada gráfico, las columnas que no comparten letras iguales son estadísticamente diferentes a un nivel de significancia de $P \leq 0.001$ para las figuras A, C y D) y $P \leq 0.05$ para las figuras B, E y F.

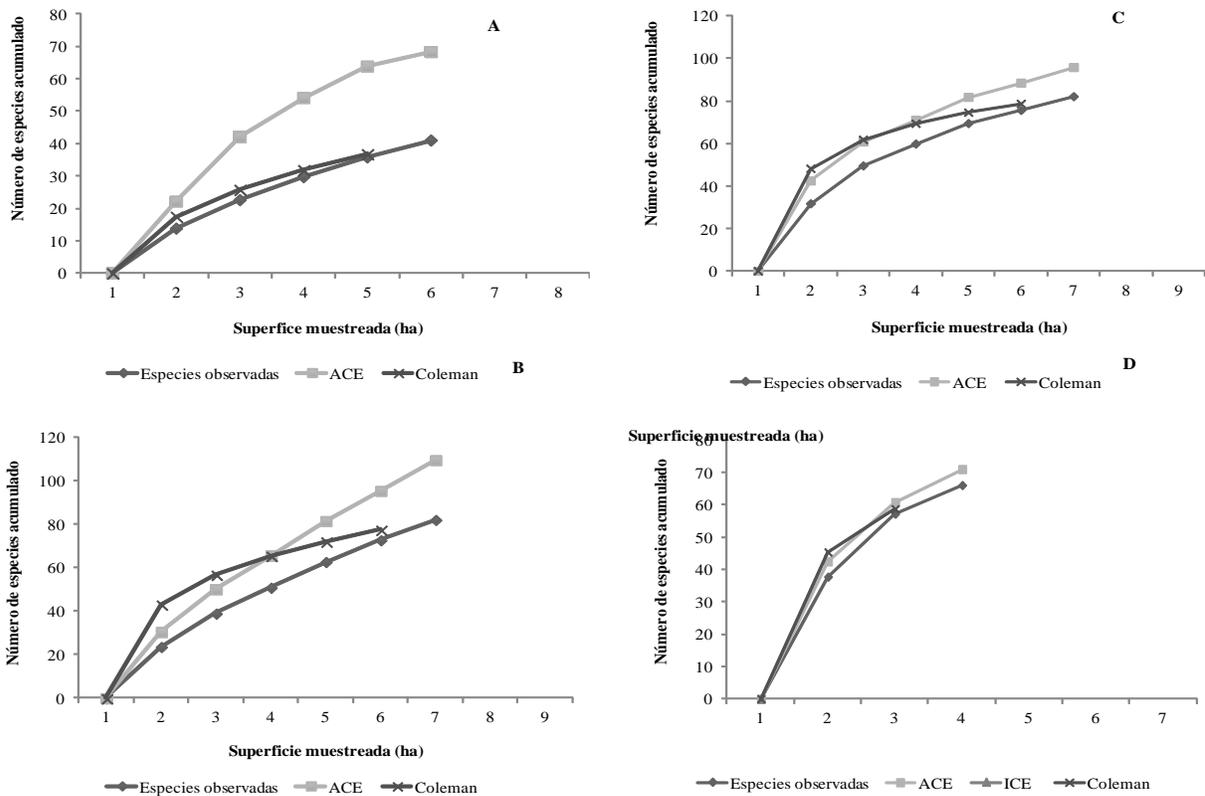


Figura 4. Especies observadas, estimador es de ACE y Coleman, en la Reserva Forestal de Villa Allende, Chiapas, representada por las clases de vegetación: A= Acahual de 10 años, B) Acahual de 25 años, C) Acahual de 35 años y D) Acahual de 45 años.

Los valores de similitud según el índice de Bray-Curtis (Tabla 2), indican una casi total disimilitud entre todos los sitios de acahuales de edad más avanzada con el acahual joven (10 años de abandono). También se encontró mayor afinidad florística entre los sitios con acahuales de edad más avanzada (35 y 45 años) con respecto al acahual de 25 años. En correspondencia a estos resultados el análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) reveló la conformación de tres grupos florísticamente diferentes ($F_{2,7} = 0.34$ $P < 0.001$; Figura 5). El primer grupo estuvo integrado por las parcelas de acahual de 10 años, el segundo por las parcelas de acahuales de 25 años y un último grupo compuesto por una parcela de acahual de 25 años con todas las parcelas correspondientes a los acahuales

de 35 y 45 años de abandono, respectivamente. Lo cual muestra la complementariedad entre la composición de especies de los sitios de más edad de abandono en el área de estudio.

Tabla 2. Matriz de similitud entre las asociaciones vegetales según índice de Bray-Curtis. El valor 0 indica total identidad entre las unidades, y el valor 1, unidades sin especies en común.

Clases de vegetación	Acahual de 10 años	Acahual de 25 años	Acahual de 35 años	Acahual de 45 años
Acahual de 10 años	0.00	-	-	-
Acahual de 25 años	0.74	0.00	-	-
Acahual de 35 años	0.76	0.59	0.00	-
Acahual de 45 años	0.81	0.84	0.86	0.00

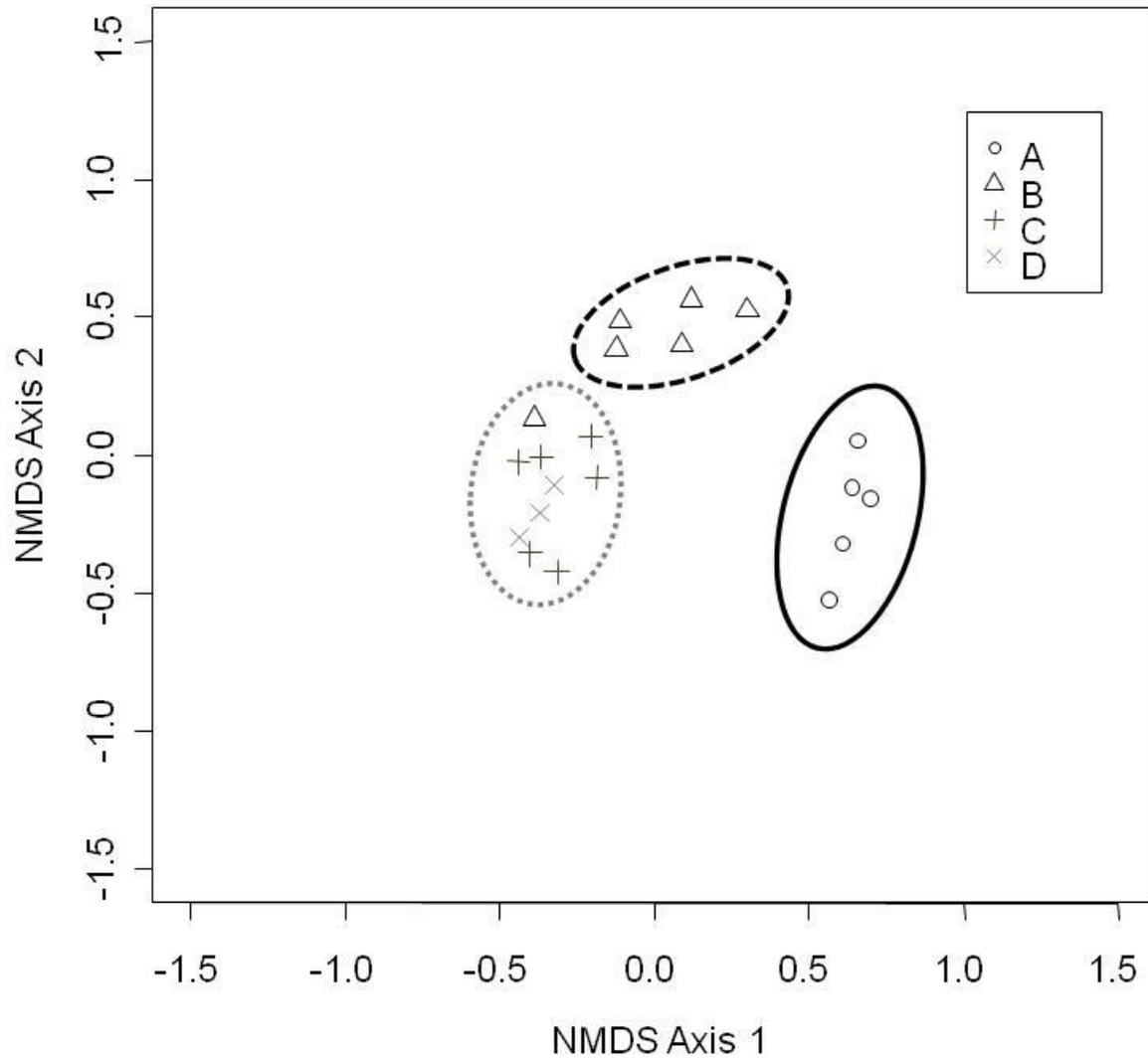


Figura 5. Ordenación Multidimensional No-Métrica basado en la raíz cuadrada de las abundancias de todas las especies y por clase de vegetación. Clases de vegetación: A= Acahual de 10 años, B= Acahual de 25 años, C) Acahual de 35 años y D) Acahual de 45 años. Las líneas indican la afinidad de parcelas de acuerdo a las abundancias.

Estructura y biomasa área. La densidad de plantas por categoría diamétrica mostró una distribución en forma de J invertida, lo que indica una concentración de la mayor parte de los individuos en la categoría más pequeña (5-10 cm) y con una tendencia exponencial negativa hacia las tallas más grandes (Figura 6). El acahual de 45 años registró los valores más altos de densidad de plantas en comparación al resto de las clases de vegetación ($F_3=13$, $P<0.001$). El área basal se comportó de forma similar al patrón observado en la densidad de plantas, pero con una ligera variación pues fue el sitio con acahuales de 35 años que presentó el valor más alto, para luego disminuir en el sitio con 45 años de abandono ($F_3=7.8$ $P<0.005$). En cuanto a altura máxima, los acahuales de edad más avanzada mostraron (Figura 3D) los valores más altos entre el total de las clases evaluadas ($F_3=12.5$, $P<0.001$). En términos de la biomasa aérea (Figura 3F), los valores aumentaron gradualmente del acahual de 10 años a los acahuales de 45 años ($F_3=7.9$, $P<0.05$).

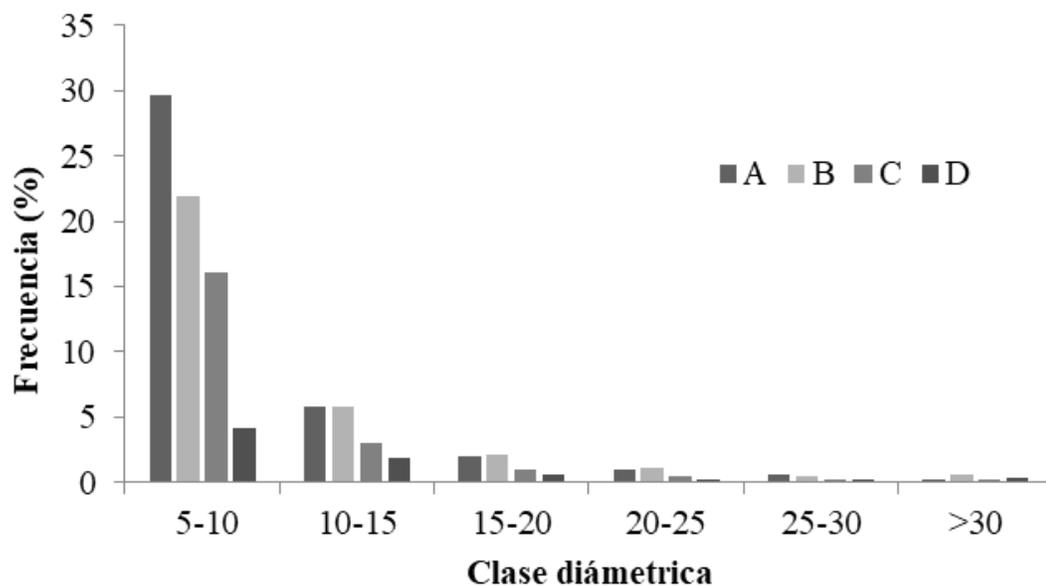


Figura 6. Estructura diamétrica de la comunidad arbórea por clases de vegetación en la Reserva Forestal de Villa de Allende, Chiapas. Clases de vegetación: A= Acahual de 10 años, B= Acahual de 25 años, C) Acahual de 35 años y D) Acahual de 45 años.

Influencia del tiempo de abandono y el porcentaje de especies pioneras. El tiempo de abandono contribuyó a explicar la variabilidad total en la diversidad, estructura y la biomasa aérea de la comunidad arbórea, siendo especialmente significativa para riqueza de especies ($R^2= 0.72$ $P<0.001$). El porcentaje de especies pioneras solo explicó la variabilidad total en los atributos de riqueza de especies y biomasa aérea, aunque en ambos casos se mostró una débil asociación con la variable explicativa (Tabla 3). Mientras que el efecto combinado de la edad sucesional y el porcentaje de especies pioneras solo mejoró la predicción de la variabilidad total para los atributos de densidad de tallos, área basal y en particular de la biomasa aérea ($R^2= 0.69$ $P<0.001$).

Tabla 3. Coeficientes de regresión para predecir los parámetros de diversidad y estructura a partir del tiempo de abandono y el porcentaje de especies pioneras.

Variable dependiente	Variable explicativa					
	Tiempo de abandono		Porcentaje de especies pioneras		Edad sucesional + porcentaje de especies pioneras	
	Parametro estimado	R ²	Parametro estimado	R ²	Parametro estimado	R ²
Densidad de especies	0.72 (0.10)	0.72***	-0.39 (0.22)	0.15*	0.70 (0.12) -0.06 (0.14)	0.72***
Índice de diversidad H'	0.22 (0.04)	0.59***	-0.10 (0.07)	0.09	0.22(0.05) 0.001(0.05)	0.59***
Densidad de tallos	0.95 (0.15)	0.68 ***	-0.35 (0.32)	0.06	0.99 (0.17) 0.12 (0.20)	0.69***
Altura máxima	0.23 (0.08)	0.31 **	-0.16 (0.11)	0.11	0.21 (0.09) -0.06 (0.11)	0.32**
Área basal	0.70 (0.13)	0.60 ***	-0.44 (0.23)	0.17*	0.66 (0.15) -0.13 (0.18)	0.61***

Biomasa aérea	0.70 (0.14)	0.59 ***	-0.58 (0.22)	0.28**	0.60 (0.14) -0.29 (0.17)	0.65***
---------------	-------------	-------------	--------------	--------	-----------------------------	---------

Niveles de significancia: *** $P > 0.001$, ** $P > 0.05$ y * $P > 0.1$

Discusión

Composición florística. La riqueza de especies arbóreas registrada en el área de estudio fue alta (161 especies) comparada con el número de especies reportadas para BTC perturbado en otras regiones de México, tal como el Istmo de Tehuantepec (62 especies, Lebrija-Trejos *et al.*, 2008), Veracruz (54 especies, Castillo-Campos *et al.*, 2008; 105 especies William-Linera *et al.*, 2011), península de Yucatán (69 especies, Leirana-Alcocer *et al.*, 2009; 43 especies, Zamora-Crescencio *et al.*, 2011), Depresión del Balsas (83 especies, Almazán-Núñez *et al.*, 2012) y aproximada a lo reportado para Centroamérica (159 especies, Kalacska *et al.*, 2004). Asimismo, por el elevado número de especies la familia Fabaceae destacó en la mayor parte de las clases evaluadas (Tabla 3). Al respecto, diversos autores ya han señalado la importancia de la presencia de esta familia en la composición florística del BTC tanto en su condición conservada como perturbada (Rzedowski, 1991; Vargas *et al.*, 2015). Tampoco sorprendió la preponderancia de la familia Malvaceae en el acahual de 10 años, ya que recientemente Rzedowski y Calderon (2013), destacaron la importancia de esta familia en la composición florística del BTC perturbado.

En términos florísticos se registraron elementos representativos del BTC señalados por Rzedowski (2006) como el género *Bursera* y *Ficus*, aunque la composición florística esta preponderantemente representada por especies muy tolerantes al disturbio y la sequía. Por ejemplo, *Tecoma stan* es una especie pionera que progresa fácilmente en áreas alteradas con suelos pedregosos y altamente resistente al estrés hídrico (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). También, *Montanoa tomentosa* es una especie típica de la vegetación secundaria que posee una alta capacidad de colonizar sitios de condición muy perturbada como los suelos con altas concentraciones de nitrógeno (Gelviz-Gelvez y Pavón, 2013). La dominancia de *Lueha candida* se explica en la alta capacidad de adaptación de esta especie a los ambientes perturbados (Cordero *et al.*, 2003) y por la contribución de la presencia de ciertos

árboles remanentes, producto del fomento por parte de los productores para favorecer la protección de vertiente de agua en el ejido Viva Cárdenas.

Por otra parte, la clara separación los elementos florísticos en tres grupos florísticos muestra el impacto de la perturbación antropogénica sobre la composición florística del área de estudio. Sin embargo, este cambio no es tan sencillo de explicar pues es resultado de complejas interacciones entre factores intrínsecos y extrínsecos que participan durante el proceso de sucesión (Lebrija-Trejos *et al.*, 2010). Entre estos factores se ha observado la participación de la vegetación remanente, la combinación de diferentes usos del suelo previos (p. ej. cultivo+pastoreo), la calidad del suelo y uso del fuego; estos factores influyen de manera sustancial en la composición del BTC durante el proceso sucesional (Chazdon *et al.*, 2007; Derroire *et al.*, 2016).

Diversidad. Las diferencias encontradas en los valores de diversidad conforme se avanza en la cronosecuencia de abandono y el registro de la mayor cantidad de especies en los sitios con más edad de abandono (acahuales de 35 y 45 años), son aspectos indicativos de que la riqueza de especies se ha visto favorecida en el área de estudio. De acuerdo con Sheil (1999), la rápida acumulación de la riqueza de especies en los bosques tropicales es resultado tanto de del efecto de la heterogeneidad ambiental como el disturbio humano. Rocha-Loredo *et al.* (2010) para la región de estudio registraron a pesar del grado de perturbación una diversidad regional de árboles relativamente alta atribuida a la heterogeneidad ambiental que promueve el recambio. De forma similar a lo observado por estos autores, en el presente estudio encontramos altos valores del índice de Bray-Curtis indicando un notable recambio de especies (diversidad β) probablemente influenciado por las condiciones topográficas cambiantes en un gradiente altitudinal corto (200 metros) y al disturbio (Balvanera *et al.*, 2002). Al respecto de este último, diversos autores han reportado que la diversidad vía riqueza específica y promedio de la densidad de especies del BTC alcanza su pico máximo en los paisajes con una larga de historia de disturbio producto de actividades como la ganadería, explotación forestal e incendios (Castillo-Campos *et al.*, 2008; Lebrija-Trejos *et al.*, 2008; Bongers *et al.*, 2009). El disturbio promueve condiciones ambientales para que las especies, generalmente pioneras, puedan establecerse adicionando más especies a la diversidad remanente, resultando en una alta diversidad florística inclusive por encima al bosque primario (Castillo-Campos *et al.*, 2008; Connell, 1978). Lo observado por estos autores puede confirmarse en el área de

estudio, pues se registró un elevado porcentaje de especies pioneras (42%). Adicionalmente, los resultados del estimador ACE mostraron una baja heterogeneidad en el patrón de distribución de las especies, lo cual puede estar relacionado con la presencia de especies únicas a razón que entre más especies únicas existan en la muestra, el grado de agregación de las especies se incrementa (Magurran, 2004). López-Gómez y Williams-Linera (2006) evidenciaron de forma semejante un patrón de distribución agregada para las especies arbóreas de los cafetales bajo sombra en Veracruz derivadas del manejo intensivo al cual están sometidos. Por lo que esta tendencia hacia la distribución agregada de las especies encontrada en este estudio puede ser una expresión más de la intervención humana sobre la vegetación remanente de la región.

Estructura. En cuanto a la comunidad en sucesión, la densidad de plantas no tiende a estabilizarse conforme avanza el proceso de sucesión. Este comportamiento es similar a lo encontrado por Almazán-Núñez *et al.* (2012), para las comunidades en sucesión de Organera-Xochipala, Guerrero y del bosque estacional en regeneración en Centroamérica (Kalacska *et al.*, 2004). De acuerdo con Chazdon *et al.* (2007), la densidad de tallos del bosque secundario tropical es una variable compleja influenciada por diversos factores locales. Para el área de estudio, destaca la contribución de los individuos pequeños (5-10 cm; Figura 3a) que coexisten durante las etapas de sucesión evaluadas. Estos individuos por lo general suelen pertenecer a especies con alta capacidad de crecimiento y adaptación a las condiciones de disturbio (Lebrija-Trejos *et al.*, 2010).

El rango de altura máxima de los árboles (9-12 m) reportada para el área de estudio registró valores aproximados a los bosques secundarios en Yucatán (Dupuy *et al.*, 2012, \approx 10-12 m) y dentro del rango de altura indicado para el bosque tropical caducifolio conservado (\approx 8-12 m) en México (Trejo, 1998). Este resultado muestra la rápida recuperación del atributo a niveles del bosque maduro. Este patrón está probablemente asociado con la historia de vida de las especies pioneras que generalmente se establecen sobre todo al inicio de la sucesión (Figura D-achahual de 10 y 25 años), las cuales suelen emplear una estrategia de colocación temprana para la adquisición de recursos para después incorporar los cambios a nivel estructural (Guariguata y Ostertag, 2001).

El área basal y la biomasa aérea mostraron valores recíprocos, excepto para el acahual de 45 años. El incremento en el valor de la biomasa aérea obedece más a la participación de la suma de factores (altura y densidad de madera) que se emplean en la ecuación alométrica que al aporte de la densidad de plantas. En cuanto al incremento asintótico de la biomasa aérea (Figura 3 F) este es un patrón común en el bosque tropical secundario, pues la acumulación máxima o a niveles cercanos al bosque maduro suele alcanzarse después de los sesenta años (Porter *et al.*, 2016). De acuerdo con Rozendaal *et al.* (2016), el bosque caducifolio secundario del Neotrópico muestra una acelerada acumulación de biomasa área en los primeros 20 años de la sucesión a razón de $31.0 \pm 25.1 \text{ mg ha}^{-1}$, pero después de 3 a la 5 décadas alcanza el rango máximo de 50-100 mg ha^{-1} ; mientras que los registros del área basal en otras regiones del país muestran valores entre 25 m^2/ha ($\geq 1 \text{ cm}$ de DAP; Lebrija-Trejos *et al.*, 2008) y 34 m^2/ha ($\geq 1 \text{ cm}$ de DAP; Read y Lawrence, 2003), para los bosques secundarios de Nizada, Oaxaca y la Península de Yucatán. En este sentido, los bajos valores de área basal y biomasa aérea encontrados en este estudio indican que la estructura del bosque se recupera lento.

Influencia del tiempo de abandono y el porcentaje de especies pioneras. En este estudio se observó una fuerte influencia de la edad del abandono del sitio sobre todos los atributos evaluados, en especial sobre la densidad de especies. Estos resultados coinciden con las observaciones de Dupuy *et al.* (2012), quienes reportaron el incremento logarítmico positivo para la altura, área basal y densidad de especies conforme la edad sucesional del bosque secundario de la Península de Yucatán. De igual manera, Becknell y Powers (2014), reportan para el bosque caducifolio secundario de Costa Rica, a la edad sucesional como el factor de mayor contribución para explicar el patrón de acumulación de la biomasa aérea y la diversidad taxonómica (riqueza de especies), respectivamente. En contraste, la pobre explicación del porcentaje de especies pioneras sobre la diversidad es hasta cierto punto esperable debido a que este es un atributo poco afectado por el disturbio antropogénico. Bongers *et al.* (2009), registraron que la diversidad del árboles del bosque secundario caducifolio de Ghanna respondió mejor al disturbio que el bosque húmedo. A diferencia de la diversidad y a través del efecto combinado con edad, el disturbio antropogénico permitió explicar los cambios en los atributos de estructura (densidad de tallos y área basal) y preponderantemente el efecto sobre la biomasa aérea. El impacto de la perturbación sobre la estructura del bosque tropical secundario se ha observado en los lugares sometidos a tala selectiva, incendios forestales recurrentes o aprovechamiento de leña y carbón (Hawthorne *et al.*, 2012). Por lo que, es posible que en el área de estudio siga un patrón similar y lo que se observa sea el resultado

acumulado de la historia de la región, la cual durante el siglo XX estuvo sometida a una intensa actividad sobre la explotación de maderas tropicales valiosas (Vargas *et al.*, 2000) asociada a la ganadería extensiva. Así como por el efecto del actual proceso de explotación forestal a cual está sometida el área de estudio, pues durante los recorridos de campo se observó la presencia de tocones y tala clandestina para el aprovechamiento de leña. Por lo cual, es esperable que la comunidad arbórea este integrada por individuos > 5 cm (80%) y una ausencia de individuos de tallas grandes (< 60 cm).

Por último, la variabilidad remanente puede verse afectada por otros factores externos como la posición geográfica del sitio que ocasiona el aislamiento del bosque secundario, al estar rodeado de un banco de arena, una zona urbana y cultivos agrícolas, los cuales influyen en la calidad del sitio (suelo) y en la disponibilidad de propágulos (Martínez-Ramos y García, 2007). Esto tiene como consecuencia que el proceso de recuperación de la composición y estructura sea más lento (Kernnard *et al.*, 2002; Chazdon *et al.*, 2007; Quesada *et al.*, 2009; Lebrija-Trejos *et al.*, 2011; Dupuy *et al.*, 2012). Aunque varios de estos factores no fueron considerados en este estudio, se ha documentado para la región una pobre condición del suelo con bajos niveles materia orgánica, nutrientes y actividad microbiana (Ponce-Mendoza *et al.*, 2010). Además de un bajo potencial de regeneración de especies propias del bosque maduro vía dispersión y banco de semillas en las diferentes etapas de sucesión (Hammond, 1995), y la ausencia de escasos fragmentos de bosque original que persisten en la zona (Gordillo y Castillo-Santiago, 2017), producto de la larga historia de disturbio de la región debido a la explotación forestal, la fragmentación y las prácticas de aprovechamiento forestal inadecuadas.

Referencias

- Almazán- Núñez, R. C., Coro, A. M., Eguiarte, L. E. y Corcuera, P. (2012). Changes in composition, diversity and structure of woody plants in successional stages of tropical dry forest in southwest Mexico. *Revista Mexicana de biodiversidad*, 83, 1096-1109. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.4.1011>
- Balvanera P., Lott, E., Segura, G., Siebe, C. e Islas, A. (2002). Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Sciences*, 13(2), 145-158. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02034.x>
- Becknell, J. M., Kucek, L. K. y Powers, J. S. (2012). Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: a literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management*, 276, 88–95. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.033>
- Becknell, J. M. y Powers, J. S. (2014). Stand age and soils as drivers of plant functional traits and aboveground biomass in secondary tropical dry forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 44, 604-613. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0331>
- Bongers, F., Poorter, L., Hawthorne, W. D. and Sheil, D. (2009). The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. *Ecology Letters*, 12, 1-8. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01329.x>
- Castillo-Campos, G., Halffter, G. y Moreno, C. E. (2008). Primary and secondary vegetation patches as contributors to floristic diversity in a tropical deciduous forest landscape. *Biodiversity Conservation*, 17,1701–1714. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9375-7>
- Calvo-Rodríguez, S., Sanchez-Azofeifa, S. A. G., Duran, S. M. y Espírito-Santo, M. M. (2017). Assessing ecosystem services in Neotropical dry forests: a systematic review. *Environmental Conservation*, 44(1), 34-43. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892916000400>
- Challenger, A. y Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En CONABIO (Ed). *Capital Natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio (pp. 37-73). México D. F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

- Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Denslow, J. S. and Guariguata, M. (1998). Statistical estimation of species richness of woody regeneration in primary and secondary rainforests of NE Costa Rica. In Dallmeier, F. and Comisky, J. (Eds.). *Forest biodiversity in North, Central and South America and the Caribbean: Research and monitoring* (pp. 285–309). Paris, France: Parthenon Press.
- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., Van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. y Finegan, B. (2007). Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser.* 362, 273–289. DOI: 10.1098/rstb.2006.1990
- Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D.M., Bongers, F., Almeyda, Z. A. M., Mitchell, T.A.,... Poorter, L. (2016). Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, 2(5),1-10. DOI: 10.1126/sciadv.1501639
- Ceballos, G., Martínez, A. L., García, Espinoza, E., J. B., Creel y Dirzo, R. (Eds.). (2010). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. México. México, D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Fondo de Cultura Económica.
- Colwell, R. K. (2009). EstimateS v. 8.2.0. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. USA, University Connecticut. Retrieved from <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199,1302-1310.
- Cordero, J., Boshier, D.H., CATIE y OFI. (2003). *Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas*. Great Britan. Forest Reserch Programme.
- Derroire, G., Balvanera, P., Castellanos-Castro, C., Decocq, G., Kennard, D. K., Lebrija-Trejos, E.,... Haely, J. R. (2016). Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. *Oikos*, 125, 1386–1397. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.03229>
- Dupuy, J. M. J., Hernández-Stefanoni, L., Hernández-Juárez, R. A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J. O., Leyequién-Abarca, E., ... May-Pat, F. (2012). Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. *Biotropica*, 44(2), 151–162 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00783.x>

- Espinosa-Jiménez, J. A., López-Cruz, A., Pérez-Farrera, M. A. y López, S. (2014). Inventario florístico de la cañada la Chacona-Juan Crispín y zonas adyacentes, Depresión Central de Chiapas, México. *Botanical Sciences*, 92 (2), 205-241. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.30>
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. México, D. F., México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Guariguata, M. y Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185-2006. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)
- Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C.A., Peres, C. A. y Sodhi, N.S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(2), 561-582. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>
- Gelviz-Gelvez, S. M. y Pavón, H. N. (2013). Diversidad de especies arbustivas en una zona semiárida de México. *Ciencias Forestales y Medio Ambiente*, 19(3), 223-335. DOI: [10.5154/r.rchscfa.2012.08.049](https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.08.049)
- Gentry, A. H. (1995). Diversity and floristic composition of neotropical dry forest. In Bullock, S. H., Mooney, H. A. and Medina, E. (Eds.). *Seasonally dry tropical forests* (pp. 146-194). Cambridge, U.K.:Cambridge University Press.
- Gordillo, R. M. C. y Castillo-Santiago, M.A. (2017). Cambio de uso del suelo en la cuenca del río Sabinal, Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 4(10), 39-49. DOI: <http://dx.doi.org/10.19136/era.a4n10.803>
- INEGI (Instituto Nacional de Geografía y Estadística). (2007). Carta topográfica Tuxtla Gutiérrez -E15-11. Escala: 1:250 000.
- Kalacska, M., Sanchez-Azofeita, G. A., Calvo-Alvarado, J. C., Quesada, M., Rivard, B. y Janzen, D. H. (2004). Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 200, 227-247. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.001>

- Kernnard, D. K., Gouldb, K., Putza, F. E., Fredericksenc, T. S. y Morales, F. (2002). Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 162, 197–208. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00506-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00506-0)
- Hammond, D.S. (1995). Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture, Chiapas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 11(2), 295-313. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400008762>
- Hawthorne, W.D. and Abu-Juam, M. (1995). *Forest Protection in Ghana*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.: IUCN.
- Hawthorne, W.D., Sheil, D., Agyeman, V. K., Abu Juam, M. and Marshall, C.A.M. (2012). Logging scars in Ghanaian high forest: towards improved models for sustainable production. *Forest Ecology and Management*, 271, 27–36. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.01.036
- Leirana-Alcocer, J. L., Hernández-Betancourt, S., Salinas-Peba, L.y Guerrero-González, L. (2009). Cambios en la estructura y composición de la vegetación relacionados con los años de abandono de tierras agropecuarias en la selva baja caducifolia espinosa de la reserva de Dzilam, Yucatán. *Polibotánica*, 27, 53-70.
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E. A., Meave, J. A., Poorter, L. y Bongers, F. (2011). Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *J. Trop. Ecol.*, 27, 477-489. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467411000253>
- Lebrija-Trejos, E., Meave, J.A., Poorter, L., Pérez-García, E.A. y Bongers, F. (2010). Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspective of Plant Ecology*, 12,267-275. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2010.09.002>
- Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Pérez-García, E.A. y Meave, J.A. (2008). Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica*, 40, 422-431. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00398.x>
- López, E.J.G. (2006). Estimación de tormentas y avenidas para el diseño de las obras de protección del Río Sabinal (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Chiapas. Chiapas, México.

- López-Gómez, A. M. y Williams-Linera, G. (2006). Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Botanical Sciences*, 78, 7-15. DOI: 10.17129/botsci.1717
- López-Toledo, J.F., Váldez-Hernández, J.I., Pérez-Farrera, M. A. y Celina-Alcalá, V.M. (2012). Composición y estructura arbórea de un bosque tropical estacionalmente seco en la reserva de la biosfera La Sepultura, Chiapas. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3(12), 44-55. DOI: 10.5154/r.rchscfa.2013.06.023
- Lohbeck, M., Poorter, L., Martínez-Ramos, M. y Bongers, F. (2015). Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. *Ecology*, 96(5), 1242–1252. DOI: <https://doi.org/10.1890/14-0472.1>
- Martínez-Ramos, M. y García, O. X. (2007). Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Botánica*, 80, 69-84.
- Martínez-Yrizar, Sarukhan, A. J., Pérez-Jímenez, A., Rincon, E., Maass, J. M., Solis-Magallanes, A. y Cervantes, L. (1992). Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 8(1), 87-96. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400006131>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford, U.K.: Blackwell.
- Miranda, F. (1952). *La vegetación de Chiapas: primera parte..* Tuxtla Gutiérrez, Chiapas: Ediciones del Gobierno del Estado.
- Miles L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. and Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33,491–505. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- McArdle, B.H. and Anderson, M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82, 290–297. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0290:FMMTCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2)
- Minchin, P.R. (1987). An evaluation of relative robustness of techniques for ecological ordinations. *Vegetatio*, 69, 89–107. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00038690>

- Mueller-Dombois, D. y Elleberg, H. (2002). *Aims and methods of vegetation ecology*. Second Edition. New Jersey, USA: Blackburn Press.
- Newton, A. (2008). Restoration of dryland forests in Latin America: The ReForLan Project. *Ecological Restoration*, 26(1),10-13. DOI: 10.3368/er.26.1.10
- Ponce-Mendoza, A., Ceballos-Ramírez, J. M., Gutierrez-Micelli, F. and Dendooven, L. (2010). Emission of nitrous oxide and carbon dioxide from semi-arid tropical soils in Chiapas México. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34, 1617-1628. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000500015>
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T.M., Almeyda Z. A., Balvanera, P., Becknell, J. M.,... Rozendaal, D. A. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530, 211-214. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Portillo-Quintero, C., Sanchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., Quesada, M. and Espirito, M.M. (2015). The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. *Regional Environmental Change*, 15(6), 1039-1049. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0689-6>
- Sheil, D. (1999). Tropical forest diversity, environmental change and species augmentation: after the intermediate disturbance hypothesis. *Journal of Vegetation Science*, 10, 851-860.
- Sheil, D., Burslem, D.F. (2003). Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends Ecology Evolution*, 18,18–26. DOI: <https://doi.org/10.2307/3237310>
- Sánchez, M. D. (2014). Estructura y composición florística de la subcuenca del río Sabinal, Chiapas, México (tesis de pregrado). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Chiapas, México.
- SEMAVI. (2009). Programa de Ordenamiento ecológico territorial de la subcuenca del Río Sabinal. Chiapas, México: Gobierno del Estado de Chiapas.
- Trejo, I. (1998). Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo (Tesis de Doctorado). Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México.

- Trejo I. y Dirzo R. (2000). Deforestation and seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94, 133-142. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)
- Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, G.A., Álvarez-Anorve, M., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J....Sanchez-Montoya, G. (2009). Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology Management*, 258,1014-1024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.023>
- Quesada, M., Álvarez-Añorve, M., Ávila-Cabadilla, L., Castillo, A., Lopezaraiza-Mikel, M., Martén-Rodríguez, S,... Valdespino-Vázquez, N. (2014). Tropical dry forest ecological succession in Mexico: synthesis of a long-term study. In Sanchez-Azofeifa, A., Powers, J. S., Fernandes, G.W. y M. Quesada (Eds.). *Tropical dry forest in America* (pp. 17-33). New York: Tylor & Francis Group.
- R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado <http://www.R-project.org/>
- Read, L. y Lawrence, D. (2003). Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forest of the Yucatan. *Ecological Applications*, 13(1), 85-97. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0085:ROBFSC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0085:ROBFSC]2.0.CO;2)
- Reyes-García, A. y Sousa, M. (1997). Depresión Central de Chiapas, la Selva Baja Caducifolia. Listados Florísticos de México XVII. México, D.F., México: Universidad Nacional Autónoma de México/Instituto de Biología.
- Rzedowski, J. (1991). El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*, 15, 47–64. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm15.1991.620>
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. Recuperado de https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- Rzedowski J. y Calderon, G.. (2013). Datos para la apreciación de la flora fanerogámica del bosque tropical caducifolio de México. *Acta Botánica Mexicana*, 102, 1-23. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm102.2013.229>

- Rocha-Loredo, A.C., Ramírez-Marcial, N. y González-Espinosa, M. (2010). Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Botanical Sciences*, 87, 89-103. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.313>
- Rozendaal, M. A. D., Chazdon, R. L., Arreola-Villa, F., Balvanera, P., Bentos, T. V., Dupuy, J. M.,... Borgers, F.(2016). Demographic drivers of aboveground biomass dynamics during secondary succession in Neotropical dry and wet forests. *Ecosystems*, 20(2), 340-353. DOI: 10.1007/s10021-016-0029-4
- Rüger, N., Williams-Linera, G., Kissling, W.D. and Huth, A. (2008). Long-Term impacts of fuelwood extraction on a tropical montane cloud forest. *Ecosystems*, 11, 868–881. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9166-8>
- Pérez-Farrera, M y E. Espinosa. (2010). Depresión Central-Comalapa, Chiapas. En: Ceballos, G., Martínez, L. García, A., Espinoza, E., Creel, J. B. y Dirzo, R. (Eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (pp. 543-547). México. D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Fondo de Cultura Económica.
- Vargas, M.F., Escobar, S.y Del Ángel, R. (2000). Áreas naturales protegidas de México con decretos federales. Recuperado de <http://www.paot.mx/centro/ine-semarnat/anp/AN01.pdf>
- Vargas, G., Werden, L. K. y Powers, J.S. (2015). Explaining legume success in tropical dry forests based on seed germination niches: a new hypothesis. *Biotropica*, 47(3), 277–280. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12210>
- Vázquez-Yanes, C., Batis, M.A. I., Alcocer, S.M. I., Gual, D. M. y Sánchez, D. C. (1999). Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Recuperado de http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/inicio.pdf
- William-Linera, G., Álvarez-Aquino, C., Hernández-Ascención, E. y Toledo, M. (2011). Early successional sites and the recovery of vegetation structure and tree species of the tropical dry forest in Veracruz, Mexico. *New Forests* 42: 131-148. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-010-9242-8>
- Zamora-Crescencio, P., Domínguez-Carrasco, M., Villegas, P., Gutiérrez-Báez, C., Manzanero-Acevedo, L. A., Ortega-Hass, J.J.,... Gutiérrez-Báez, C. 2011. Composición florística y estructura

de la vegetación secundaria en el norte del estado de Campeche, México. Botanical Sciences, 89,27-35. DOI: 10.18387/polibotanica.43.3

Ápndice. Lista de especies de árboles a fines al bosque tropical caducifolio registrados en las diferentes clases de vegetación. A= Acahual de 10 años, B)Acahual de 18 años, C)Acahual de 35 años y D)Acahual de 45 años. Afinidad sucesional: P=pionera, SI=intermedia y T=tardia.

Familia/Especie	a	b	c	d	Afinidad sucesional
Acanthaceae					
<i>Aphelandra scabra</i> (Vahl) Sm.	0	0	1	0	P
Anacardiaceae					
<i>Comocladia guatemalensis</i> Donn. Sm.	0	1	1	0	SI
<i>Spondias purpurea</i> L.	0	0	1	0	SI
Annonaceae					
<i>Annona purpurea</i> Moc. & Sessé ex Dunal	1	0	0	0	P
<i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill.	0	0	0	1	SI
Apocynaceae					
<i>Plumeria rubra</i> L.	0	1	1	0	SI
<i>Stemmadenia pubescens</i> Benth.	0	1	0	0	P
<i>Tabernaemontana alba</i> Mill.	0	0	1	0	T
<i>Cascabela ovata</i> (Cav.) Lippold	1	1	1	0	P
Bignoniaceae					
<i>Godmania aesculifolia</i> (Kunth) Standl.	0	0	0	1	SI
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	1	0	0	0	SI
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	1	1	1	1	P
Bixaceae					
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	1	1	0	0	P
Boraginaceae					
<i>Bourreria andrieuxii</i> Hemsl.	0	1	1	1	T
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	1	1	1	0	SI
<i>Cordia alba</i> (Jacq.) Roem. & Schult.	0	1	1	1	P
<i>Cordia dodecandra</i> A. DC.	0	1	1	1	P
<i>Cordia gerascantus</i> L.	0	0	1	0	T

Burseraceae					
<i>Bursera bipinnata</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Engl.	0	1	0	0	SI
<i>Bursera excelsa</i> (Kunth) Engl.	0	0	1	1	SI
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	1	1	1	1	SI
<i>Bursera tomentosa</i> (Jacq.) Triana & Planch.	1	1	1	1	SI
Capparaceae					
<i>Capparis indica</i> (L.) Druce	0	0	0	1	P
Celastraceae					
Especie sp3	0	1	0	0	ND
<i>Maytenus</i> sp62	0	0	1	1	ND
<i>Semialarium mexicanum</i> (Miers) Mennega	0	0	1	0	SI
<i>Pristimera celastroides</i> (Kunth) A.C.Sm.	0	0	1	0	T
<i>Wimmeria acuminata</i> L.O. Williams	0	0	1	0	ND
Combretaceae					
<i>Bucida</i> sp177	0	0	1	0	ND
Compositae					
<i>Adenophyllum appendiculatum</i> (Lag.) Strother	0	1	0	0	P
<i>Eremosis leiocarpa</i> (DC.) Gleason	0	1	0	0	ND
<i>Epatorium</i> sp6	1	0	0	0	ND
Especie sp38	1	0	0	0	ND
<i>Lasianthaea ceanothifolia</i> (Willd.) K.M. Becker	0	1	1	1	ND
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	1	1	1	0	P
<i>Perymenium grande</i> Hemsl.	0	1	1	0	SI
<i>Perymenium grande</i> var. <i>nelsonii</i> (B.L. Rob. & Greenm.) J.J. Fay	0	1	0	0	SI
<i>Senecio</i> sp127	0	1	1	1	ND
<i>Sinclairia glabra</i> (Hemsl.) Rydb.	0	1	0	0	ND
<i>Struthanthus</i> sp.	0	0	0	1	ND
<i>Vernonia</i> aff. <i>canescens</i>	0	0	1	1	ND
Convolvulaceae					
<i>Ipomoea pauciflora</i> M. Martens & Galeotti	0	0	1	0	ND

Ebenaceae					
<i>Diospyros salicifolia</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	1	1	0	0	T
Erythroxylaceae					
<i>Erythroxylum havanense</i> Jacq.	0	1	1	1	SI
Euphorbiaceae					
<i>Acalypha schiedeana</i> Schltldl.	0	1	1	0	SI
<i>Adelia</i> aff. <i>oaxacana</i>	0	0	1	0	ND
<i>Bernardia mollis</i> Lundell	0	1	1	1	P
<i>Cnidoscolus aconitifolius</i> (Mill.) I.M. Johnst	0	1	1	1	P
<i>Croton guatemalensis</i> Lotsy	0	1	0	0	P
<i>Croton niveus</i> Jacq.	0	0	1	0	T
<i>Croton oerstedianus</i> Müll. Arg.	0	1	1	1	P
<i>Croton</i> sp1	0	0	1	0	ND
<i>Euphorbia calcarata</i> (Schltldl.) V.W. Steinm.	0	1	1	1	SI
<i>Euphorbia lundelliana</i> Croizat	0	0	1	0	SI
<i>Euphorbia schlechtendalii</i> Boiss.	0	1	0	0	T
Leguminosae					
<i>Acacia angustissima</i> (Mill.) Kuntze	0	1	1	1	P
<i>Acacia cornigera</i> (L.) Willd.	0	1	1	1	P
<i>Acacia macracantha</i> Willd.	0	1	0	0	P
<i>Acacia pennatula</i> (Schltldl. & Cham.) Benth.	1	1	0	1	P
<i>Albizia lebbbeck</i> (L.) Benth.	0	1	0	0	SI
<i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart	0	1	1	1	SI
<i>Albizia tomentosa</i> (Micheli) Standl.	0	1	0	0	P
<i>Bauhinia cookii</i> Britton & Rose	0	1	0	0	T
<i>Bauhinia divaricata</i> L.	0	1	1	1	P
<i>Calliandra</i> aff. <i>mexicana</i>	0	0	0	1	P
<i>Calliandra houstoniana</i> (Mill.) Standl.	0	1	1	0	P
<i>Calliandra tergemina</i> (L.) Benth.	0	1	0	0	P
<i>Eysenhardtia adenostylis</i> Baill.	0	1	0	0	P
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Walp.	1	0	1	0	SI
<i>Indigofera</i> sp41	0	1	0	0	ND
<i>Lennea viridiflora</i> Seem.	0	1	0	1	ND
<i>Leucaena</i> aff. <i>diversifolia</i>	0	1	0	0	P
<i>Leucaena</i> aff. <i>leucocephala</i>	0	1	0	1	P
<i>Leucaena collinsii</i> Britton & Rose	1	0	0	0	P

<i>Leucaena shannonii</i> Donn. Sm.	0	1	0	0	SI
<i>Leucaena</i> sp37	0	0	1	0	P
<i>Lonchocarpus</i> aff. <i>acuminatus</i>	1	0	0	0	P
<i>Lonchocarpus</i> aff. <i>guatemalensis</i>	0	0	1	0	P
<i>Lonchocarpus minimiflorus</i> Donn.Sm.	0	0	0	1	SI
<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.	0	1	1	1	SI
<i>Lonchocarpus</i> sp23	1	1	0	1	SI
<i>Lonchocarpus</i> sp121	0	1	0	0	SI
<i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth.	0	1	1	1	P
<i>Lysiloma</i> aff. <i>divaricatum</i>	0	1	0	0	P
<i>Lysiloma auritum</i> (Schltdl.) Benth	0	0	1	0	T
<i>Lysiloma</i> sp30	0	1	0	0	T
<i>Machaerium arboreum</i> (Jacq.) Benth.	1	1	1	1	SI
<i>Machaerium bilovatum</i> Micheli	1	0	0	0	SI
<i>Machaerium chiapense</i> Brandegees	0	1	1	1	ND
<i>Mimosa acantholoba</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Poir.	0	1	0	0	P
<i>Mimosa platycarpa</i> Benth	0	1	0	0	T
<i>Senna nicaraguensis</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	0	1	0	0	P
<i>Senna skinneri</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	0	1	0	0	P
Hernandiaceae					
<i>Gyrocarpus mocinoi</i> Espejo	1	0	0	0	T
Lauraceae					
<i>Nectandra coriacea</i> (Sw.) Griseb.	0	1	1	1	SI
Malpighiaceae					
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	0	1	0	0	SI
Especie sp63	0	0	1	0	ND
Malvaceae					
<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britt. & Baker f.	1	1	1	0	SI
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1	0	0	0	P
<i>Heliocarpus terebinthinaceus</i> (DC.) Hochr.	1	1	1	1	P
<i>Luehea candida</i> (Moç. & Sessé ex DC.) Mart.	1	1	0	0	SI
<i>Malvaviscus arboreus</i> Cav.	0	0	0	1	P
<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	0	1	0	0	P
Meliaceae					
<i>Cedrela odorata</i> L.	1	0	0	0	SI

<i>Cedrela tonduzii</i> C. DC.	0	0	1	0	T
<i>Trichilia hirta</i> L.	1	1	0	1	SI
Menispermaceae					
<i>Hyperbaena mexicana</i> Miers	0	0	1	1	SI
Moraceae					
<i>Ficus aurea</i> Nutt.	0	1	1	0	SI
<i>Ficus pertusa</i> L. f.	0	1	0	0	SI
Myrtaceae					
<i>Eugenia</i> aff. <i>xalapensis</i>	0	1	0	0	T
<i>Eugenia breedlovei</i> Barrie	0	0	1	0	T
<i>Eugenia capuli</i> (Schltdl. & Cham.) Hook. & Arn.	0	1	1	1	SI
<i>Eugenia macrocarpa</i> Schltdl. & Cham.	0	1	1	1	ND
<i>Eugenia savannarum</i> Standl. & Steyerl.	0	1	1	1	SI
<i>Eugenia</i> sp79	0	0	1	0	T
Nyctaginaceae					
<i>Pisonia aculeata</i> L.	0	1	1	1	T
Olacaceae					
<i>Ximenia americana</i> L.	0	1	0	1	T
Oleaceae					
<i>Fraxinus purpusii</i> Brandegees	1	1	1	1	SI
Onagraceae					
<i>Hauya elegans</i> DC.	0	0	1	1	SI
Phyllanthaceae					
<i>Phyllanthus acuminatus</i> Vahl	0	1	1	1	P
Picramniaceae					
<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.	0	1	1	1	SI
<i>Picramnia antidesma</i> subsp. <i>fessionia</i> (DC.) W.W. Thomas	1	0	0	0	T
<i>Picramnia antidesma</i> SW	1	0	0	0	T
<i>Picramnia</i> sp66	1	0	0	1	ND
Polygonaceae					

<i>Coccoloba acapulcensis</i> Standl.	0	1	0	1	P
<i>Coccoloba barbadensis</i> Jacq.	0	0	0	1	SI
<i>Gymnopodium floribundum</i> Rolfe	0	0	1	1	SI
Rhamnaceae					
<i>Colubrina elliptica</i> (Sw.) Brizicky & W.L. Stern	0	1	0	1	P
<i>Colubrina triflora</i> Brongn. ex G. Don	0	1	1	0	T
Rubiaceae					
<i>Bouvardia</i> sp21	0	0	1	0	ND
<i>Calycophyllum candidissimum</i> (Vahl) DC.	0	0	0	1	T
<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	0	0	0	1	SI
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	0	1	0	0	P
<i>Coutarea</i> sp189	0	1	0	0	ND
<i>Exostema caribaeum</i> (Jacq.) Schult.	0	1	0	1	SI
Especie sp16	1	0	0	0	SD
<i>Guettarda macrosperma</i> Donn.Sm.	1	0	0	0	SI
<i>Guettarda subcapitata</i> C.M. Taylor	0	0	1	1	T
<i>Hamelia patens</i> Jacq.	0	0	1	0	P
<i>Hintonia latiflora</i> (DC.) Bullock	0	0	1	0	P
<i>Machaonia</i> sp143	0	0	1	0	ND
<i>Randia micracantha</i> (Lillo) Bacigalupo	0	1	1	0	T
<i>Randia tetraacantha</i> (Cav.) DC.	0	1	1	1	SI
<i>Randia</i> sp26	1	0	0	0	SD
Rutaceae					
<i>Casimiroa edulis</i> La Llave	0	0	0	1	P
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	0	1	1	1	SI
Salicaceae					
<i>Casearia nitida</i> Jacq.	0	1	1	1	SI
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	1	1	0	1	SI
<i>Xylosma flexuosa</i> (Kunth) Hemsl.	0	1	1	0	P
Sapindaceae					
<i>Cupania</i> sp56	0	0	1	0	ND
Sapotaceae					
<i>Chrysophyllum mexicanum</i> Brandegee	0	1	1	1	SI
<i>Sideroxylon capiri</i> (A. DC.) Pittier	0	1	1	0	T

Solanaceae					
<i>Solanum ruizii</i> S. Knapp	0	0	1	0	P
Theophrastaceae					
<i>Bonellia macrocarpa</i> (Cav.) B. Ståhl & Källersjö	1	1	1	1	T
Ulmaceae					
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	1	0	0	0	P
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume.	0	1	0	0	P
Urticaceae					
<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol.	1	0	0	0	P
Verbenaceae					
<i>Lippia bracteosa</i> (M. Martens & Galeotti) Moldenke	0	1	0	0	ND
<i>Lippia chiapasensis</i> Loes.	0	1	1	0	P
<i>Lippia umbellata</i> Cav.	0	1	1	1	SI
<i>Petrea volubilis</i> L.	1	0	1	1	T



Árboles útiles del bosque tropical caducifolio secundario en la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas, México

Useful trees of the secondary deciduous tropical forest in Villa Allende Forest Reserve, Chiapas, Mexico

Luis Alfredo Rodríguez Larramendi¹, María Silvia Sánchez Cortés², Mercedes Concepción Gordillo Ruiz^{3,4}

- 1 Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Coordinación de la Facultad de Ingeniería, Sede Villa Corzo, ejido Monterrey km 3, 30527 Villa Corzo, Chiapas, México.
- 2 Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Instituto de Ciencias Biológicas, Libramiento Norte Poniente 1150, 29039 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- 3 Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Facultad de Ingeniería, Libramiento Norte Poniente 1150, 29039 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- 4 Autor para la correspondencia: marip_10@yahoo.mx

Resumen:

Antecedentes y Objetivos: El bosque tropical caducifolio (BTC) destaca por su valor utilitario, pero la información sobre el uso de las plantas por la población mestiza es limitada. Este estudio describe el valor de uso e importancia ecológica de las especies arbóreas nativas del BTC secundario cercano a comunidades campesinas en la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas, México.

Métodos: La información etnobotánica se obtuvo por la técnica de lista libre y se complementó con un inventario florístico a través del método de parcelas. Se calculó el índice de valor de uso como medida de la importancia cultural y se relacionó con la importancia ecológica de cada especie útil, usando valores relativos de frecuencia, densidad y dominancia.

Resultados clave: Se registraron 103 especies útiles de angiospermas, 77% de ellas son de uso múltiple y corresponden a 10 categorías de uso, siendo los más destacados: combustible (73), postes (68) y construcción (63). *Eysenhardtia adenostylis* (1.36) y *Acacia pennatula* (1.29) fueron las especies con el valor de uso más alto, aunque la mayoría (84%) registró bajos valores de uso (≤ 0.3). Asimismo, las especies con mayor valor de uso poseen bajos valores de importancia ecológica ($IVI \leq 0.69$). El valor de uso por especie no se relacionó con el valor de importancia ecológica, excepto porque la dominancia del bosque de 19 años de abandono se correlacionó positivamente con el valor de uso ($r_s = 0.30$, $P = 0.04$) y la relación significativa entre la densidad con el valor de uso ornamental ($r_s = 0.41$, $P = 0.03$). Con base en el valor de uso se recomendaron nueve especies potenciales para conservación y restauración del BTC en la zona estudiada.

Conclusiones: El BTC secundario en la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas, provee de especies arbóreas útiles para satisfacer las necesidades básicas de las comunidades, aunque la importancia cultural de éstas no depende de su importancia ecológica.

Palabras clave: área natural protegida, bosque secundario, comunidades mestizas, conocimiento tradicional, importancia ecológica, valor de uso.

Abstract:

Background and Aims: The tropical deciduous forest (TDF) stands out for its utilitarian value, although the information related to the use of plants by mestizo communities is limited. This research describes the use value and the ecological importance of native TDF secondary tree species near peasant communities in Villa Allende Forest Reserve, Chiapas, Mexico.

Methods: The ethnobotanical information was obtained via the free list technique complemented with a floristic inventory through the method of plots. The use value index was calculated as a measure of cultural importance and it was related to the ecological importance value of each useful species, using relative values of frequency, density and dominance.

Key results: one hundred three useful angiosperm species were found, 77% of them are of multiple use and correspond to 10 categories in use, being the most remarkable: fuel (73), poles (68) and construction (63). *Eysenhardtia adenostylis* (1.36) and *Acacia pennatula* (1.29) were the species with the highest use value, although the majority (84%) registered low use values (≤ 0.3). Likewise, the species with the highest use value have low values of ecological importance ($IVI \leq 0.69$). The use value per species was not related to the ecological importance value, except the dominance associated with the forest of 19 years of abandonment that correlated positively with the use value ($r_s = 0.30$, $P = 0.04$) and the significant correlation between density and value of ornamental use ($r_s = 0.41$, $P = 0.03$). Based on use value, nine potential species were recommended for conservation and restoration of TDF in the study area.

Conclusions: The secondary TDF in Villa Allende Forest Reserve, Chiapas, provides useful tree species to satisfy the basic needs of the communities, although the cultural importance of these does not depend on its ecological importance.

Key words: ecological importance, mestizo communities, protected natural area, secondary forest, traditional knowledge, use value.

Recibido: 16 de marzo de 2018.

Revisado: 11 de abril de 2018.

Aceptado: 7 de junio de 2018.

Primero en línea: 16 de agosto de 2018.

Publicado: 3 de octubre de 2018.

Citar como:

Rodríguez Larramendi, L. A., M. S. Sánchez Cortés y M. C. Gordillo Ruiz. 2018. Árboles útiles del bosque tropical caducifolio secundario en la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas, México. Acta Botanica Mexicana 125: 189-214. DOI: 10.21829/abm125.2018.1359

DOI:

10.21829/abm125.2018.1359

Introducción

El bosque tropical seco (BTS) destaca a nivel mundial por la riqueza biológica y el elevado número de endemismos que resguarda (Janzen, 1988). También se reconoce como un importante proveedor de recursos tangibles o materias primas (frutos, medicinas, leña, resinas, madera y combustibles) fundamentales en los medios de subsistencia de millones de personas alrededor del mundo (Salafsky y Wollenberg, 2000; Balvanera et al., 2011; Hickey et al., 2016). A pesar de su amplia distribución en América, África y Asia (aproximadamente 1,048,700 km²) (Miles et al., 2006), cerca de 97% de su superficie está en grave riesgo debido a diferentes actividades humanas (Murphy y Lugo, 1995; Miles et al., 2006; Holz y Placci, 2008), de forma que se le considera un ecosistema terrestre críticamente amenazado (Janzen, 1988; Vieira y Scariot, 2006; Quesada et al., 2009). La fragmentación, degradación y eliminación del bosque afecta las formas en que los seres humanos se interrelacionan con este ecosistema (Maffi, 2005; Díaz et al., 2006). Por lo tanto, la comprensión de estas relaciones puede contribuir en el diseño e implementación de estrategias de conservación de los bosques secos (Berkes et al., 2000).

La relación entre las personas y los bosques se ha analizado desde diferentes enfoques; no obstante, en las últimas dos décadas se ha incrementado el interés científico por estimar el significado o valor de uso de los bosques con el objetivo de identificar especies relevantes que muestren la interacción dinámica entre las personas y las plantas (Reyes-García et al., 2006). Entre los diversos trabajos se encuentran aquellos bajo un enfoque cultural, que consideran aspectos como los usos, propiedades utilitarias y preferencias de uso (Turner, 1988; Garibaldi y Turner, 2004) y otros con enfoque ecológico (Phillips y Gentry, 1993) que describen la importancia de las especies usadas a partir de la frecuencia de mención de las ecológicamente dominantes, en concordancia con la hipótesis de la apariencia ecológica (*sensu* Feeny, 1976). En este aspecto, las evidencias empíricas en el contexto del BTS, muestran que la relación entre el uso local de las especies y su importancia ecológica (representada por pa-

rámetros estructurales) (Albuquerque y Lucena, 2005) es parcial y no siempre sigue un mismo patrón. Por ejemplo, Lucena et al. (2012) reportaron una correlación positiva entre la dominancia relativa y valor de uso de plantas leñosas (≥ 3 cm de DAP) utilizadas en la construcción rural en la comunidad de Cachoeira, y una correlación positiva entre el valor de uso general con el área basal y la dominancia relativa en la comunidad de Barrocas, ambas en la región de Catinga al noroeste de Brasil. Por su parte, Maldonado et al. (2013) encontraron una relación positiva entre el valor de uso de las especies leñosas (>1 cm de DAP) y el valor de importancia ecológica (densidad y dominancia) de las plantas medicinales y alimenticias de las localidades indígenas y mestizas en la cuenca del Río Balsas, México. Por lo tanto, en términos de la conservación de la biodiversidad del BTS, es necesario identificar la posible forma en que la importancia ecológica de las especies del bosque se vincula con el uso local. Ambos aspectos pueden no solo ayudar a comprender los actuales patrones de uso, sino que también permitirían apoyar acciones de restauración y conservación.

Particularmente México posee una amplia variedad de bosques secos, propios de las regiones cálidas, agrupados bajo la denominación de bosque tropical caducifolio (BTC, *sensu* Rzedowski, 1978). La riqueza biológica que resguarda el BTC (Trejo y Dirzo, 2002) se suma a la riqueza cultural presentada en diversos estudios etnobotánicos que documentan la relación biocultural de cerca de la mitad de los grupos étnicos del país, quienes por largo tiempo han aprovechado ampliamente los productos del BTC, principalmente para la obtención de materiales de construcción, medicinas y combustibles (Bye, 1995; Zárate, 1999; Balvanera y Maass, 2010). Lamentablemente, en México la superficie del BTC se ha reducido dramáticamente, pasando de 35 millones de hectáreas de bosque en condición primaria en 2002 a 7.93 millones en 2008 (INEGI, 2003). Debido a esta situación, se trata del ecosistema con el mayor peligro de desaparecer a causa de la extensión de la frontera agropecuaria y la urbanización (Challenger y Soberón, 2008). En este mismo escenario de degradación se encuentra el BTC de la Reserva



Forestal Villa Allende, localizado al centro de la región fisiográfica de la Depresión Central de Chiapas (Mulle-ried, 1951). La reserva fue decretada en 1939, para proteger la cobertura forestal del centro del estado de Chiapas (Vargas et al., 2000), pero actualmente está conformada por un mosaico de tierras agrícolas, centros de población, vegetación secundaria y remanentes de bosque primario en zonas de poca accesibilidad (Huerta García et al., 2016). Aunque en el área persiste menos de 2% del BTC en condición primaria (Ceballos et al., 2010; Vaca et al., 2012), en términos florísticos la región es valiosa debido a que registra una alta diversidad beta (Rocha-Loredo et al., 2010) y sirve de hábitat a diversas especies endémicas y protegidas por la legislación mexicana (Espinosa-Jiménez et al., 2014). Además, en el aspecto cultural, desde la época prehispánica, los Zoques han sido habitantes del BTC, aunque a partir de la colonia fueron reubicados en distintas ocasiones. En la actualidad se localizan en 12 municipios de Chiapas, y en particular en tres de ellos se registra su relación con el BTC. Este es el caso de algunas localidades de Tuxtla Gutiérrez, Ocozocoautla y Copainalá (Lisbona, 2006; Cruz-Burguete y Almazán-Esquivel, 2008), que, aunque son de origen Zoque, ya en ninguna se habla su lengua y domina la población mestiza. Existen estudios etnobotánicos cualitativos que describen el uso tradicional de más de 320 especies de plantas por parte de las comunidades Zoques (no hablantes) de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas (Isidro, 1997; Isidro y Farrera, 1999). Para la Reserva Villa Allende la información sobre el uso de las plantas en las comunidades mestizas es limitada (Isidro et al., 2006; Sánchez, 2014; Pérez-Muñoz, 2017) y en ningún estudio se comparan los patrones de uso con datos ecológicos provenientes de inventarios de campo.

Por lo antes expuesto, la presente investigación tuvo como objetivo describir el valor de uso de las especies arbóreas nativas que crecen en el bosque secundario de la reserva, y conocer la importancia ecológica representada por parámetros estructurales en las formas de aprovechar las especies con base en el valor de uso, para de esta manera recomendar especies con potencial para la conservación y restauración del BTC en el área

protegida de Villa Allende. La hipótesis planteada se refiere a corroborar que la importancia ecológica de las especies arbóreas se correlaciona positivamente con su valor de uso.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en las comunidades de Berriozábal, Plan de Ayala y Viva Cárdenas, las cuales se localizan en la porción suroeste de la Reserva Forestal Villa Allende entre los paralelos 16°47'N, 93°12'O, 16°48'S, 91°11'E (Fig. 1). El clima predominante es cálido con temperatura media cercana a 26 °C y precipitación promedio anual de 955.8 mm (López, 2006). El bosque tropical caducifolio secundario es la vegetación dominante en la zona, pero suele formar transiciones con bosque de encino y bosque tropical subcaducifolio (Espinosa-Jiménez et al., 2014). El bosque secundario generalmente se desarrolla entre los 500 y 1000 metros de altitud (INEGI, 1999), en suelos de tipo litosol (INEGI, 2000) y presenta elementos característicos del BTC, como *Bursera* Jacq. ex L. y *Ficus* L. (Rzedowski, 2006). No obstante, la composición y la estructura varían ampliamente dependiendo de la edad sucesional y del tipo de perturbación a la cual se encuentra sometida (Gordillo-Ruiz et al., datos no publicados).

Descripción de las comunidades de estudio

Las comunidades seleccionadas (Berriozábal, Plan de Ayala y Viva Cárdenas) poseen una tenencia de la tierra de régimen ejidal y en conjunto mantienen la zona boscosa más grande del BTC secundario de la Reserva Villa Allende, por lo que tienen un papel relevante para la conservación del bosque.

Berriozábal tiene una extensión de 4916.79 ha y se localiza entre 16°48'N, 93°16'O, a una altitud de 900 m. La mayor parte de la superficie ejidal (1925.29 ha) está destinada al uso agropecuario, 1338.03 ha corresponden a bosque secundario, 423.97 ha a bosque ripario y 1229.5 ha son parte de la zona urbana de la cabecera municipal Berriozábal.

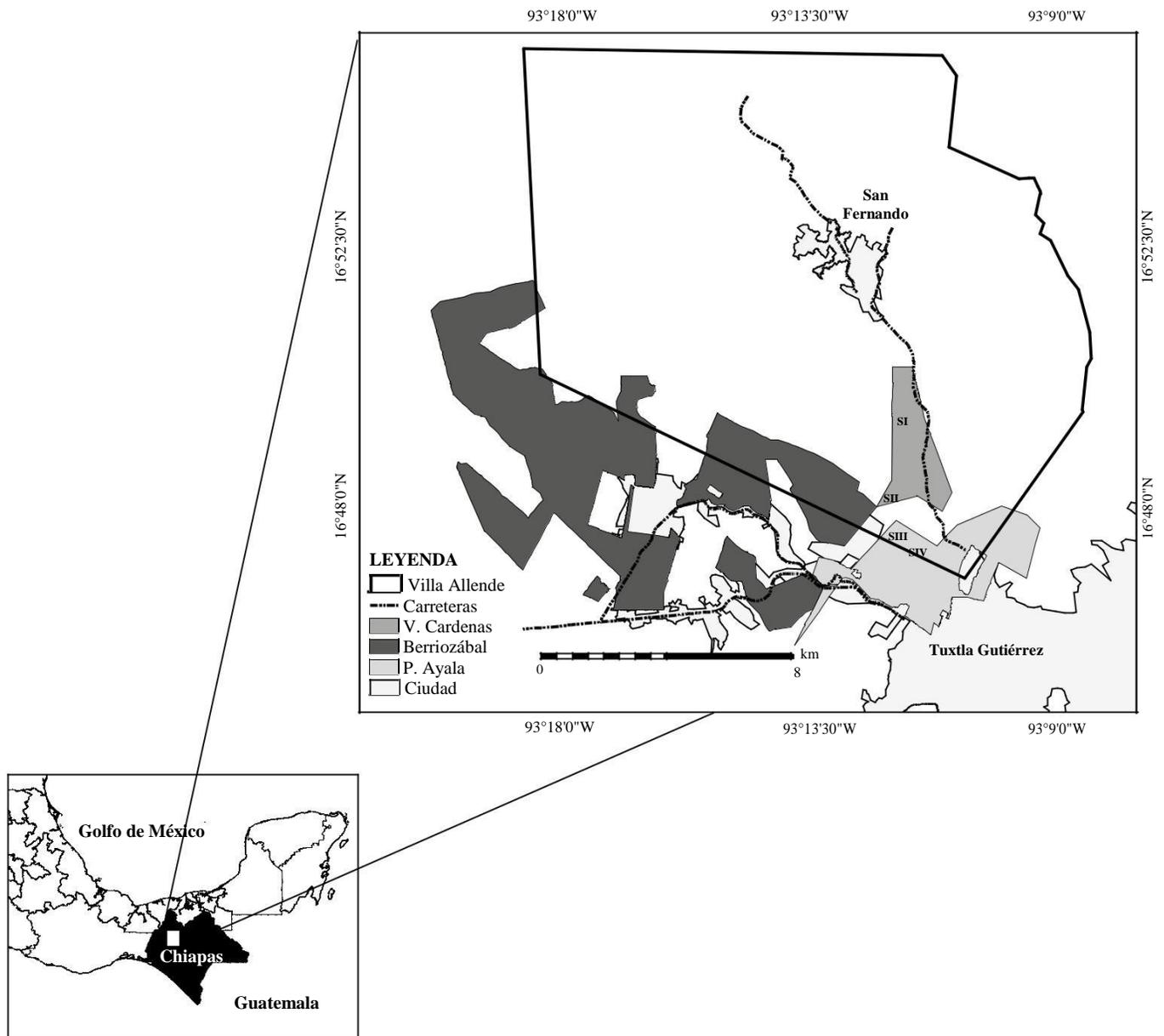


Figura 1: Localización de las comunidades de estudio en la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas, México, y los sitios de muestreo en campo (S).

Plan de Ayala está dentro del área urbana de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez (capital del estado de Chiapas), entre 16°45'N, 93°10'O, a una altitud de 594 m. Posee una superficie ejidal de 1034.03 ha, distribuidas en 199.18 ha de uso agrícola, 648.8 ha de bosque secundario y 236.05 ha de zona urbana.

A diez kilómetros de Plan de Ayala se localiza Viva Cárdenas, del municipio San Fernando, entre 16°50'N, 93°11'O, a una altitud de 837 m. Tiene una superficie de

565.6 ha, 261.54 ha destinadas a cultivos, 216.42 ha a bosque secundario y 87.54 ha a la zona urbana. Básicamente, en todos los ejidos, el bosque secundario se localiza dentro del área de uso común.

De acuerdo con INEGI (2010), Berriozábal posee una población de 28,128 habitantes (14,027 hombres y 14,101 mujeres), Plan de Ayala de 9045 (4567 hombres y 4478 mujeres) y Viva Cárdenas de 1431 (712 hombres y 719 mujeres). En términos agrarios, Berriozábal está inte-



grado por 600 ejidatarios, pero solo 20% de los que se dedican a las actividades de campo poseen terrenos agrícolas. Plan de Ayala posee una agrupación de 138 ejidatarios, de los cuales solo 30% tienen parcelas agrícolas en el distrito de riego denominado San Agustín. En Viva Cárdenas existen 45 ejidatarios, pero solo 23 conservan terrenos agrícolas. En todas las localidades, los cultivos están contiguos a la zona de distribución del BTC secundario. El resto de la población ejidal mantiene sus derechos debido a que aún conservan zonas de uso común, que a excepción de Viva Cárdenas, que posee un banco de arena, se trata de terrenos forestales. El 90% de la población ejidal es nati-va. A excepción de Berriozábal, cuya población campesina combina actividades agrícolas y ganaderas, las otras dos comunidades se dedican al cultivo de maíz, frijol, café y frutales. Sin embargo, la venta de los productos agrícolas junto con actividades de servicios (p. ej. jornaleros, comerciantes o albañiles) constituyen sus principales ingresos.

Inventario de las especies arbóreas

Se seleccionaron cuatro sitios de bosque secundario, con características homogéneas de suelo, derivado del abandono de potreros de las distintas edades indicadas por los campesinos a través de entrevistas, y corroboradas con recorridos de campo, y con el apoyo de fotografías aéreas e imágenes satelitales en Google Earth.

El sitio I es un bosque con un tiempo de abandono de 10 años mezclado con elementos de la vegetación original característica del bosque tropical caducifolio, situado en el límite del área urbana de Viva Cárdenas. Los sitios II (19 años de abandono), III (35 años) y IV (>40 años) se ubican en el remanente de bosque secundario más grande (2105.9 ha) dentro de la Reserva Villa Allende, en una zona de lo-meríos que abarca los límites de los tres ejidos (Fig. 1). De 2014 a 2016, en cada sitio se establecieron parcelas de muestreo de la vegetación (20 × 50 cm, 0.1 ha), cinco en I, siete en II y III, y tres en IV. La diferencia en el número de parcelas obedeció a que sitios con 10 y >40 años de abandono son una condición reducida en el área de estudio. Las parcelas se distribuyeron en zonas entre 800 a 1000 m de altitud, con suelos tipo litosol y pendientes ligeras.

De acuerdo con la propuesta de Kalacska et al. (2004), en cada parcela se identificó y midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) de todos los individuos arbóreos de ≤ 1.30 m de altura y con $DAP \geq 5$ cm. Las especies que no fueron identificadas en campo fueron colectadas y determinadas mediante el uso de claves especializadas y por comparación con ejemplares de las colecciones de los herbarios HEM (Eizi Matuda del Instituto de Ciencias Biológicas de la Universidad de Ciencias y Artes de Chia-pas) y CHIP (Herbario de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural); una serie de ejemplares recolectados se depositó en estos herbarios. Las familias se ordenaron según la clasificación de Angiosperm Phylogeny Group (APG IV, 2016). Los nombres y las abreviaciones de las autoridades de los taxones se citaron siguiendo The International Plant Names Index (IPNI, 2012).

A partir del inventario de árboles se estimó la densidad, el área basal (dominancia) y la frecuencia de cada especie. Con estos valores se calculó el valor de importancia ecológica por especie, empleando la fórmula propuesta por Mueller-Dombois y Ellenberg (2002):

$$IVI = \text{dominancia relativa} + \text{densidad relativa} + \text{frecuencia relativa}/3.$$

Valor de uso

Los ejidatarios son los habitantes que poseen los derechos legales de los terrenos (agrícolas y forestales), y se consideran actores fundamentales de la historia, conocimiento, uso y destino de los recursos naturales en el núcleo ejidal (Salazar, 2000). Por ello, de octubre de 2014 a septiembre de 2017 se entrevistaron 111 personas con derechos ejidales señalados por los mismos campesinos como conocedores y usuarios de los árboles del ecosistema de estudio (Goodman, 1961; Moreno-Casasola y Paradowska, 2009). En el cuadro 1 se describe el perfil socioeconómico de los entrevistados en las comunidades estudiadas. La eficiencia en la colecta de los datos etnobotánicos se estimó a partir de una curva de acumulación de especies usando los estimadores no paramétricos de Chao 2, ICE, Jackknife 1, Jackknife 2 y Bootstrap (Williams et al., 2007). Para reco-

Cuadro 1: Número, sexo, edad promedio (entre paréntesis la desviación estándar) y ocupación (agricultura (A), ganadería (G), servicios (SR) y agricultura o ganadería (A/G)) de los participantes en las entrevistas etnobotánicas en las comunidades Berriozábal, Plan de Ayala y Viva Cárdenas.

*Valores absolutos.

Localidad	Número de entrevistados		Edad promedio		Ocupación				
	Hombres	Mujeres	Hombres	Mujeres	A	A+G	A/G+SR	G	SR
Berriozábal	50	1	62.2 (10.8)	60.0 (0.0)*	25	7	15	3	1
Plan de Ayala	29	4	69.0 (11.3)	52.75 (14.9)	18	1	12	0	2
Viva Cárdenas	26	1	63.3 (12.8)	58.0 (0.0)*	21	0	4	0	2

pilar la información etnobotánica durante la entrevista se aplicó la técnica de lista libre (Reyes-García et al., 2006). En la primera parte de la entrevista se recabaron los datos personales de los entrevistados (nombre, edad, origen migratorio y actividad económica) y en la segunda parte se registró la lista de los árboles presentes en la comunidad y los usos atribuidos a cada uno.

La información de los usos locales de las especies se organizó en las siguientes categorías de uso: a) combustible (leña con fines domésticos e industriales), b) alimenticias (comestibles frecuentemente de productos tradicionales), c) medicinales (tratamiento de afectaciones a la salud con base en una modificación hecha a la Clasificación Internacional de las Enfermedades del Manual de la Clasificación Estadística Internacional de Enfermedades y Causas de Defunción (OPS, 1995) y la medicina tradicional (INI, 1994), d) maderable (elaboración de muebles, carretas, herramientas de trabajo, utensilios domésticos, entre otros), e) construcción (elaboración de partes de la vivienda rural), f) cerco vivo (aprovechadas con la finalidad de cercar sus huertos familiares y terrenos de cultivo), g) poste (delimitación de terrenos de uso común del ejido, parcelas agrícolas y potreros), h) forrajeras (alternativa para alimentar ganado en el periodo de estiaje), i) ornamentales (embellecimiento de parques locales y patios de las casas) y j) religioso (festividades religiosas).

A los entrevistados se les mostraron ejemplares botánicos del inventario de campo para confirmar las especies de los registros citados por ellos. No obstante, cuando se presentó discrepancia entre una u otra persona en cuan-

to al nombre común, o se identificó un nuevo registro citado por los entrevistados pero no colectado en inventario, se realizó la colecta del ejemplar a través de caminatas en compañía del informante que mencionó el nombre local o de personas que demostraron tener mayor conocimiento durante la entrevista.

Análisis de datos

El valor de uso de cada especie a nivel general y de las categorías de uso se estimó a partir de la frecuencia de mención indicada por los entrevistados. Para ello se empleó el índice de valor de uso propuesto por Phillips y Gentry (1993), y modificado por Rossato et al. (1999), usando las siguientes fórmulas:

$$VU = \sum Usi.n^{-1}$$

VU es el valor de uso global para cada especie, donde VU es igual al número de usos mencionados en cada entrevista para la especie Us por informante i , y n el número total de informantes entrevistados en el muestreo.

$$VUC = \sum Uci.n^{-1}$$

El VUC es el valor de uso a nivel de categoría, donde Uc representa el número de usos atribuidos a una especie listada dentro de cada categoría de uso por informante i y n el número total de informantes.

Por otra parte, para establecer la posible relación entre la importancia ecológica de las especies arbóreas y el valor



de uso, se emplearon los valores relativos de abundancia, frecuencia, dominancia y el índice valor de importancia. Debido a la falta de normalidad de los datos se optó por realizar un análisis de correlación de Spearman. Las especies registradas en el inventario de campo, pero no usadas por las personas, así como las nombradas pero ausentes en el inventario, no fueron consideradas en el análisis. Las correlaciones se efectuaron considerando los valores de la importancia ecológica general (IVIg) y por condición del bosque (representada por la edad de abandono) comparándose con el valor de uso global a nivel de especie y entre el IVIg con el valor de uso en cada categoría de uso. Los análisis estadísticos se realizaron en el programa R versión 3.1.2. (R Core Team, 2013).

Resultados

Usos de las especies arbóreas

Los entrevistados mencionaron 102 especies útiles de angiospermas, distribuidas en 77 géneros y 37 familias

(Apéndice). La familia Fabaceae reportó el mayor número de especies (29), seguida por Malvaceae y Anacardiaceae con cinco especies cada una. También se nombraron 17 especies de origen exótico, pero éstas no se incluyeron en el análisis debido a que el interés del estudio se centró en las especies nativas. De acuerdo con el análisis de acumulación de especies, el esfuerzo en su registro representó entre 69% (Jackknife 2) y 90% (Bootstrap) de las 132 que se esperaba encontrar (Fig. 2). De forma complementaria, la curva de especies mencionadas una sola vez (singletons) no declinó sobre la curva de especies con dos menciones (doubletons), sugiriendo que aún es posible registrar más especies.

Los taxones registrados se clasificaron en 10 categorías de uso (Cuadro 2). De éstos, 21 especies registraron solo un uso y el resto usos múltiples (Apéndice). Las categorías más importantes en función del número de especies mencionadas fueron: combustible (18.6% de todas las especies útiles), poste (66, 17.0%) y construc-

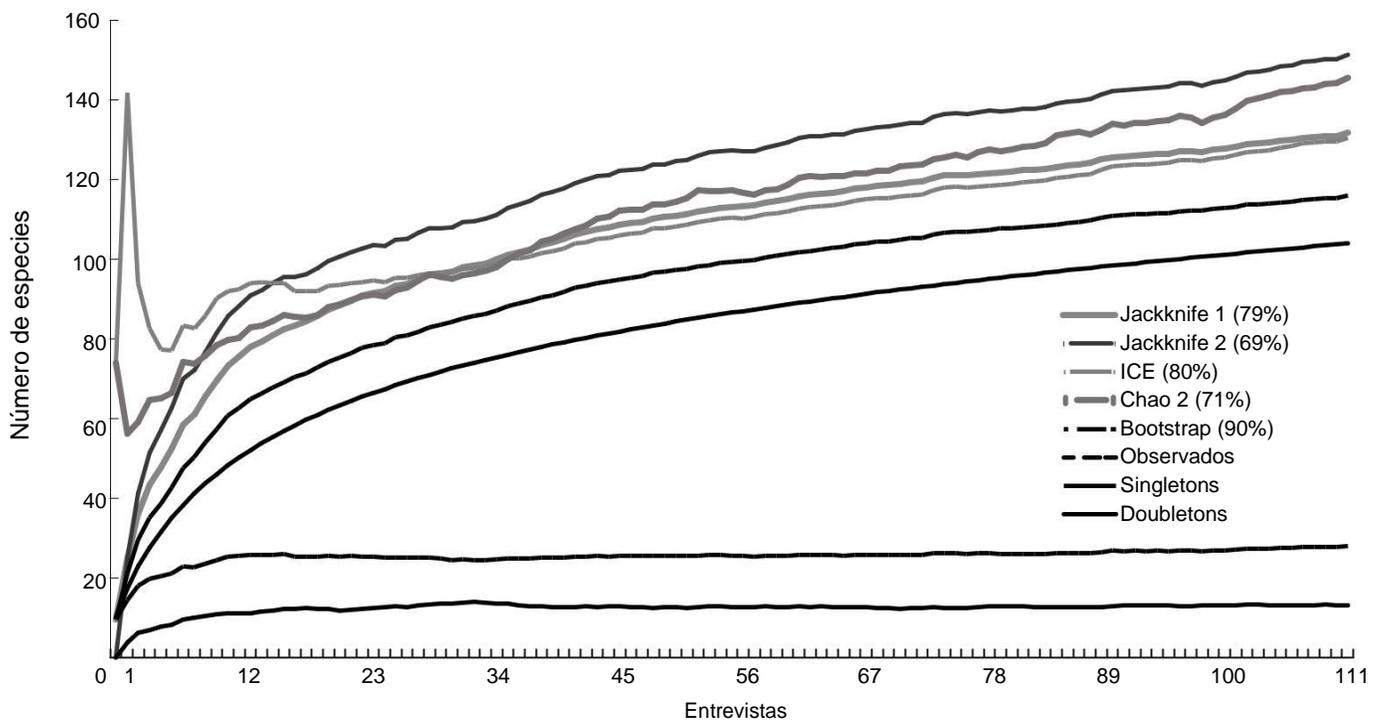


Figura 2: Curva de acumulación de especies mencionadas por los entrevistados en tres comunidades al sur de la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas. Observados: especies mencionadas por los entrevistados; Jackknife 1, Jackknife 2, ICE, Chao 2 y Bootstrap: estimadores no-paramétricos de la riqueza de especies. Singletons: número de especies mencionadas una vez; Doubletons: número de especies mencionadas dos veces. Entre paréntesis se presenta el porcentaje de especies registrado en las 111 entrevistas, respecto de aquel esperado por los estimadores no-paramétricos.

ción rural (63, 16.2%), seguidas por el uso medicinal (43, 11.1%) y maderable (39, 10.1%). Dentro de las categorías de uso evaluadas, algunas (7) registraron subcategorías de uso (22) y usos específicos (78) (Cuadro 3). De las especies arbóreas medicinales 43.4% se emplearon en el tratamiento de problemas gastrointestinales, seguidas de las enfermedades propias del sistema músculo-esquelético (13.2%) y del sistema urinario (10.5%), y en menor proporción aquellas que contribuyen a atenuar problemas relacionados con el sistema circulatorio y respiratorio (7.9% y 6.6% respectivamente). Del total de especies usadas para la construcción rural, la mayor parte de las especies se aprovecharon para obtener horcones (25%), seguidas del uso de morillo (21.7%), solera (16.3%) y ti-jera (12%); los usos restantes registraron valores menores a 8%. Asimismo, en la categoría de maderables 34.9% de las especies se usaron en la fabricación de muebles del hogar, 33.7% en la elaboración de herramientas de trabajo y 26.7% se aprovecharon en las diferentes partes de la estructura de la carreta y en la fabricación de muebles. De las especies usadas como alimento, 65% fueron apreciadas por sus frutos y en menor medida en la preparación de bebidas y como condimento de platillos típicos (10% en cada caso). El resto de las subcategorías no presentaron amplias diferencias en cuanto al número de especies empleadas en cada uso específico.

Valor de uso y Valor de importancia ecológica

De las especies mencionadas por los entrevistados, 65% fueron registradas en el inventario de campo (Apéndice). De éstas, los valores de uso (VU) más altos los registraron *Eysenhardtia adenostylis* Baill. (1.36) y *Acacia pennatula* (Schltdl. & Cham.) Benth. (1.29). *Eysenhardtia adenostylis* es una especie reportada en todas las categorías de uso, mientras *A. pennatula* se utilizó en las categorías de construcción rural, combustible, forraje, poste y cerco vivo (Apéndice). Dieciséis especies multipropósito mostraron un valor de uso intermedio (0.34-0.97) y el resto (84.6%) reportó valores menores a 0.3. Las especies con el mayor VU registraron bajos valores de importancia ecológica (IVI=0.27-0.69, Apéndice). Del total de es-

Cuadro 2: Número de especies y proporciones (incluye especies con más de un uso $n=388$ spp.) por categoría de uso en las comunidades de estudio de la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas, México.

Categoría de uso	Número de especies	Proporción
Combustible	72	18.6
Poste	66	17.0
Construcción rural	63	16.2
Medicinal	43	11.1
Maderable	39	10.1
Ornamental	30	7.7
Alimento	24	6.2
Cerco vivo	22	5.7
Forrajera	18	4.6
Religioso	11	2.8

pecies con VU intermedio, solo *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth. y *Alvaradoa amorphoides* Liebm. reportaron un IVI alto (≥ 1). De las especies con $VU < 0.3$, *Cochlospermum vitifolium* (Willd.) Spreng., *Heliocarpus terebinthinaceus* (DC.) Hochr., *Luehea candida* (Moc. & Sessé ex DC.) Mart., *Machae-rinum arboreum* (Jacq.) Vogel, *Montanoa tomentosa* Cerv., *Perymenium grande* Hemsl. y *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth mostraron altos valores de IVI (1.9-3.4).

Valor de uso por categoría

Veinticuatro especies registraron los valores de uso más altos en las 10 categorías de uso, las cuales fueron empleadas para satisfacer 72 de los 78 usos específicos. En la categoría de combustible destacan las especies *Acacia pennatula* (VUc=0.82), *Leucaena collinsii* Britton & Rose (VUc=0.39) y *Eysenhardtia adenostylis* (VUc=0.30), utilizadas específicamente como leña para uso doméstico. Estas mismas especies, junto con *Colubrina arborescens* Sarg., fueron las más valoradas en la categoría de poste (VUp=0.47, 0.52, 0.64 y 0.38 respectivamente). De igual manera, en la categoría de construcción rural *Eysenhardtia adenostylis* (VUct=0.71), generalmente usada para horcón y solera, seguida de *Colubrina arborescens* (VUct=0.65),



Cuadro 3: Subcategorías y usos específicos dentro de las categorías de uso de las especies arbóreas de tres comunidades de la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas, México. La proporción incluye especies con más de un uso (medicinal=76, alimento=20, maderable=86, combustible=81, construcción=92, religioso=10 y forrajera=25).

Categoría	Sub-categoría	Uso específico	No. Especies	Proporción		
Medicinal	Sistema circulatorio	heridas	3	3.9		
		anemia	2	2.6		
		hemorragia	1	1.3		
		Sistema nervioso	dolor de cabeza	2	2.6	
		Sistema gastrointestinal	diarrea	7	9.2	
	diabetes		6	7.9		
	dolor de estómago		5	6.6		
	gastritis		5	6.6		
	dolor de muela		2	2.6		
	desinflamar vesícula		2	2.6		
	estreñimiento		2	2.6		
	úlceras		1	1.3		
	colitis		1	1.3		
	hemorroides		1	1.3		
	depurativa		1	1.3		
			Sistema músculo-esquelético	inflamación de los órganos	5	6.6
	golpes			3	3.9	
	dolor muscular			1	1.3	
	dolor de huesos	1		1.3		
		Sistema respiratorio	gripa	4	5.3	
	tos		1	1.3		
		Sistema urinario	cálculos renales	4	5.3	
	inflamación de la próstata		4	5.3		
		Sistema reproductivo	regular la menstruación	1	1.3	
		Sistema linfático	depurativa	2	2.6	
		Sistema tegumentario	ampollas	1	1.3	
		Infecciones	parásitos	3	3.9	
sarampión	1		1.3			
	Enfermedades místicas	mal de aire	3	3.9		
mal de espanto		1	1.3			
Alimento	Comestible	frutas	13	65.0		
		bebida	2	10.0		
		condimento	2	10.0		
		dulces	1	5.0		

Cuadro 3: Continuación.

Categoría	Sub-categoría	Uso específico	No. Especies	Proporción
		tamales	1	5.0
		guisado	1	5.0
Maderable	Estructura de carreta	eje	10	11.6
		masa	4	4.7
		larguero	3	3.5
		timón	3	3.5
		rayo	2	2.3
		cercha	1	1.2
	Herramientas domésticas	escoba	1	1.2
	Herramientas de trabajo	yugo	14	16.3
		montura	4	4.7
		cabo de coa	4	4.7
		timón arado	4	4.7
		cabo de hacha	2	2.3
		escalera	1	1.2
	Muebles	mesa	10	11.6
		silla	10	11.6
		cama	6	7.0
		puerta	2	2.3
		esquinero	1	1.2
		colgador	1	1.2
	Otros	canoas	1	1.2
		juguete	1	1.2
		reja	1	1.2
Combustible	Uso doméstico	leña	73	90.1
	Uso industrial	cocimiento de panela	7	8.6
		cocimiento de ladrillo	1	1.2
Construcción rural	Partes de la vivienda	horcón	23	25.0
		morillo	20	21.7
		solera	15	16.3
		tijera	11	12.0
		viga	7	7.6
		corral	5	5.4
		galera	4	4.3
		seto	3	3.3



Cuadro 3: Continuación.

Categoría	Sub-categoría	Uso específico	No. Especies	Proporción
Religioso	Festividades	regla	2	2.2
		tranca	1	1.1
		varilla	1	1.1
		adorno	4	40.0
		somé	3	30.0
		aromatizante	2	20.0
		árbol de navidad	1	10.0
Forrajera	Forrajera	ganado bovino	18	72.0
		fauna silvestre	7	28.0

Leucaena collinsii (VUct=0.55) y *Heliocarpus terebinthinaceus* (VUct=0.38), fueron las especies más importantes de esta categoría.

Entre las especies de uso medicinal más significativas se encuentran *Bursera simaruba* (VUmd=0.46), usada principalmente en el tratamiento de enfermedades del sistema gastrointestinal (diarrea, dolor de estómago, hemorroides e inflamación de la vesícula) y sistema urinario (inflamación de la próstata y cálculos renales); *Eysenhardtia adenostylis* (VUmd=0.40), usado también en desórdenes digestivos y gástricos como la diarrea y gastritis, así como de enfermedades urinarias antes mencionadas; *Heliocarpus terebinthinaceus* (VUmd=0.29), útil para limpiar hígado y sangre, atenuar la anemia, cálculos renales y diabetes.

Las especies de uso maderable más destacables fueron *Cedrela odorata* L. (VUma=1), *Swietenia humilis* Zucc. (VUma=0.95), *Tabebuia rosea* (Bertol.) Bertoletto ex A. DC. (VUma=0.45), *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth (VUma=0.37) y *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken (VUma=0.3), las cuales fueron frecuentemente empleadas en la fabricación de muebles (mesas, sillas y camas) y partes de carreta (eje, timón y yugo). En la categoría de ornamental, las especies más valoradas fueron *Sideroxylum capiri* (A. DC.) Pittier y *Tecoma stans*, con VUor=0.10 y VUor=0.18, respectivamente. En la categoría de alimentos, *Persea americana* Mill. (VUa=1.07),

Byrsonima crassifolia (L.) Kunth (VUa=0.69), *Annona purpurea* Moc. & Sessé ex Dunal (VUa=0.53) y *Leucaena collinsii* (VUa=0.5) fueron las especies que registraron el valor de uso más alto, especies generalmente apreciadas por el sabor de sus frutos.

Las especies de uso religioso más valiosas fueron *Sideroxylum capiri* (VUr=1) y *Pistacia mexicana* Kunth (VUr=0.4), usadas para elaborar ofrendas (enrame o somé) de los altares de santos en las festividades religiosas; *Plumeria rubra* L. (VUr=0.5) se empleó en la fabricación de adornos para las iglesias, mientras que *Bursera excelsa* (Kunth) Engl. (VUr=0.3) para sahumar con olor a incienso durante los rezos y festividades tradicionales. De los árboles usados como forraje, *Acacia pennatula* (VUfr=1.06) fue la especie con el valor de uso más alto. Finalmente, *Bursera simaruba* (VUcv=0.95) y *B. excelsa* (VUcv=0.35) fueron las especies más valoradas con la finalidad de cerco vivo.

Relación entre el valor de uso y la importancia ecológica

El valor de uso por especie no se correlacionó con el IVI, densidad, frecuencia y dominancia, denotando que las especies dominantes de la comunidad arbórea del bosque secundario no son las más valoradas por las comunidades locales. En cambio, se determinó la asociación entre el va-

lor de uso con la dominancia relativa ($r_s=0.30$, $P=0.04$) de las especies presentes en el sitio con 19 años de abandono. Por último, a nivel de las categorías de uso únicamente se encontró relación entre el valor de uso ornamental con la densidad de las especies ($r_s=0.41$, $P=0.03$).

Discusión

Riqueza etnoflorística y usos

La riqueza de las especies arbóreas útiles registradas en este estudio representó 12% de la diversidad florística referida para los bosques secos de México por Trejo y Dirzo (2002). En términos absolutos, el número de especies encontradas en este estudio fue más alto comparado con estudios previos realizados en la región Centro de Chiapas (79) (Isidro, 1997), (99) (Isidro et al., 2006), (68) (Pérez-Muñoz, 2017) y aproximada a lo reportado en regiones de alto valor para la conservación del BTC en el país, como la cuenca del Río Balsas (112) (Maldonado et al., 2013) (51) (Beltrán-Rodríguez et al., 2014) (97) (Zepeda-Gómez et al., 2017). Aunque la curva de acumulación de las especies mencionadas por los informantes mostró que todavía es posible registrar más, el alto porcentaje de especies útiles obtenido (más de 63% del inventario de campo) es destacable, considerando el elevado grado de deterioro que posee el BTC de esta región (Ceballos et al., 2010) y la presión que genera el cambio de uso de suelo debido a la urbanización (Espinosa-Jiménez et al., 2014).

Las familias más importantes por el mayor número de especies útiles en la zona de estudio, en general, pertenecen a las más destacables de la flora del BTC (Trejo y Dirzo, 2002; Rzedowski y Calderón de Rzedowski, 2013).

La predominancia de fabáceas no sorprende, ya que esta es la familia más diversa a nivel arbóreo del BTC (Sousa et al., 2001). Además, este resultado puede atribuirse al hecho de que la Depresión Central de Chiapas, a la cual pertenece al área de estudio, ha sido reconocida como una importante área de concentración de leguminosas del país (Sousa, 2010) y porque la mayor parte de las especies de esta familia poseen atributos útiles al ser humano (Hastings, 1990; Camargo-Ricalde et al., 2001).

La alta diversidad de especies útiles y el amplio número de categorías de uso muestran la estrecha relación que han tenido y tienen las comunidades campesinas con el BTC (Camou-Guerrero et al., 2008). Particularmente las categorías combustible, poste y construcción rural destacaron al concentrar un importante número de especies destinadas a satisfacer las necesidades básicas de la población. Este resultado es coincidente con las evidencias encontradas en otros estudios efectuados a lo largo del país con grupos indígenas y mestizos que por tradición han aprovechado el BTC (Sánchez-Velásquez et al., 2002; Couttolenc-Brenis et al., 2005; Moreno-Casasola y Paradowska, 2009; Martínez-Pérez et al., 2012; Suárez et al., 2012). De acuerdo con las opiniones de los entrevistados, habitantes de los asentamientos irregulares colindantes a las comunidades de estudio son los que extraen actualmente leña de forma ilícita del bosque secundario, y los informantes la obtienen de la parcela o la compran con la finalidad de preparar alimentos de gran demanda calórica (p. ej. tamales, pozol y frijoles). De igual manera los entrevistados indicaron que las especies destinadas a la construcción de la vivienda rural actualmente solo se ocupan en la estructura de galeras dentro de la casa habitación o la parcela agrícola. Este es un patrón recurrente en los núcleos agrarios de zonas urbanas y periurbanas de México, atribuido a las transformaciones económicas-productivas por el crecimiento urbano y al efecto de las normas ambientales (Salazar, 2000; Calderón-Cisneros y Soto-Pinto, 2014).

Por otra parte, el elevado número de especies destinadas al uso de poste para el cercado de parcelas y potreros está relacionado con cambios en la dinámica productiva de la región. Durante las entrevistas, los informantes expresaron que después de la entrada del Programa de Certificación de Derechos Ejidales y Titulación de Solares (PROCEDE), los terrenos agrícolas pasaron de ser de uso común a individual, obligando a cada campesino a cercar su terreno y regular la presencia de los árboles que por competencia pudieran afectar la producción de sus cultivos. No obstante, existe una tendencia por mezclar postes con cercos vivos en la delimitación de las unidades



productivas, pues al igual que sucede en otras regiones de México y Centroamérica, los altos costos (\$10/pieza de poste) y su poca durabilidad (3-5 años) obligan al campesino a buscar opciones más eficientes (Avendaño y Acosta, 2000; Harvey et al., 2003).

El uso medicinal es considerado la principal forma de aprovechamiento que los grupos indígenas y mestizos efectúan del BTC (Bye et al., 2002). El menor grado de aprecio a este grupo de plantas en las localidades de estudio puede estar relacionado con aspectos de muestreo, ya que en este trabajo no se evaluaron las herbáceas, donde se han registrado el mayor número de especies medicinales del BTC (Isidro et al., 2006; Maldonado et al., 2013; Zepeda-Gómez et al., 2017). No obstante, el uso medicinal de las especies arbóreas es un reflejo del conocimiento tradicional que aun resguardan las comunidades (Monroy y Ayala, 2003) y un recurso valioso de apoyo a la atención primaria de enfermedades frecuentemente asociadas a regiones con pobreza y marginalidad social.

Los informantes indicaron que el empleo de especies arbóreas para elaborar muebles y herramientas es un uso que va reduciéndose entre la población. El caso del uso de madera para fabricar carretas fue gradualmente sustituido por materiales más resistentes como el hierro, hasta que su uso fue prohibido como medio de transporte en la década de los años ochenta, como medida de seguridad ante el establecimiento de las vías rápidas de comunicación intermunicipales de la zona de estudio (Fig. 1). Por lo tanto, la elaboración de herramientas de trabajo fue el uso más frecuentemente mencionado por parte de los campesinos. A diferencia de lo reportado en otras regiones del país donde este uso ha sido poco reconocido (Beltrán-Rodríguez et al., 2014), su importancia mostró el *corpus* del conocimiento que tienen los campesinos al emplear especies en la generación de herramientas que contribuyen a sostener el sistema de cultivo tradicional (González, 2003). En cuanto a la fabricación de muebles, también es una práctica que va en desuso, esto en parte se debe a que las poblaciones silvestres de las especies frecuentemente mencionadas para este propósito, como son: *Cedrela odorata*, *Swietenia humilis*, *Tabebuia rosea*

y *Cordia alliodora*, son escasas, lo cual puede observarse en los bajos valores de densidad que registraron estas especies durante el inventario florístico (Apéndice).

Las especies con valor alimenticio, ornamental, forrajero y religioso, además de ser referidas a la vegetación secundaria, son en su mayoría toleradas y cultivadas en los sistemas de producción tradicional y huertos caseros, lo cual sugiere la influencia de estos ambientes en el mantenimiento del conocimiento local y el uso actual de los recursos florísticos (Jiménez-Ferrer et al., 2008; Moreno-Calles et al., 2013; Beltrán-Rodríguez et al., 2014). En particular, para el área de estudio, Isidro (1997) reportó el valor del huerto familiar en el aporte de especies vegetales destinadas a los usos ornamental, comestible y religioso en varias comunidades rurales de Tuxtla Gutiérrez. Además, Ramírez-Marcial et al. (2012) mostraron la importancia del bosque secundario asociado al sistema silvopastoril tradicional de la Depresión Central de Chiapas, al permitir la regeneración natural de una cantidad significativa de especies típicas del BTC.

Relación del valor de uso e importancia ecológica

En concordancia con las investigaciones realizadas en regiones con marcada estacionalidad climática de América tropical (Albuquerque y Lucena, 2005; Lucena et al., 2007, 2014), en el presente estudio no se encontró relación entre el valor de uso global de las especies arbóreas, basado en el consenso de los informantes con ninguno de los parámetros fitosociológicos evaluados. De acuerdo con Maldonado et al. (2013), la relación entre el valor de uso con los parámetros ecológicos se ve afectada por la alta diversidad β y la estructura del bosque. Este segundo aspecto es particularmente crítico en la región (Ceballos et al., 2010) y en la reserva, pues la estructura del bosque secundario ha sido fuertemente impactada por la explotación de las especies de valor económico y cultural (Vargas et al., 2000; Medina et al. 2005) y, en general, por las actividades antropogénicas que provocan la dominancia ecológica de pocas especies arbóreas (Sánchez, 2014). Por lo tanto, fue la disminución de las poblaciones silvestres de las especies

con mayor valor de uso, lo que contribuyó a no encontrar una relación entre éste y la importancia ecológica. Entonces, es probable que el valor de uso de las especies esté más relacionado con aspectos culturales y sociodemográficos (Albuquerque y Lucena, 2005; Blancas et al., 2013). Por ejemplo, *Acacia pennatula* fue la especie de mayor valor de uso y preferencia en el manejo del sistema silvopastoril tradicional del centro de Chiapas (Escobar-Ocampo et al., 2009; Ramírez-Marcial et al., 2012).

Es necesario tomar con cautela la correlación entre el valor de uso asociado a la importancia ecológica exhibida por el bosque de 19 años de abandono, pues estadísticamente registró un bajo nivel de asociación ($R_2=0.30$). En todo caso, esta débil relación es un indicio de que el valor de uso de las especies está más relacionado con la dominancia (área basal), que con la abundancia de las especies arbóreas (Lawrence et al., 2005), tal y como se ha reportado para otros bosques secos degradados del trópico americano (Ribeiro et al., 2014; Silva et al., 2014).

A pesar de que en otros estudios se han registrado relaciones significativas entre el valor de uso a nivel de las categorías construcción, alimentos y medicinales con los parámetros fitosociológicos (Lucena et al., 2007, 2012; Maldonado et al., 2013; Silva et al., 2014), en este estudio únicamente la densidad de las especies fue el parámetro asociado al mayor valor de uso en la categoría ornamental. Esta relación se explica porque las especies destinadas a la ornamentación no demandan características similares a aquellas con fines de explotación forestal (Albuquerque et al., 2015).

Las comunidades rurales del trópico poseen un importante conocimiento tradicional sobre los recursos que utilizan, clave para fomentar su participación en el diseño de estrategias para la conservación, manejo y restauración de los bosques tropicales (Upreti et al., 2012). De ahí que diversos autores hayan propuesto el valor de uso como criterio para la selección de especies arbóreas con fines de conservación, reforestación y plantaciones forestales (Suárez et al., 2012; Meli et al., 2014). Debido a que no se encontró relación entre la importancia ecológica de las especies del bosque secundario con el valor de uso,

y a que las especies con mayor valor de uso registraron poblaciones silvestres reducidas, consideramos que el valor de uso puede apoyar en la identificación de especies prioritarias para la conservación y restauración del BTC en la reserva. Por esta razón, recomendamos utilizar las especies con el mayor valor de uso (*Acacia pennatula* y *Eysenhardtia adenostylis*), y otras de valor de uso intermedio (*Alvaradoa amorphoides*, *Bursera excelsa*, *B. simaruba*, *Cordia alliodora*, *Fraxinus purpusii* Brandege, *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth y *Lysiloma acapulcense*), para su utilización en programas de reforestación y agroforestería en apoyo a las actividades productivas de la región. La mayoría de estas especies ya han sido reconocidas como importantes para conservar y restaurar los bosques tropicales de Mesoamérica (Vázquez-Yanes et al., 1999; Cordero et al., 2003; UICN, 2015).

Conclusiones

El alto porcentaje de especies con valor utilitario corrobora la importancia que tiene el BTC secundario en la provisión de especies vegetales a los habitantes de las comunidades periurbanas de la Reserva Villa Allende, siendo la familia Fabaceae la que presentó mayor número de especies. Se destaca la alta presencia de aquellas catalogadas como multipropósito y la frecuencia de uso de éstas en las categorías de combustible, construcción rural y postes, asociados a los sistemas agrícolas. Las especies *Eysenhardtia adenostylis* y *Acacia pennatula* registraron los valores de uso más alto, catalogadas como especies multipropósito que satisfacen las necesidades básicas de las familias campesinas.

La hipótesis inicialmente planteada en este estudio no se cumplió debido a que encontramos una nula o débil relación entre el valor de uso por especie y los parámetros fitosociológicos de dominancia, densidad, frecuencia e índice de importancia ecológica, lo que demuestra que el valor de uso no está determinado por la importancia ecológica de la especie. Asimismo, la relación valor de uso e índice de importancia ecológica puede estar afectada por el estado de perturbación de la estructura del bosque secundario. Es necesario que las especies identificadas con



mayor valor de uso y, en particular, las de baja dominancia ecológica se investiguen más a detalle para determinar si tienen alguna presión debido a su utilización pues se carece de información sobre las prácticas de manejo tradicional y las condiciones ambientales sobre el espacio y tiempo en que sucede su aprovechamiento. Los planes y programas para la conservación, manejo y restauración del BTC en el área de estudio deben además de considerar los aspectos ecológicos de las especies, el conocimiento tradicional que poseen las comunidades locales y las dinámicas que los grupos mestizos enfrentan ante el proceso de urbanización.

Contribución de autores

LARL, MSSC y MCGR concibieron y diseñaron el estudio. MCGR realizó los análisis, contribuyó con la adquisición de datos y su interpretación, y escribió el documento con la ayuda de LARL y MSSC. Todos los autores contribuyeron a la discusión, revisión y aprobación del manuscrito final.

Financiamiento

Este estudio fue financiado por el Gobierno del Estado de Chiapas a través de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (proyecto 042151S09201E10A003000). El apoyo se le otorgó al autor MCGR para solventar el trabajo de campo.

Agradecimientos

Se agradece a las autoridades locales y habitantes de las comunidades por participar en este estudio. A la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural por el apoyo brindado en la gestión de permisos de colecta, logística y acceso al herbario CHIP. A los curadores Oscar Farrera Sarmiento (Herbario CHIP), Miguel Ángel Pérez Farrera y Josefa Anahí Espinosa Jiménez (Herbario Eizi Matuda) por su apoyo en la identificación taxonómica de las colecciones botánicas. A los estudiantes Daniel Pérez Muñoz, Diana Yanet Sánchez Molina, Dalia Elizabeth Sántiz Gómez y Diego Velázquez Suárez, por su apoyo en la adquisición de los datos de campo y entrevistas.

Literatura citada

- Albuquerque, U. P. y R. P. F. Lucena. 2005. Can apparency affect the use of plants by local people in tropical forest? *Interciencia* 8(30): 506-511.
- Albuquerque, U. P., G. S. Taboada, M. R. Alves, J. Gomes de Melo, P. M. Muniz, A. N. Borba y W. J. Ferreira. 2015. The influence of the environment on natural resource use: evidence of apparency. In: Albuquerque, U. P., P. M. Muniz and A. Casas (eds.). *Evolutionary Ethnobiology*. Springer International Publishing. Basel, Switzerland. Pp. 131-147. DOI: https://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-19917-7_10
- APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181(1): 1-20. DOI: <https://dx.doi.org/10.1111/boj.12385>
- Avendaño, R. S. y R. I. Acosta. 2000. Plantas utilizadas como cercas vivas en el estado de Veracruz. *Madera y Bosques* 6(1): 55-71. DOI: <https://doi.org/6.10.21829/myb.2000.611342>
- Balvanera, P. y M. Maass. 2010. Los servicios ecosistémicos que proveen las selvas secas. In: Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. B. Creel y R. Dirzo (eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. México, D.F., México. Pp. 251-270.
- Balvanera, P., A. Castillo y M. Martínez-Harms. 2011. Ecosystem Services in seasonally dry tropical forests. In: Dirzo, R., H. S. Young, H. A. Mooney y G. Ceballos (eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Island Press. Washington, D.C., USA. Pp. 259-277. DOI: https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_15
- Beltrán-Rodríguez, L., A. Ortiz-Sánchez, N. A. Mariano, B. Maldonado-Almanza y V. Reyes-García. 2014. Factors affecting ethnobotanical knowledge in a mestizo community of the Sierra de Huautla Biosphere Reserve, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 10(1): 14. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-14>

- Berkes, F., J. Colding y C. Folke. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological applications* 10(5): 1251-1262. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1251:ROTEKA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1251:ROTEKA]2.0.CO;2)
- Blancas, J., A. Casas, D. Pérez-Salicrup, J. Caballero y E. Vega. 2013. Ecological and socio-cultural factors influencing plant management in Náhuatl communities of the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 9(1): 39. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-9-39>
- Bye, R. 1995. Ethnobotany of the Mexican dry tropical forests. In: Bullock, S. H., H. A. Mooney y E. Medina (eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 423-438.
- Bye, R., L. Cervantes y B. Rendón. 2002. Etnobotánica en la región de Chamela, Jalisco, México. In: Noguera, F., J. Vega, A. García y M. Quesada (eds.). *Historia natural de Chamela*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F., México. Pp. 545-559.
- Calderón-Cisneros, A. y L. Soto-Pinto. 2014. Transformaciones agrícolas en el contexto periurbano de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. *LiminaR Estudios Sociales y Humanísticos* 12(1): 125-143. DOI: <https://doi.org/10.29043/liminar.v12i1.329>
- Camargo-Ricalde, S. L., R. Grether, A. Martínez-Bernal, V. García-García y S. Barrios. 2001. Especies útiles del género *Mimosa* (Fabaceae-Mimosoideae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 68: 33-44. DOI: <https://dx.doi.org/10.17129/botsci.1634>
- Camou-Guerrero, A., V. Reyes-García, M. Martínez-Ramos y A. Casas. 2008. Knowledge and use value of plant species in a Rarámuri Community: a gender perspective for conservation. *Human Ecology* 36: 259-272. DOI: <https://dx.doi.org/10.1007/s10745-007-9152-3>
- Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. B. Creel y R. Dirzo. 2010. Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. México, D.F., México. 594 pp.
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. In: Soberón, J., G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (eds.). *Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. Pp. 87-108.
- Cordero, J., D. H. Boshier, CATIE y OFI. 2003. *Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas*. Oxford Forestry Institute-Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Oxford, UK. 1079 pp.
- Couttolenc-Brenis, E., J. A. Cruz-Rodríguez, E. Cedillo Portugal y M. A. Musálem. 2005. Uso local y potencial de las especies arbóreas en Camarón de Tejada, Veracruz. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1): 45-50.
- Cruz-Burguete, J. L. y P. E. Almazán-Esquivel. 2008. Los Zoques de Tuxtla y la disputa por las virgencitas de Copoya, en el valle central de Chiapas. *Ra Ximhai* 4(2): 21-47.
- Díaz, S., J. Fargione, F. C. Stuart y D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4(8): e277. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Escobar-Ocampo, C., J. C. Niños, N. Ramírez-Marcial y C. P. Yépez. 2009. Diagnóstico participativo del uso, demanda y abastecimiento de leña en una comunidad zoque del centro de Chiapas, México. *Ra Ximhai* 5(2): 201-223.
- Espinosa-Jiménez, J. A., A. López-Cruz, M. A. Pérez-Farrera y S. López. 2014. Inventario florístico de la cañada la Chacona-Juan Crispín y zonas adyacentes, Depresión Central de Chiapas, México. *Botanical Sciences* 92(2): 205-241. DOI: <https://dx.doi.org/10.17129/botsci.30>
- Feeny, P. 1976. Plant apparency and chemical defense. In: Wallace, J. W. y R. L. Mansell (eds.). *Biochemical interaction between plants and insects*. Recent Advances in Phytochemistry, vol. 10. Springer. Boston, USA. Pp. 1-40. DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4684-2646-5_1
- Garibaldi, A. y N. Turner. 2004. Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration. *Ecology and Society* 9(3): 1. DOI: <https://doi.org/10.5751/es-00669-090301>



- González, J. A. 2003. Cultura y agricultura: transformaciones en el agromexicano. México. Universidad Iberoamericana. México, D.F., México. 343 pp.
- Goodman, L. A. 1961. Snowball sampling. *The Annals of Mathematical Statistics* 32(1): 148-170. DOI: <https://doi.org/10.1214/aoms/1177705148>
- Harvey, C. A., J. V. Villanueva, M. Chacón, D. Muñoz y M. López. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería en las Américas* 10: 30-39.
- Hastings, R. B. 1990. Medicinal legumes of Mexico: Fabaceae, Papilionoideae, part one. *Economic Botany* 44(3): 336-348. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03183915>
- Hickey, G. M., M. Pouliot, C. Smith-Hall, S. Wunder y M. R. Nielsen. 2016. Quantifying the economic contribution of wild food harvests to rural livelihoods: a global-comparative analysis. *Food Policy* 62: 122-132. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2016.06.001>
- Holz, S. y G. Placci. 2008. El desafío de la restauración de bosques en paisajes poblados: un enfoque multidisciplinar en Misiones, Argentina. In: González-Espinosa, M., J. M. Rey-Benayas y N. Ramírez-Marcial (eds.). *Restauración de bosques en América Latina. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE) y Editorial Mundi-Prensa. México, D.F., México. Pp. 163-179.*
- Huerta García, M. A., R. Escalante López, A. Méndez Barrera, P. Sánchez Montero, K. Leal Aguilar, A. Rodríguez Jiménez, M. M. Torres Álvarez y B. Gálvez Cruz. 2016. Paisajes transformados y el cambio climático: el caso de las áreas naturales protegidas de la Ecoregión "Selva Zoque", Chiapas. In: Escuinca Cano, F. y M. C. Gordillo Ruiz (coord.). *Ecoregión Zoque: retos y oportunidades ante el cambio climático. Gobierno del Estado de Chiapas, Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural. Tuxtla Gutiérrez, México. Pp. 144-164.*
- INEGI. 1999. Modelo de elevación digital 1:50,000 Tuxtla Gutiérrez E15C59 y E15C69. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2000. Carta edafológica 1:250,000 Tuxtla Gutiérrez E15-11. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2003. Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria 1:1,000,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2010. XIII Censo general de población y vivienda. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México. <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/> (consultado septiembre de 2017).
- INI. 1994. Biblioteca de la Medicina Tradicional Mexicana. Primera edición digital. Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. Mx., México. <http://www.medicinatradicionalmexicana.unam.mx/index.php> (consultado enero de 2018).
- IPNI. 2012. The International Plant Names Index. <http://www.ipni.org>. (consultado noviembre de 2017).
- Isidro, M. V. 1997. Etnobotánica de los Zoques de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Instituto de Historia Natural. Tuxtla Gutiérrez, México. 125 pp.
- Isidro, M. V. y O. Farrera S. 1999. Uso tradicional de las plantas por los Zoques de Chiapas. *Fin de Siglo* 2(1): 7-9.
- Isidro, M. V., N. Moreno y O. Farrera S. 2006. Planta útiles de los zoques del centro de Chiapas. In: Aramoni, D. C., T. W. Lee. y M. G. Lisbona (eds.). *Presencia Zoque: una aproximación interdisciplinaria. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Chiapas-Universidad Autónoma de Chiapas-Universidad Nacional de México. México, D.F., México. Pp. 369-386.*
- Janzen, H. D. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75(1): 105-116. DOI: <https://doi.org/10.2307/2399468>
- Jiménez-Ferrer, G., R. Velasco-Pérez, M. U. Gómez y L. Soto-Pinto. 2008. Ganadería y conocimiento local de árboles y arbustos forrajeros de la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Zootecnia Tropical* 26(3): 333-337.
- Kalacska, M., G. A. Sánchez-Azofeita, J. C. Calvo-Alvarado, M. Quesada, B. Rivardy y D. H. Janzen. 2004. *Species*

- composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 200(1-3): 227-247. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.001>
- Lawrence, A., O. L. Phillips, M. Reategui, S. Lopes, D. Rose y A. J. Farfan. 2005. Local values for harvested forest plants in Madre de Dios, Peru: towards a more contextualized interpretation of quantitative ethnobotanical data. *Biodiversity and Conservation* 14(1): 45-79. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-005-4050-8>
- Lisbona, M. G. 2006. Olvidados del neozapatismo: los zoques chiapanecos. *Estudios sociológicos* 24(71): 305-330.
- López, E. J. G. 2006. Estimación de tormentas y avenidas para el diseño de las obras de protección del Río Sabinal. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 70 pp.
- Lucena, R. F. P., U. P. Albuquerque y E. L. Araújo. 2007. Does the use-value of woody plants of the Caatinga (Northeastern Brazil) explain their local availability? *Economic Botany* 61(4): 347-361. DOI: [https://doi.org/10.1663/0013-0001\(2007\)61\[347:DTLAOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0013-0001(2007)61[347:DTLAOW]2.0.CO;2)
- Lucena, R. F. P., P. M. Medeiros, E. L. Araújo, A. A. Chaves y U. P. Albuquerque. 2012. The ecological apparency hypothesis and the importance of useful plants in rural communities from Northeastern Brazil: An assessment based on use value. *Journal of Environmental Management* 96(1): 106-115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.001>
- Lucena, R. F. P., R. F. Sousa, N. M. Guerra, J. E. S. Ribeiro, A. P. Leite, D. B. O. Abreu, T. K. N. Carvalho, D. M. B. M. Trovão, C. A. B. Alves, R. R. N. Alves, P. F. Borges, L. A. Andrade, J. S. Souto, S. P. Sousa y E. N. Nunes. 2014. The ecological apparency hypothesis and dry tropical forests: an ethnobotanical assessment. *Etnoecológica* 10(9): 1-17.
- Maffi, L. 2005. Linguistic, cultural and biological diversity. *Annual Review Anthropology* 34(1): 599-617. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.34.081804.120437>
- Maldonado, B., J. Caballero, A. Delgado-Salinas y R. Lira. 2013. Relationship between use value and ecological importance of floristic resources of seasonally dry tropical forest in the Balsas River Basin, Mexico. *Economic Botany* 67(1): 17-29. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12231-013-9222-y>
- Martínez-Pérez, A., P. A. López, A. Gil-Muñoz y A. Cuevas-Sánchez. 2012. Plantas silvestres útiles y prioritarias identificadas en La Mixteca Poblana, México. *Acta Botanica Mexicana* 98: 73-98. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm98.2012.1141>
- Medina, S. L., G. M. Anaya, H. V. Volke y C. S. Ortiz. 2005. Formulación de un plan de desarrollo agropecuario y forestal para una comunidad ejidal del municipio de San Fernando, Chiapas, México. *Mundo Agrario* 5: 1374-1405.
- Meli, P., M. Martínez-Ramos, J. Rey-Benayas y J. Carabias. 2014. Combining ecological, social and technical criteria to select species for restoration. *Applied Vegetation Science* 17(4): 744-753. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12096>
- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33(3): 491-505. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Monroy, R. e I. Ayala. 2003. Importancia del conocimiento etnobotánico frente al proceso de urbanización. *Etnobiología* 3: 79-92.
- Moreno-Calles, A., V. Toledo y A. Casas. 2013. Los sistemas agroforestales tradicionales de México: una aproximación biocultural. *Botanical Sciences* 91(4): 375-398. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.419>
- Moreno-Casasola, P. y K. Paradowska. 2009. Especies útiles de la selva baja caducifolia en las dunas costeras del centro de Veracruz. *Madera y Bosques* 15(3): 21-4. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2009.1531184>
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 2002. Aims and methods of vegetation ecology. Second Edition. Blackburn Press. Caldwell, USA. 547 pp.
- Mulleried, F. 1951. Geología de Chiapas. Colección libros de Chiapas, Serie Básica. Gobierno del Estado de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México. 180 pp.
- Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1995. Dry forest of Central America and the Caribbean. In: Bullock, S. H., H. A. Mooney y E.



- Medina (eds.). Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 9-34.
- OPS. 1995. Clasificación estadística internacional de enfermedades y problemas relacionados con la salud. Décima revisión. Organización Panamericana de la Salud. Washington, D.C., USA. <http://ais.paho.org/classifications/Chapters/pdf/Volume2.pdf> (consultado enero de 2018).
- Pérez-Muñoz, D. A. 2017. Evaluación de la composición, estructura y usos de la comunidad vegetal leñosa al sur de la zona protectora foresta vedada "Villa Allende", Chiapas, México. Tesis de licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 113 pp.
- Phillips, O. y A. H. Gentry. 1993. The useful plants of Tambopata, Peru: I. Statistical hypothesis tests with a new quantitative technique. *Economic Botany* 47(1): 15-32. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02862203>
- Quesada, M., G. A. Sánchez-Azofeifa, M. Álvarez-Anorve, K. E. Stoner, L. Ávila-Cabadilla, J. Calvo-Alvarado, A. Castillo, M. M. Espirito-Santo, M. Fagundes, G. W. Fernandes, J. Gamon, M. Lopezaraiza-Mikel, D. Lawrence, L. P. Cerdeira Morellato, J. S. Powers, F. S. Neves, V. Rosas-Guerrero, R. Sayago y G. Sánchez-Montoya. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology Management* 258(6): 1014-1024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.023>
- Ramírez-Marcial, N., M. L. Rueda-Pérez, B. Ferguson y G. Jiménez-Ferrer. 2012. Caracterización del sistema agrosilvopastoril en la Depresión Central de Chiapas. *Avances en Investigación Agropecuaria* 16(2): 7-22.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Reyes-García, V., T. Huanca, V. Vadez, W. Leonard y D. Wilke. 2006. Cultural, practical, and economic value of wild plants: a quantitative study in the Bolivian Amazon. *Economic Botany* 60(1): 62-74. DOI: [https://doi.org/10.1663/0013-0001\(2006\)60\[62:CPAEXO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0013-0001(2006)60[62:CPAEXO]2.0.CO;2)
- Ribeiro, J. P. O., T. K. N. Carvalho, J. E. S. Ribeiro, R. F. Sousa, J. R. F. Lima, C. A. B. Alves, J. G. Jardim y R. F. P. Lucena. 2014. Can ecological apparency explain the use of plant species in the semi-arid depression of Northeastern Brazil? *Acta Botanica Brasilica* 28(3): 476-483. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb2758>
- Rocha-Loredo, A. C., N. Ramírez-Marcial y M. González-Espinosa. 2010. Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Botanical Sciences* 87: 89-103. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.313>
- Rossato, S., H. F. Leitão-Filho y A. Begossi. 1999. Ethnobotany of Caicaras of the Atlantic Forest Coast (Brazil). *Economic Botany* 53(4): 387-395. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02866716>
- Rzedowski, J. 1978. La vegetación de México. Limusa, S.A., México, D.F., México. 432 pp.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. Primera edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf (consultado junio de 2017).
- Rzedowski, J. y G. Calderón de Rzedowski. 2013. Datos para la apreciación de la flora fanerogámica del bosque tropical caducifolio de México. *Acta Botanica Mexicana* 102: 1-23. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm102.2013.229>
- Salafsky, N. y E. Wollenberg. 2000. Linking livelihoods and conservation: a conceptual framework and scale for assessing the integration of human needs and biodiversity. *World Development* 28(8): 1421-1438. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(00\)00031-0](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(00)00031-0)
- Salazar, C. C. 2000. La relación población-recursos en la periferia urbana: una experiencia teórica-metodológica. *Estudios demográficos y urbanos* 15(3): 641-664. DOI: <https://dx.doi.org/10.24201/edu.v15i3.1089>
- Sánchez, M. D. 2014. Estructura y composición florística de la subcuenca del río Sabinal, Chiapas, México. Tesis de licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 97 pp.

- Sánchez-Velásquez, L., G. Hernández-Vargas, M. M. A. Carranza, M. R. Pineda-López, G. R. Cuevas y C. F. Aragón. 2002. Estructura del bosque tropical caducifolio usado para la ganadería extensiva en el norte de la sierra de Manantlán, México: antagonismos de usos. *Polibotánica* 13: 25-46.
- Silva, R. J. R., T. C. Nunes, J. R. Oliveira, N. G. Medeiros, N. Silva, K. P. Marques, C. A. Belarmino, S. J. Sousa, J. S. Silva, A. N. Trajano, J. L. Ribamar, R. Silva de Oliveira y R. L. Farias. 2014. Ecological apparency hypothesis and availability of useful plants: testing different use values. *Ethnobotany Research and Applications* 12: 415-432. DOI: <https://dx.doi.org/10.17348/era.12.0.415-432>
- Sousa, M. S. 2010. Centro de endemismos: las leguminosas. In: Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. B. Creel y R. Dirzo. (eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. México, D.F., México. Pp. 77-91.
- Sousa, M. S., M. Ricker y H. M. Hernández. 2001. Tree species of the family Leguminosae in Mexico. *Harvard Papers in Botany* 6(1): 339-365.
- Suárez, A., G. Williams-Linera, C. Trejo, J. I. Valdez-Hernández, V. M. Cetina-Alcalá y H. Vibrans. 2012. Local knowledge helps select species for forest restoration in tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems* 85(1): 35-55. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9437-9>
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11(11): 2063-2084. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1020876316013>
- Turner, N. J. 1988. "The importance of a rose": Evaluating the cultural significance of plants in Thompson and Lillooet Interior Salish. *American Anthropologist* 90(2): 272-290. DOI: <https://doi.org/10.1525/aa.1988.90.2.02a00020>
- UICN. 2015. Especies para restauración. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. <http://www.especiesrestauracion-uicn.org/index.php> (consultado enero de 2018).
- Upreti, Y., H. Asselin, Y. Bergeron, F. Doyon y J. F. Boucher. 2012. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: practices and applications. *Ecoscience* 19(3): 225-237. DOI: <https://doi.org/10.2980/19-3-3530>
- Vaca, A. R., J. D. Golicher, L. Cayuela, J. Hewson y M. Steininger. 2012. Evidence of incipient forest transition in Southern Mexico. *PLoS ONE* 7: e42309. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042309>
- Vargas, M. F., S. Escobar y R. Ángel. 2000. *Áreas Naturales Protegidas de México con decretos federales*. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca-Red para el Desarrollo Sostenible, A.C.-Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. México, D.F., México. 830 pp.
- Vázquez-Yanes, C. A., I. Batis M., M. I. Alcocer S., M. Gual D. y C. Sánchez D. 1999. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/inicio.pdf (consultado enero de 2018).
- Vieira, D. L. M. y A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14(1): 11-20. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>
- Williams, V. L., T. F. Edward y K. B. Witkowski. 2007. The use of incidence-based species richness estimators, species accumulation curves and similarity measures to appraise ethnobotanical inventories from South Africa. *Biodiversity Conservation* 16(9): 2495-2513. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9026-9>
- Zárata, S. 1999. Ethnobotany and domestication process of *Leucaena* in Mexico. *Journal of Ethnobiology* 19(1): 1-23.
- Zepeda-Gómez, C., C. A. Burrola, L. O. White y S. C. Rodríguez. 2017. Especies leñosas útiles de la selva baja caducifolia en la Sierra de Nanchititla, México. *Madera y Bosques* 23(3): 101-119. DOI: <https://dx.doi.org/10.21829/myb.2017.2331426>



Apéndice: Categorías de uso, valor de uso e importancia ecológica de las especies arbóreas del bosque tropical caducifolio secundario en la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas. VU=índice de valor de uso, IVI=índice de valor de importancia ecológica, Do=dominancia, De=densidad, Fr=frecuencia. Categorías de uso: a=alimento, b=construcción rural, c=cercos vivos, d=religioso, e=forraje, f=maderable, g=medicinal, h=ornamental, i=poste, j=combustible. Usos específicos: 0=adorno, 1=ampollas, 2=anemia, 3=árbol de navidad, 4=aromatizante, 5=bebida, 6=cabo de coa, 7=cabo de hacha, 8=cálculos renales, 9=cama, 10=canoa, 11=cercha, 12=cocimiento de panela, 13=cocimiento de ladrillo, 14=colgador, 15=colitis, 16=condimento, 17=corral, 18=depurativa sangre, 19=depurativa hígado, 20=desinflamar vesícula, 21=diabetes, 22=diarrea, 23=dolor de cabeza, 24=dolor de estómago, 25=dolor de hueso, 26=dolor de muela, 27=dolor muscular, 28=dulces, 29=eje, 30=escalera, 31=escoba, 32=esquinero, 33=estreñimiento, 34=fauna silvestre, 35=frutas, 36=galera, 37=ganado bovino, 38=gastritis, 39=golpes, 40=gripa, 41=guisado, 42=hemorragia, 43=hemorroides, 44=heridas, 45=horcón, 46=desinflamar la próstata, 47=desinflamar órganos, 48=juguete, 49=larguero, 50=leña, 51=mal de aire, 52=mal de espanto, 53=masa, 54=mesa, 55=montura, 56=morillo, 57=parásitos, 58=puerta, 59=rayo, 60=regla, 61=regular la menstruación, 62=reja, 63=sarampión, 64=seto, 65=silla, 66=solera, 67=somé, 68=tamales, 69=tijera, 70=timón, 71=timón de arado, 72=tos, 73=tranca, 74=úlceras, 75=varilla, 76=viga y 77=yugo. Los ejemplares de herbarios se depositaron en el herbario de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (CHIP) y en el herbario Eizi Matuda (HEM), y los registros fotográficos (reg. fot.) se pueden solicitar a través del autor de correspondencia. Nombre de los colectores: *DAPM*=Daniel Alejandro Pérez Muñoz, *DYSM*=Diana Yaneth Sánchez Muñoz, *MCGR*=Mercedes Concepción Gordillo Ruiz.

Familia/especie	Nombre común	No. Colecta	Usos	Usos específicos	VU	IVI	Do	De	Fr
ANACARDIACEAE									
<i>Comocladia guatemalensis</i> Donn. Sm.	cinco negritos	<i>DAPM 191</i>	b, f, g, i, j	17, 29, 38, 40, 44, 45, 50, 66	0.35	0.27	0.17	0.28	0.36
<i>Pistacia mexicana</i> Kunth	achin	<i>DYSM 593</i>	b, f, g, i, j	21, 45, 50, 53, 67, 71	0.24	-	-	-	-
<i>Rhus schiedeana</i> Schlttdl.	ocotillo	<i>DYSM 593</i>	i, j	50	0.04	-	-	-	-
<i>Spondias mombin</i> L.	jobo	<i>MCGR 201</i>	a, i, j	35, 50	0.04	-	-	-	-
<i>Spondias purpurea</i> L.	jocote de caballo	<i>DAPM 114</i>	a, c, e, j	12, 37, 50	0.08	0.08	0.03	0.04	0.18
ANNONACEAE									
<i>Annona macrophyllata</i> Donn. Sm.	papausa	Reg. fot.	a, g, i, j	35, 40, 47, 50	0.13	-	-	-	-
<i>Annona muricata</i> L.	guanábana	Reg. fot.	a, g	35	0.10	-	-	-	-
<i>Annona purpurea</i> Moc. & Sessé ex Dunal	chincuya	<i>MCGR 170</i>	a, i, j	35, 50	1.86	0.39	0.15	0.32	0.71
<i>Annona reticulata</i> L.	anon, annona amarilla	Reg. fot.	a, g, j	22, 23, 25, 27, 35, 40, 42, 50	0.21	-	-	-	-
APOCYNACEAE									
<i>Cascabela ovata</i> (Cav.) Lippold	manzanito	<i>MCGR 120</i>	b	45	0.01	1.13	1.26	0.87	1.25
<i>Plumeria rubra</i> L.	flor de mayo, chimpipi	<i>MCGR 35</i>	d, g, h	0	0.07	0.22	0.21	0.08	0.36
ARALIACEAE									
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	palo coletto	<i>DYSM 570</i>	b	-	0.01	-	-	-	-
ASPARAGACEAE									
<i>Beaucarnea goldmanii</i> Rose	pata de elefante	Reg. fot.	h	-	0.01	-	-	-	-
BIGNONIACEAE									
<i>Parmentiera aculeata</i> (Kunth) Seem.	cuajilote	<i>MCGR 203</i>	e	37	0.01	-	-	-	-
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	matilisguate	<i>MCGR 189</i>	b, c, f, g, h, j	9, 47, 49, 50, 54, 58, 65, 66, 76, 77	0.35	0.10	0.08	0.04	0.18

Apéndice: Continuación.

Familia/especie	Nombre común	No. Colecta	Usos	Usos específicos	VU	IVI	Do	De	Fr
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	candox	MCGR 47	b, e, g, h, i, j	21, 22, 24, 37, 50, 63	0.25	3.40	2.83	4.87	2.50
BIXACEAE									
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	pomposhuti, tamborcito	MCGR 170	c, g, i, j	8, 38, 44, 46, 47, 50	0.15	1.95	1.93	2.50	1.43
BORAGINACEAE									
<i>Bourreria andrieuxii</i> Hemsl.	yoa	MCGR 164	b, i	66, 76	0.01	1.58	1.32	1.62	1.79
<i>Cordia alba</i> (Jacq.) Roem. & Schult.	matzú	MCGR 22	b, f, j	6, 28, 48, 50, 55	0.04	1.14	1.30	0.87	1.25
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	palo de pajarito, hormiguillo	DAPM 66	b, c, f, g, h, i, j	9, 14, 29, 50, 54, 56, 65, 69, 71, 76	0.40	0.68	0.47	0.67	0.89
<i>Cordia dodecandra</i> DC.	cupapé	MCGR 153	a, b, c, f, h, i, j	9, 54, 50, 55, 65	0.12	0.90	1.07	0.55	1.07
BURSERACEAE									
<i>Bursera bipinnata</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Engl.	copal hoja menuda	MCGR 179	d, f, h, i, j	4, 12, 29, 50, 77	0.06	0.19	0.28	0.12	0.18
<i>Bursera excelsa</i> (Kunth) Engl.	copal, copal de zope	DAPM 91	b, c, d, e, f, g, h, i, j	4, 10, 12, 29, 37, 40, 45, 50, 72, 77	0.43	1.38	2.47	0.59	1.07
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	mulato	MCGR 58	b, c, e, g, h, i, j	1, 8, 10, 12, 13, 17, 20, 22, 24, 30, 33, 34, 37, 43, 44, 46, 47, 50, 57	0.66	3.42	4.50	2.73	3.04
CELASTRACEAE									
<i>Semialarium mexicanum</i> (Miers) Mennega	matapiojo	MCGR 127	J	50	0.01	0.23	0.22	0.28	0.18
COMPOSITAE									
<i>Ageratina ligustrina</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	flor blanca cimarrona	MCGR 200	b, i	56, 66	0.05	-	-	-	-
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	malacate	MCGR 109	b, f, h, i, j	36, 45, 50, 69	0.08	3.56	3.59	5.11	1.96
<i>Perymenium grande</i> Hemsl.	malacate rojo	MCGR 119	b, d, f, h, i, j	17, 49, 50, 60, 66, 64	0.01	2.54	1.75	4.63	1.25
<i>Verbesina myriocephala</i> Sch. Bip. ex Klatt	bordón de viejo	DYSM 695	b	64	0.05	-	-	-	-
EBENACEAE									
<i>Diospyros nigra</i> (J.F. Gmel.) Perrier	zapote negro	MCGR 173	a, d, f, h, i, j	5, 35, 50, 67, 77	0.23	0.27	0.32	0.12	0.36
<i>Diospyros verae-crucis</i> (Standl.) Standl.	zapotillo	DYSM 65	a	35	0.01	-	-	-	-
ERYTHROXYLACEAE									
<i>Erythroxylum havanense</i> Jacq.	escobillo	MGR 163	b, f, g, i, j	17, 31, 50	0.04	1.36	0.89	1.39	1.79



Apéndice: Continuación.

Familia/especie	Nombre común	No. Colecta	Usos	Usos específicos	VU	IVI	Do	De	Fr
EUPHORBIACEAE									
<i>Cnidoscopus aconitifolius</i> (Mill.) I.M. Johnst.	chaya, chaya de castilla	MCGR 11	e, g, h	37	0.03	1.29	0.86	1.23	1.79
<i>Croton guatemalensis</i> Lotsy	copalchi	MCGR 171	b, g, i, j	45, 50	0.13	0.16	0.09	0.20	0.18
<i>Croton niveus</i> Jacq.	copalchi hoja menuda	DAPM 101	g	38, 39	0.01	0.39	0.44	0.36	0.36
<i>Euphorbia leucocephala</i> Lotsy	flor de lechita, punupupú	MCGR 196	d, h	0	0.03	-	-	-	-
FABACEAE									
<i>Acacia collinsii</i> Saff.	iscanal, espina de cacho	DYSM 716	e, f, h, i, j	37, 50	0.10	-	-	-	-
<i>Acacia cornigera</i> (L.) Willd.	cacho de toro	MCGR 4	b, f, i, j	29, 37, 45, 50, 56	0.18	0.85	0.38	0.55	1.61
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	huizache	DYSM 717	e, j	37, 50	0.04	-	-	-	-
<i>Acacia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Benth.	quebracho	MCGR 165	b, c, e, i, j	37, 50	1.29	0.70	0.80	0.40	0.89
<i>Albizia lebeck</i> (L.) Benth.	guaje lanudo	MCGR 13	b	45, 56, 69	0.01	0.68	0.45	0.87	0.71
<i>Albizia tomentosa</i> (Micheli) Standl.	guanacastillo	MCGR 168	b		0.01	0.70	1.77	0.16	0.18
<i>Bauhinia divaricata</i> L.	casquito de venado	DAPM 117	g, i, j	17, 50	0.07	1.47	1.61	1.74	1.07
<i>Calliandra bijuga</i> Rose	siete pellejos	DYSM 667	d, h, j	50	0.01	-	-	-	-
<i>Calliandra houstoniana</i> (Mill.) Standl.	palo de sangre	MCGR 21	i	-	0.01	0.57	0.36	0.63	0.71
<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M. Sousa	guachipilin	MCGR 195	b, c, f, g, i, j	50, 53, 59, 70, 71	0.12	-	-	-	-
<i>Erythrina americana</i> Miller	frijolito	MCGR 197	a, c, e, i, j	34, 37, 41, 50	0.12	-	-	-	-
<i>Erythrina goldmanii</i> Standl.	palo de machetillo	DYSM 443	b		0.01	-	-	-	-
<i>Eysenhardtia adenostylis</i> Baill.	taray, palo dulce	MCGR 172	a, b, c, d, e, f, g, h, i, j	0, 2, 8, 18, 21, 22, 36, 37, 38, 45, 46, 50, 56, 66, 77	1.36	0.28	0.19	0.28	0.36
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth	mataratón, madrecaço	MCGR 37	a, b, c, d, f, g, h, i, j	0, 11, 29, 45, 51, 50, 52, 53, 54, 56, 59, 62, 65, 68, 69, 70, 77	0.48	0.21	0.06	0.20	0.36
<i>Haematoxylum brasiletto</i> H. Karst.	brasil	DYSM 547	b, f, g, i, j	2, 8, 18, 19, 21, 45, 50, 66	0.46	-	-	-	-
<i>Leucaena collinsii</i> Britton & Rose	guaje	MCGR 183	a, b, c, f, g, h, i, j	35, 45, 50, 54, 56, 57, 65, 66, 77	0.97	0.59	0.66	0.75	0.36

Apéndice: Continuación.

Familia/especie	Nombre común	No. Colecta	Usos	Usos específicos	VU	IVI	Do	De	Fr
<i>Leucaena diversifolia</i> (Schltdl.) Benth.	guaje de montaña	MCGR 175	a, b, g, i, j	45, 50, 56, 57	0.10	0.24	0.24	0.12	0.36
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	guaje blanco	MCGR 14	b, j	50	0.04	0.10	0.07	0.04	0.18
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i> Benth.	chaperla	MCGR 79	b, f, i, j	29, 45, 50, 56, 66, 69, 75	0.12	0.65	0.55	1.03	0.36
<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.	matabuey	DAPM 129	b, f, i, j	29, 50, 56, 69, 70, 77	0.14	2.47	0.81	0.59	1.07
<i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth.	tepehuaje	DAPM 87	b, f, g, i, j	45, 50, 53, 56, 66, 69, 77	0.47	2.88	3.70	2.97	1.96
<i>Machaerium arboreum</i> (Jacq.) Vogel	palo de matagusano	MCGR 162	b, i, j	50	0.03	2.81	2.42	4.04	1.96
<i>Mimosa zimapanensis</i> Britton & Rose	tepezcouite	Reg. fot.	g, i, j	50	0.03	-	-	-	-
<i>Mimosa</i> sp. 1	sierrita	DYSM 495	b, e, f, i, j	6, 37, 50, 76	0.28	-	-	-	-
<i>Mimosa</i> sp. 2	amolillo	MCGR 193	b, i, j	45, 50, 56, 69	0.21	-	-	-	-
<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms	palo de bálsamo	Reg. fot.	b, f, g	46	0.04	-	-	-	-
<i>Pithecellobium pachypus</i> Pittier	patzagua	DYSM 96	a, i, j	35, 50	0.03				
<i>Senna nicaraguensis</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	huevo de iguana	MCGR 176	h		0.01	0.23	0.09	0.24	0.36
<i>Senna skinneri</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	Santa rosa	DAPM 125	b, f, h, i, j	50	0.22	0.11	0.08	0.08	0.18
HERNANDIACEAE									
<i>Gyrocarpus mocinoi</i> Espejo	San Felipe	MCGR 155	b, f, i, j	9, 50, 54, 60, 65	0.07	0.19	0.23	0.16	0.18
LAURACEAE									
<i>Litsea glaucescens</i> Kunth	laurel	Reg. fot.	a	16	0.02	-	-	-	-
<i>Persea americana</i> Mill.	aguacate	MCGR 204	a, b, g, i, j	15, 16, 20, 22, 35, 45, 50	0.39	-	-	-	-
MALPIGHIACEAE									
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	nanche	MCGR 169	a, b, c, e, g, h, i, j	26, 35, 34, 37, 39, 50	0.35	0.35	0.38	0.32	0.36
MALVACEAE									
<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britten & Baker f.	mosmoté	DAPM 16	b, e, f, i, j	7, 12, 34, 37, 50, 77	0.16	0.64	0.55	0.48	0.89
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	cuahulote	MCGR 181	a, b, e, f, g, h, i, j	6, 12, 22, 34, 35, 37, 49, 50	0.26	0.34	0.30	0.36	0.36
<i>Hampea mexicana</i> Fryxell	majagua	DAPM 516	b	45	0.02	-	-	-	-
<i>Heliocarpus terebinthinaceus</i> (DC.) Hochr.	guaspó, corcho	MCGR 37	b, f, i, j	36, 50, 56, 66, 69, 73, 76	0.27	2.94	3.82	3.21	1.79
<i>Luehea candida</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Mart.	cascabillo	MCGR 182	b, c, g, i, j	50, 61	0.12	3.88	7.88	2.69	1.07



Apéndice: Continuación.

Familia/especie	Nombre común	No. Colecta	Usos	Usos específicos	VU	IVI	Do	De	Fr
MELIACEAE									
<i>Cedrela odorata</i> L.	cedro	MCGR 191	b, c, f, g, h, i, j	9, 50, 51, 54, 55, 65, 77	0.66	0.08	0.01	0.04	0.18
<i>Cedrela tonduzii</i> C. DC.	cedril	DAPM 31	f		0.01	0.08	0.01	0.04	0.18
<i>Swietenia humilis</i> Zucc.	caoba	MCGR 205	b, c, f, g, h, i, j	9, 21, 29, 32, 45, 50, 51, 54, 55, 58, 62, 65, 77	0.56	-	-	-	-
<i>Trichilia hirta</i> L.	napaguito	DAPM 154	b, f	54, 56, 65, 69	0.02	0.37	0.16	0.24	0.71
MORACEAE									
<i>Ficus aurea</i> Nutt.	palo de higo	MCGR 113	b, c, f, g, h, i, j	12, 50	0.18	1.23	1.76	0.67	1.25
MUNTINGIACEAE									
<i>Muntingia calabura</i> L.	capulín	MCGR 199	a, i, j	50	0.04	-	-	-	-
MYRTACEAE									
<i>Eugenia breedlovei</i> Barrie	chazá	DAPM 138	b, i, j	0, 45, 50, 56	0.07	0.70	0.85	0.71	0.54
<i>Eugenia capuli</i> (Schltdl. & Cham.) Hook. & Arn.	guayabillo	DAPM 110	b	56, 69	0.01	0.80	0.32	0.83	1.25
<i>Psidium guajava</i> L.	guayaba	MCGR 201	a, b, f, g, i, j	22, 24, 33, 35, 50	0.12	-	-	-	-
<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.	guayabillo	DAPM 421	a	35	0.01	-	-	-	-
OLACACEAE									
<i>Ximenia americana</i> L.	jocotillo	MCGR 168	a, i, j	50	0.03	0.18	0.09	0.08	0.36
OLEACEAE									
<i>Fraxinus purpusii</i> Brandegee	saucito, botásvaras	DAPM 130	b, c, e, f, g, i, j	7, 37, 45, 50, 56, 66, 77, 71	0.35	1.54	2.20	0.63	1.79
POLYGONACEAE									
<i>Gymnopodium floribundum</i> Rolfe.	aguanatocal	MCGR 69	b, j	50	0.07	1.19	0.80	1.70	1.07
PRICAMIACEAE									
<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.	camarón	DAPM 103	b, c, f, g, i, j	23, 39, 50, 56, 66, 76	0.48	1.96	2.49	1.43	1.96
PRIMULACEAE									
<i>Bonellia macrocarpa</i> (Cav.) B. Ståhl & Källersjö	sicqueté	DAPM 296	d, h, i, j	3, 50	0.04	0.91	0.61	0.87	1.25
RHAMNACEAE									
<i>Colubrina arborescens</i> Sarg.	cascarillo	DAPM 44	b, c, f, g, i, j	6, 21, 24, 36, 45, 50, 54, 56, 64, 65, 66, 69, 77	0.89	-	-	-	-

Apéndice: Continuación.

Familia/especie	Nombre común	No. Colecta	Usos	Usos específicos	VU	IVI	Do	De	Fr
<i>Colubrina triflora</i> Brongn. ex G. Don RUBIACEAE	corazón bonito	MCGR 33	b, c, g, i	-	0.04	1.43	1.63	1.58	1.07
<i>Calycophyllum candidissimum</i> (Vahl) DC. <i>Hamelia patens</i> Jacq. <i>Randia micracantha</i> (Lillo) Bacigalupo RUTACEAE	palo canelo	DAPM 39	b, g, i, j	45, 50	0.12	0.08	0.01	0.04	0.18
	coralillo	DAPM 29	g	38, 74	0.04	0.38	0.61	0.16	0.36
	rompezapato	MCGR 139	i, j	50	0.12	0.33	0.09	0.20	0.71
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg. SALICACEAE	palo de alacrán	DAPM 40	g, j	26, 50	0.04	0.80	0.60	0.91	0.89
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L. <i>Zuelania guidonia</i> (Sw.) Britton & Millsp. SAPOTACEAE	palo de piedra	DAPM 179	b	-	0.01	0.29	0.30	0.20	0.36
	paraguaita	DYSM 04	b, h, i, j	50, 56, 66, 76	0.03	-	-	-	-
<i>Sideroxylon capiri</i> (A. DC.) Pittier SIMAROUBACEAE	tempizque	DYSM 197	d, e, h, i, j	34, 37, 50, 67	0.22	0.18	0.07	0.12	0.36
<i>Simarouba amara</i> Aubl. URTICACEAE	aceituna	DYSM 156	a, b, e, f, i	29, 34, 37	0.12	-	-	-	-
<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol. VERBENACEAE	guarumbo	MCGR 185	g, h, j	50, 24, 47	0.07	0.08	0.02	0.04	0.18
<i>Lippia chiapasensis</i> Loes. ZYGOPHYLLACEAE	guayabita agria	DAPM 75	g	-	0.02	0.64	0.32	0.71	0.89
<i>Guaiacum sanctum</i> L.	guayacán	DYSM 669	b, i, j	50	0.03	-	-	-	-

Artículo 3

La importancia biocultural en la selección de especies para la restauración del bosque seco en Chiapas, México

Importance biocultural for selection of tree species for restoration dry forest in Chiapas, Mexico

Mercedes Concepción Gordillo Ruiz¹

¹Doctorado en Ciencias en Desarrollo Sustentable, Libramiento Norte Poniente 1150, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, 29039, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Facultad de Ingeniería. E-mail: marip_10@yahoo.mx.

*Artículo en preparación

Resumen

En el bosque seco coexisten grupos humanos poseedores de una herencia biocultural, pero su inclusión en proyectos de restauración ecológica, es incipiente. El propósito de este estudio fue proponer un índice de importancia biocultural (IIB) para priorizar especies arbóreas potenciales en proyectos de restauración del bosque seco en la región Centro de Chiapas, México. El concepto de importancia biocultural consideró el valor de uso, importancia cognitiva, frecuencia de uso, complejidad en las prácticas de manejo, importancia ecológica y lugar de manejo. Se hicieron estudios etnobotánicos cuantitativos y ecológicos para analizar las relaciones entre los factores socioculturales y ecológicos a través de siete categorías de uso y se generó un índice que estimara la importancia biocultural a partir de un análisis de componentes principales (PCA). El IIB mostró la amplia diversidad de interacciones que existen entre los factores socioculturales y ecológicos asociados a cada uso local. Asimismo, se confirmó la estrecha asociación entre el valor cultural y la complejidad de manejo, especialmente en las categorías de combustible, forraje, maderable y poste; mientras que la importancia ecológica no se relacionó con estos factores. En consecuencia, los factores socioculturales fueron los que más peso aportaron al IIB. *Acacia pennatula* (23.1),

Eysenhardtia adenostylis (20.6), *Cedrela odorata* (19.4), *Bursera simaruba* (14.9) y *Leucaena collinsii* (15.3), fueron las especies que registraron los valores de importancia biocultural más altos. El índice propuesto en este estudio puede ser particularmente útil en la selección de especies arbóreas para planes de restauración del bosque seco, en lugares donde las especies ecológicas dominantes no son culturalmente las más importantes.

Palabras clave: bosque secundario, conocimiento tradicional, dominancia ecológica, uso y prácticas de manejo.

Abstract

In the tropical dry forest coexist human groups possessing a biocultural heritage, however their inclusion in ecological restoration projects is incipient. The purpose of this study was to generate a biocultural importance index (BII) to prioritize potential tree species in dry forest restoration projects in the Central region of Chiapas, Mexico. The concept of biocultural importance considered the use value, cognitive importance, use frequency, management practices complexity, ecological importance and management place. Quantitative and ecological ethnobotanical data was gathered to analyze through a principal component analysis (PCA) the relationships between sociocultural and ecological factors including seven categories of use to build an index that estimates the biocultural importance of tree species. The BII showed the wide diversity of interactions that exist between the sociocultural and ecological factors associated with each local use. Likewise, the close association between cultural value and management complexity was confirmed, especially in the categories of fuel, fodder, timber and post; while the ecological importance was not related to these factors. Consequently, the sociocultural factors were those that contributed most to the BII. *Acacia pennatula* (23.1), *Eysenhardtia adenostylis* (20.6), *Cedrela odorata* (19.4), *Bursera simaruba* (14.9) and *Leucaena collinsii* (15.3), were the species that recorded the highest values of biocultural importance. The proposed index could be particularly useful in the selection of tree species for tropical dry forest restoration programs, in places where the dominant ecological species are not culturally the most important.

Key words: ecological dominance, management practices, secondary forest, traditional knowledge and use.

Introducción

La degradación y pérdida de los bosques han alcanzado niveles sin precedentes que amenazan también a las sociedades que dependen directamente de ellos para su subsistencia (MEA, 2005). En esta problemática, la restauración ecológica intenta coadyuvar mediante prácticas como la recuperación de la cubierta forestal vía plantaciones y reforestaciones usando por lo general especies exóticas y de alto valor comercial (Chazdon, 2008; Ciccarese *et al.* 2012). Al mismo tiempo, se reconoce la importancia de la aceptación y el involucramiento de las personas para lograr la consolidación de las acciones de restauración ecológica (Choi *et al.*, 2008). Aunque en los paisajes rurales se requiere un planteamiento más acorde con el contexto local (SER, 2004; Paradowska, 2013), debido a que las sociedades que en ellos habitan poseen una herencia biocultural (Toledo y Ortiz-Espejel, 2014). La cual puede apreciarse en los diversos paisajes manejados por pueblos indígenas y mestizos que promueven la conservación del bosque, la creación de los agroecosistemas y la custodia del germoplasma cultivado (Boege, 2008). Por lo tanto, si no se considera a este legado biocultural en las acciones de restauración ecológica, la contribución de ésta a la sustentabilidad de los ecosistemas y al bienestar humano será limitado (Kimmerer, 2012; Lyver *et al.*, 2015).

Para fomentar el éxito de los proyectos de restauración de los bosques tropicales, es necesario promover la siembra de especies de alto valor ecológico (o claves para mantener funcionalidad del ecosistema), y útiles a las comunidades locales. No obstante, esta actividad generalmente se ha centrado en el uso de especies exóticas y de valor comercial (Carabias *et al.*, 2007). Actualmente desde la biología de la conservación se enfatiza la importancia del conocimiento tradicional y su uso para sustentar las decisiones técnicas sobre que especies emplear en las iniciativas de la restauración ecológica (Garibaldi y Turner, 2004; Uprety *et al.*, 2012). Existen índices etnobotánicos que miden el valor cultural de las especies (Phillips y Gentry, 1993; Reyes-García *et al.*, 2006, Moreno-Casasola y Paradowska, 2009; Suárez *et al.* 2012; Uprety *et al.*, 2012), pero estos no toman en cuenta las abundancias ecológicas de las especies presentes en el bosque, y otros que combinan datos ecológicos, sociales y tecnológicos (Allen *et al.*, 2010; Meli *et al.*, 2014); se han empleado con el propósito de priorizar especies para la restauración de los bosques tropicales. Debido a que estas experiencias mostraron que no todas las especies son igualmente valoradas por las comunidades

locales, y que las especies con mayor importancia cultural no son las de mayor importancia ecológica, hace necesario analizar otros aspectos de la relación entre las dimensiones biológica y cultural.

Por otro lado, la restauración ecológica desde la plataforma biocultural promueve ampliar la visión de no solo conservar y recuperar la riqueza biológica y el valor cultural asociado, sino también se enfatiza en la herencia ecológica y cultural (Del Amo *et al.*, 2010; Kimmerer, 2012), creada y mantenida por largo tiempo debido al uso continuo de las especies (Boege, 2008). Una manera de aproximarse a este enfoque es a través del manejo tradicional, el cual puede entenderse como las prácticas directas o indirectas realizadas por los seres humanos para favorecer la permanencia de los individuos o poblaciones de las especies útiles (Casas *et al.*, 2016a). En general se considera que el manejo está influenciado por la valoración cultural de las especies, la distribución y abundancia de las especies útiles (Casas *et al.*, 2016b), dejando ver que las especies más valiosas desde el punto de vista cultural son las más intensamente manejadas, pero también las que poseen bajas poblaciones silvestres (González-Insuasti y Caballero, 2007; Blancas *et al.*, 2013). Por ello, el análisis de las complejas relaciones entre el significado cultural, la importancia ecológica y el manejo tradicional puede ayudar a comprender como se construye el proceso de la herencia biocultural. Igualmente, es importante fortalecer el marco metodológico para priorizar de las especies, especialmente en los paisajes rurales donde todavía se usan las especies nativas y se utilizan métodos culturales tradiciones para manejarlas (SER, 2004). En estos paisajes no es suficiente solo considerar solo el valor cultural y la importancia ecológica en la definición de especies de importancia biocultural, sino también debe incluirse el manejo tradicional como un indicador de la herencia biocultural (Del Amo *et al.*, 2010).

El bosque seco se considera uno de los más importantes ecosistemas terrestres que sostiene a diversos centros de importancia biocultural de México (Toledo *et al.*, 2015), a pesar de su condición crítica debido a que la mayor parte del bosque original se ha transformado a usos agropecuarios (Miles *et al.*, 2006; Holz y Placci, 2008). Al mismo tiempo, enfoques alternos de la conservación de la biodiversidad, señalan una co-ocurrencia entre la riqueza biológica y cultural de las poblaciones humanas, la cual se expresa en el manejo de sistemas agrícolas y forestales tradicionales, y que son reconocidos como expresiones de la diversidad biocultural del mundo (Moreno-Calles *et al.*, 2016; Reyes-García *et al.*, 2016). Este modelo es aplicable al bosque seco Mesoamericano, pues a lo largo de su zona de distribución puede observarse al bosque primario y en proceso de recuperación natural

que forma parte de los sistemas de producción tradicional (Beltrán-Rodríguez *et al.*, 2014; Granda *et al.*, 2015). El bosque seco en la Depresión Central de Chiapas, sigue un patrón similar. Desde la época colonial, el bosque de la región fue transformado y deteriorado a causa de la demanda de tierras para la producción de cultivos agrícolas (maíz, algodón y caña de azúcar) y pecuarios (Vaqueira, 2009). Actualmente se estima que el 98% de la superficie cubierta por bosque seco se encuentra degradado, no obstante, se observan aún niveles de riqueza de especies arbóreas relativamente altas en los fragmentos remanentes (233 especies; Rocha *et al.*, 2010), además es hábitat de especies de leguminosas endémicas (Sousa, 2010) y proveedor de una gran cantidad de especies útiles a las comunidades locales (Isidro, 1997; Newton *et al.*, 2012). Estos valores biológicos y culturales en gran medida obedecen a la contribución del bosque secundario asociado con el manejo del sistema silvopastoril tradicional (Ramírez-Marcial *et al.*, 2012; Espinosa-Jiménez *et al.*, 2014). En contraste, las acciones de restauración efectuadas en la región, principalmente promovidas por el gobierno local, no han tomado en cuenta el aspecto biocultural (Carabias *et al.*, 2007). Por lo que, las especies fáciles de propagar y manejar en vivero como *Cedrela odorata* y *Tabebuia rosea* han sido las preferidas (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Godínez-Alvárez y Martínez, 2000; Gómez-Romero *et al.*, 2012).

El objetivo de esta investigación fue proponer un índice para evaluar la importancia biocultural que sirva de guía para identificar especies arbóreas prioritarias para emplearse en programas de restauración ecológica del bosque seco, sistemas agroforestales y desarrollo rural, en la región Centro de Chiapas. Se espera confirmar una estrecha correlación entre el valor cultural y la complejidad de manejo, así como una débil asociación de estos factores con respecto a la importancia ecológica de las especies arbóreas en diferentes categorías de usos.

Materiales y Métodos

Área de estudio. La zona de estudio se localiza geográficamente en el Centro de Chiapas, México, entre los paralelos 16°52'30" y 16°48'0" de Latitud Norte y entre los meridianos 93°13'30" y 93°09'00" de Longitud Oeste, abarcando las localidades rurales de Berriozábal en el municipio de Berriozábal, Viva Cárdenas en el municipio de San Fernando y Plan de Ayala en el municipio de Tuxtla Gutiérrez (Figura 1). Los territorios de estas comunidades convergen en una zona de lomeríos con un rango altitudinal entre 800 a 1100 msnm, distribuidos de forma ininterrumpida formando un

corredor biológico ubicado al sureste de la reserva forestal Villa de Allende y el sector más próximo a colindar con la zona metropolitana de Tuxtla Gutiérrez (Huerta-García *et al.*, 2016). El clima en esta región es el cálido subhúmedo con un periodo de lluvias corto de mayo a octubre (INEGI, 2008). La precipitación promedio anual es 916.8 mm y la mensual de 216.6 mm (junio); la temperatura media anual es 24.5°C con una máxima de 45.5°C y un mínimo de 18.3°C, respectivamente (López, 2006). El tipo de suelo dominante es el litosol de poca profundidad (< 10 cm) y sobre roca continúa, principalmente de naturaleza calcárea (SEMAVI, 2009).

Los pobladores originarios en la región fueron de la etnia Zoque, los cuales se dedicaban a la agricultura, alfarería y comercio a la vez que usaban numerosos recursos vegetales provenientes del bosque seco (Cruz y Gordillo, 2018). Durante la conquista los zoques pasaron de ser agricultores a mozos en las grandes haciendas dedicadas principalmente a la ganadería y otros fueron desplazados a las montañas de las regiones de la entidad. Posteriormente, a raíz del decreto de ley de mozos a finales del siglo XIX, el gobierno local dotó a los indígenas y mestizos parte de los terrenos de estas haciendas (Anónimo, 1998; Sánchez-Córtes y Lazos, 2009). Durante el periodo post-revolución estas dotaciones fueron ratificadas por el gobierno federal, configurándose así los actuales núcleos agrarios en el área de estudio (SEMAVI, 2009). Al mismo tiempo, con el proceso de urbanización de esta región la población indígena fue prácticamente erradicada por lo que la actual población mestiza es en parte la heredera del conocimiento y el manejo de los paisajes. Básicamente, se trata de paisajes agropecuarios que presentan gran dinamismo debido al manejo de un sistema pecuario que implica la conversión cíclica de las áreas de acahuales derivadas del bosque tropical caducifolio a zonas de potreros y agricultura de temporal (Ramírez-Marcial *et al.*, 2012). Este sistema implica la unión del sistema agrícola y forestal, así como la promoción de la sucesión natural de algunos géneros característicos de la vegetación natural como *Bursera* y *Ficus* (Rzedowski, 2006) y de los paisajes ganaderos como *Acacia pennatula* (Ramírez-Marcial *et al.*, 2012).

El maíz y frijol son los principales cultivos agrícolas y en menor cantidad frutales (Medina *et al.*, 2005). La ganadería que se practica es la de doble propósito (leche y carne) usando frecuentemente animales de las razas suizo y cebú, los cuales son alimentados con pastos de las variedades jaragua y estrella, en pequeñas superficies de 10 hectáreas en promedio dentro del núcleo ejidal (Orantes-Zebadua *et al.*, 2014). En general, la producción de maíz de la región presenta bajos

rendimientos a razón de 1.5 ton⁻¹ (SIAP, 2017) y de leche a razón de 4.48 kg animal^{-1d⁻¹} (Orantes-Zebadua *et al.*, 2014). Adicionalmente, por estar cerca o formar parte de las ciudades, los campesinos alternan sus labores agrícolas con la ocupación de actividades secundarias de albañiles, comerciantes y empleados (Gordillo y Castillo-Santiago, 2017).

Inventario de árboles. Se establecieron 20 parcelas rectangulares de 20 x 50 m (0.1 ha), distribuidas dentro del bosque tropical caducifolio secundario con edades de abandono de 10 a 40 años, en cuatro sitios (2 ha en total) (Figura 1). En estas parcelas se contabilizaron todos los individuos arbóreos ≥ 5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP; Kalacska *et al.*, 2004) y se colectaron ejemplares botánicos de todas las especies, en particular de aquellos individuos cuya identidad taxonómica no pudo ser identificada en campo. El material colectado se corroboró e identificó mediante la comparación con ejemplares de los herbarios HEM (Herbario de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas) y CHIP (herbario de la Secretaria de Medio Ambiente e Historia Natural). Asimismo, un duplicado de este material se mostró a personas locales quienes de primera línea indicaron el nombre local con el que conocían a la planta o etnoespecie.

Lista libre. Con la finalidad de cuantificar el valor de uso y la importancia cognitiva de las especies arbóreas, del 2014 al 2016 se entrevistaron a 111 personas con derechos ejidales en terrenos con cobertura forestal y de uso agrícolas (105 hombres y 6 mujeres, con edad promedio de 60.8 años) mediante el método de lista libre (Quilan, 2005). A las personas entrevistadas se les solicitó enlistar los nombres de los árboles que habitan en el bosque de la comunidad y que son útiles para los siguientes fines: a) alimentación, b) medicinal para curar y/o atenuar problemas de salud, c) elaboración de muebles y herramientas, d) combustible, como leña o carbón para la preparación de alimentos, e) maderable para la construcción de viviendas o galeras, f) cercos vivos en sus sistemas de producción, g) postes en los linderos, h) forraje para el ganado o animales silvestres, i) ornato para embellecer sus patios o jardines y j) empleadas en festividades religiosas. Cuando los nombres de las especies en un tipo de uso se agotaron, se prosiguió a preguntar los nombres del siguiente tipo de uso hasta completar las 10 categorías. Para conocer la identidad taxonómica de las etnoespecies nombradas que no se registraron en el inventario de campo, se realizaron recorridos acompañados con las personas entrevistadas que mostraron disposición y conocimiento sobre la flora local.

Entrevistas a informantes claves. Para caracterizar las prácticas de manejo tradicional de las especies se efectuaron 26 entrevistas semi-estructuradas a informantes claves, de 2016 al 2018. Las personas que mencionaron el mayor número de etnoespecies y que su principal fuente de ingreso era alguna actividad agrícola, se consideraron informantes clave (Suarez *et al.*, 2012). La mayor parte de los informantes claves se identificaron a través de las entrevistas de lista libre y otros fueron sugeridos por los mismos entrevistados. Los entrevistados también fueron cuestionados a detalle sobre el uso, frecuencia de uso, prácticas y motivos del manejo de las especies. Las entrevistas se realizaron en los domicilios y sus predios agrícolas. Se utilizó un herbario móvil y fotografías como material de apoyo durante la entrevista, el cual fue utilizado para confirmar los nombres locales indicados por los informantes.

Índice de importancia biocultural. Para estimar la importancia biocultural de las especies arbóreas, se adaptó para las condiciones del área de estudio la propuesta metodológica de Rangel-Landa *et al.* (2016). Para ello se consideraron los factores de valor de uso (representante de la importancia cultural), importancia cognitiva (*proxy* de la calidad de los productos otorgados por las especies), frecuencia de uso (*proxy* de la preferencia), índice de importancia ecológica (IVI), la complejidad de manejo de las prácticas tradicionales y el lugar donde se llevan a cabo las prácticas de manejo.

El valor de uso se estimó de acuerdo a la fórmula de Phillips y Gentry (1993), y modificado por Rossato *et al.* (1999): $VUc = \sum UVsc \cdot n^{-1}$; donde UVsc es el número de usos atribuidos a una especie listada dentro de cada categoría de uso y n número total de informantes.

La importancia cognitiva se estimó a partir de los datos de la lista libre mediante el índice de Sutrop (S) con la fórmula $S = F / (N \cdot mP)$, donde F representa la frecuencia de las especies, N el número total de personas entrevistadas por categoría de uso y mP la posición media de las especies que fueron mencionadas por los informantes (Sutrop, 2001). El cálculo de este índice se realizó con el software FLAME v.1.1 (Pennec *et al.*, 2012).

La frecuencia de uso de los productos obtenidos de las especies se estimó a partir del porcentaje entrevistados a informantes claves que expresaron haber consumido la especie entre un periodo de uno a cinco años (González-Insuasti y Caballero, 2007).

Para estimar la importancia ecológica se calculó la densidad, dominancia y frecuencia a partir de los datos del inventario de campo. Para cada una de las especies arbóreas estos valores se relativizaron y se sumaron siguiendo la fórmula de dominancia relativa + densidad relativa + frecuencia relativa/3 (Mueller-Dumbois y Ellenberg, 2002).

La complejidad de manejo se calculó a través de la suma numérica de valores de las prácticas de manejo. Los valores atribuidos a cada práctica de manejo fueron asignados siguiendo la tipología de Blancas *et al.* (2010), empleando: a) extracción oportunista o planeada=1; b) tolerancia o mantenimiento en pie de las plantas=2; c) mejoramiento a través de la promoción de la abundancia de las especies o fenotipos útiles=3; d) protección de plantas deseables=4; y e) propagación de semillas y partes vegetativas=6. Adicionalmente, se asignaron valores de 0.5 a la actividad de remoción de individuos de las especies en cuestión. Los valores de cada práctica fueron sumados para cada especie de planta.

Por último, los lugares de manejo se categorizaron en poblaciones de plantas nativas que crecen en el bosque secundario (*in situ*=1) y fuera del sitio natural (*ex situ*=2).

Análisis de datos. Se describió las prácticas de manejo que los campesinos de las comunidades locales emplean para mantener las especies arbóreas del bosque secundario. Por otro lado, se evaluó la importancia biocultural de las especies por cada categoría de uso a través de la técnica de componentes principales (ACP, Rangel *et al.*, 2017). En este análisis solo se consideraron las especies nombradas por los informantes durante las entrevistas semiestructuradas y las que se encontraron en el inventario de campo, así como las especies registradas en el bosque secundario pero que reportaron ser útiles y manejadas. Previo a la realización de los ACP se realizó un análisis exploratorio para detectar el nivel de asociación entre las variables que integraron la definición de la importancia biocultural (valor de uso, importancia cognitiva, frecuencia de uso, importancia ecológica, complejidad y lugar de manejo), mediante el coeficiente correlación de Spearman (R_s). Los usos con

finés religioso y ornamental solo registraron correlaciones significativas con el valor de uso y la importancia cognitiva, por tal motivo no se contemplaron en la siguiente etapa de análisis. Posteriormente, en los ACP cada especie se consideró una unidad taxonómica operacional de acuerdo con los valores atribuidos del conjunto de factores que integraron la definición de la importancia cultural en este estudio. Debido a la diferencia en las unidades de los factores de análisis, los datos se estandarizaron mediante una matriz de correlación. Los valores añadidos (scores) del primer componente a la matriz de datos originales de las especies arbóreas fueron considerados como el valor del índice de importancia biocultural. Estos valores son resultado de las combinaciones lineales que integran la información de las especies, por lo que, los valores más altos registrados dentro de cada categoría de uso fueron considerados los más importantes (Blancas *et al.*, 2013). Con la ayuda de la gráfica de sedimentación se retuvieron los componentes principales con valores propios >1 (criterio de Káiser) y aquellos que contuvieron la mayor parte de la varianza, los cuales en todas las categorías de uso analizadas por lo general fueron los dos primeros componentes. Asimismo, de la matriz de componentes de carga (loadings) se identificaron los factores más importantes y como interactuaron entre ellos a partir de los valores absolutos de sus coeficientes de correlación registrado en el primero de los dos componentes principales. Todos los análisis se realizaron en el programa R versión 3.2.1. (R Core Team, 2013).

Resultados

Prácticas de manejo. Setenta y cinco especies arbóreas nativas del bosque tropical caducifolio son manejadas por los campesinos locales de forma incipiente. De acuerdo con los valores de frecuencia de mención, la principal práctica de manejo es la extracción (71%), seguida por la tolerancia (15%) y la siembra (6%) (Figura 2); estas últimas prácticas básicamente se efectúan de forma *ex situ* dentro de los sistemas de producción y patios de las casas de los campesinos. En la Figura 3, se muestra la frecuencia de mención por categoría de manejo y por especies. Un total de 28 especies reportaron más de dos prácticas de manejo, de estas *Acacia pennatula* (Schltdl. & Cham.) Benth., *Bursera simaruba* (L.) Sarg. y *Spondias purpurea* L., fueron las especies que registraron el mayor número de prácticas de manejo. En cuanto a las especies mencionadas por los informantes que más frecuentemente extraen del bosque secundario fueron *A. pennatula* (3.8%), *Eysenhardtia adenostylis* Baill. (3.8%) y *Leucaena collinsii* Britton & Rose (3.1%). Las especies más

frecuentemente toleradas fueron *B. simaruba* (2.5%) y *A. pennatula* (2.29%), esta última también fue la especie más común en la categoría de protegida. *Cedrela odorata* L. y *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. fueron las especies que los informantes mencionaron sembrar más frecuentemente para enriquecer el bosque, potreros y parcelas agrícolas.

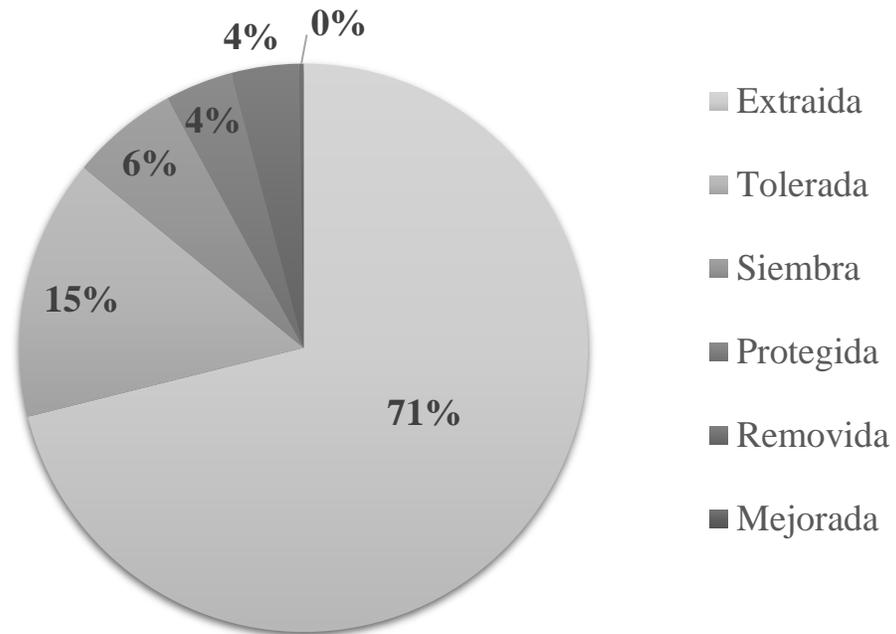


Figura 2. Porcentaje de las prácticas de manejo de las especies arbóreas nativas del bosque seco en las localidades de Berriozábal, Plan de Ayala y Viva Cardenas, Chiapas, México.

Prácticas de manejo

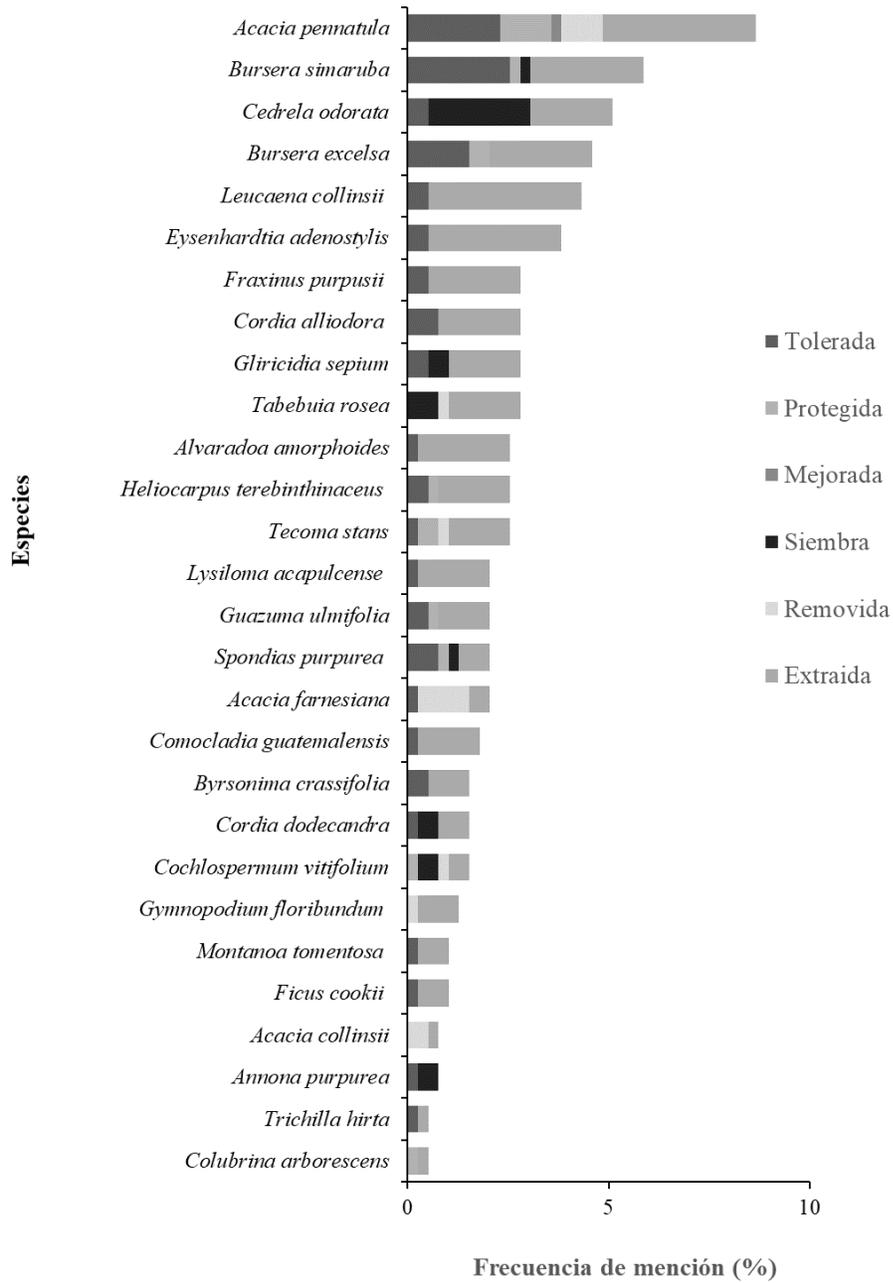


Figura 3. Frecuencia de mención por práctica de manejo y especies nativas del bosque seco en el área de estudio.

Importancia biocultural

Comestible. Se encontraron relaciones significativas entre el índice de importancia ecológica y la importancia cognitiva ($r_s=0.71$, $p=0.01$) y entre la frecuencia de consumo y el valor de uso ($r_s=0.75$, $p=0.07$). También se identificaron relaciones positivas entre el valor de uso y la importancia cognitiva, la complejidad de manejo con el lugar de manejo, la frecuencia de uso y la importancia cognitiva (Cuadro 1). La importancia biocultural de las 11 especies con valor alimenticio fue explicada por el valor de uso, la importancia cognitiva y la frecuencia de consumo (42 % de la variación del primer componente), el lugar y la complejidad de manejo (28 % de la varianza en el segundo componente principal) (Cuadro 2). Las especies con más alta importancia biocultural fueron *Annona purpurea* Moc. & Sessé ex Dunal, *Leucaena collinsii* y *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth (Apéndice). Todas estas especies registraron el valor cultural y cognitivo más alto, y de las cuales los informantes expresaron consumir frecuentemente los frutos y semillas, en especial de *L. collinsii* y *B. crassifolia*. Por lo general estas especies se siembran a través de semillas o se toleran dentro del bosque secundario, los patios de las casas y parcelas agrícolas con el propósito de mantener individuos disponibles para aprovecharse. Por lo que, mostraron valores intermedios en cuanto a la complejidad de prácticas.

Cerco Vivo. La importancia cognitiva se correlacionó significativamente con el valor de uso ($r_s=0.84$, $p<0.0001$), aunque también se reportaron relaciones significativas con diferente grado de asociación entre estas variables con la frecuencia de uso y la complejidad de manejo (Cuadro 1). En cuanto a la importancia biocultural, el principal aporte a la explicación de la varianza fue por el valor de uso, importancia cognitiva y frecuencia de uso (55% de la variación del primer componente), seguida por el lugar y la complejidad de manejo (25% de la variación del primer componente) (Cuadro 2). De las 18 especies empleadas como cercos vivos, *Bursera simaruba* y *Bursera excelsa* (Kunth) Engl., registraron el valor de importancia biocultural más alto (Apéndice). Estas especies también registraron los valores de uso, la importancia cognitiva y frecuencia de uso más altos. En el caso de *Bursera simaruba*, los informantes comentaron que extraen del bosque secundario o de individuos presentes en sus parcelas estacas de aproximadamente 1.5 m de alto, estos son denominadas nacedizos, las cuales siembran en los linderos de sus parcelas. Mientras que *B. excelsa*, es una especie

que no posee reproducción vegetativa, por lo que los campesinos toleran su crecimiento a partir de los rebrotes naturales.

Combustible. Del conjunto de factores analizados la complejidad de manejo se correlacionó fuertemente con el valor de uso ($r_s=0.63$, $p<0.0001$) y este factor con la frecuencia de uso ($r_s=0.52$, $p<0.0001$), y con la importancia cognitiva ($r_s=0.88$, $p<0.0001$). También, se identificaron otras relaciones significativas entre la complejidad de manejo con la frecuencia de consumo, el lugar de manejo y la importancia cognitiva; así como la frecuencia de uso y la importancia cognitiva (Cuadro 1). En términos de la importancia biocultural la complejidad de manejo, la frecuencia de uso, la importancia cognitiva y el valor de uso contribuyeron a explicar el 51% de la varianza (primer componente), mientras que la importancia ecológica y el lugar de manejo aportaron un 21% (segundo componente) de esta variación (Cuadro 2). En esta categoría de uso *Acacia pennatula*, *Leucaena collinsii* y *Cedrela odorata* fueron las especies con mayor valor de importancia biocultural (Apéndice). De estas especies *A. pennatula* y *L. collinsii* registraron los valores de uso y frecuencia de uso más altos. Asimismo, *A. pennatula*, fue especie que registro la importancia cognitiva más alta y el recurso más consumido y apreciado actualmente entre los entrevistados por sus propiedades calóricas adecuadas y porque es una especie fácil de manejar y obtener de sus campos agrícolas. Esta especie junto con *C. odorata*, presentaron los valores de complejidad de manejo más altos, aunque esta última se solo se ocupaban para este fin las ramas, uso que actualmente es poco frecuente entre los entrevistados.

Forraje. En esta categoría de uso se encontró una estrecha relación entre el valor de uso y la importancia cognitiva ($r_s= 0.89$, $p < 0.0001$) y a su vez estos factores con la frecuencia de uso. Asimismo, la complejidad de manejo se asoció positivamente con la frecuencia de uso (Cuadro 1). La importancia biocultural en este uso fue principalmente aportada por la complejidad de manejo, la frecuencia y el valor de uso (53% de la explicación de a varianza del primer componente principal), y complementada con la importancia ecológica y la complejidad de manejo (22% en el segundo componente) (Cuadro 2). De las 13 especies con uso forrajero, *Acacia pennatula* fue la que registró el mayor valor de importancia biocultural. Básicamente esta especie registró el valor cultural y la frecuencia de uso más altos de esta categoría, y fue la que ocupó la segunda posición en cuanto al valor referido a través de la complejidad de manejo (Apéndice). Del mismo modo, esta especie es

muy utilizada en los potreros y parcelas agrícolas, los campesinos controlan sus poblaciones a lo largo del año en función a las necesidades del ganado, por ejemplo, promueven el consumo de las vainas y ramas en la época de secas. El resto de las especies son toleradas y su uso como forraje para el ganado es prácticamente de tipo complementario o alternativo.

Construcción rural. Se identificaron relaciones significativas entre las diversas variables analizadas (Cuadro 1), principalmente entre la complejidad de manejo con la importancia cognitiva ($r_s=0.55$, $p<0.0001$), así como entre este factor y el valor de uso ($r_s= 0.81$, $p < 0.0001$). Además se registraron asociaciones entre la complejidad de manejo con el valor de uso, y la frecuencia de uso con la importancia cognitiva y el valor de uso (Cuadro 1). La importancia biocultural de las 44 especies útiles en la construcción rural fue explicada centralmente por la importancia cognitiva, el valor de uso y la frecuencia de consumo (43% de la variación del primer componente) y complementada con el aporte de la importancia ecológica y el lugar de manejo (24 % de la varianza en el segundo componente principal) (Cuadro 2). Las especies con los valores más altos de importancia biocultural fueron *Cedrela odorata*, *Eysenhardtia adenostylis* y *Leucaena collinsii* (Apéndice). De estas especies *C. odorata* y *E. adenostylis* registraron los valores de importancia cognitiva más altos, mientras que esta última junto con *L. collinsii* reportaron altos valores de uso. De este grupo *E. adenostylis* fue la especie actualmente más consumida entre los entrevistados, aunque los informantes expresaron apreciar la madera de estas especies porque son durables (puro corazón y macizas), fáciles de manejar (se corta fácil) y resistentes a plagas, haciéndoles adecuadas para usarlas en la estructura de soporte de las casas o galeras. Por lo general, *E. adenostylis* y *L. collinsii* son extraídas de los bosques secundarios y toleradas en los sistemas de producción local. Mientras que, *C. odorata*, fue la única especie que para ambos lugares las personas siembran a través de plántulas, las cuales han sido obtenidas a través de los programas de gobierno.

Cuadro 1. Niveles de asociación y valores de p entre paréntesis de los factores socio- ecológicos relacionados con la importancia biocultural de las especies arbóreas en distintas categorías de uso. n =número de observaciones, Com= complejidad de manejo, Fu=Frecuencia de uso, IVI=Importancia ecológica, Lm=Lugar de manejo, S=Importancia cognitiva y Vu=Valor de uso.

Categoría		Com	Fu	IVI	Lm	S	Vu
Comestible $n= 11$	Com	-					
	Fu	-0.10 (0.75)	-				
	IVI	-0.19 (0.57)	0.40(0.21)	-			
	Lm	0.63(0.03)	0.20(0.53)	-0.11(0.73)	-		
	S	0.02(0.94)	0.67(0.02)	0.71(0.01)	0.00(1.00)	-	
	Vu	0.21(0.51)	0.75(0.007)	0.28(0.38)	0.30(0.36)	0.80(0.02)	-
Cercos vivos $n= 18$	Com	-					
	Fu	0.63(0.004)	-				
	IVI	-0.22 (0.37)	-0.11(0.65)	-			
	Lm	0.37(0.12)	0.24(0.32)	-0.28(0.24)	-		
	S	0.51(0.02)	0.62(0.005)	0.004(0.98)	0.00(1.00)	-	
	Vu	0.60(0.008)	0.71(0.0001)	-0.06(0.79)	-0.01(0.96)	0.84(0.0001)	-
Combustible $n= 50$	Com	-					
	Fu	0.42(0.02)	-				
	IVI	0.07 (0.58)	0.08(0.54)	-			
	Lm	0.40(0.003)	0.12(0.37)	-0.23(0.10)	-		
	S	0.45(0.0009)	0.49(0.0002)	0.22(0.11)	-0.08(0.57)	-	
	Vu	0.63(0.0001)	0.52(0.0001)	0.13(0.34)	0.03(0.78)	0.88(0.0001)	-
Construcción rústica	Com	-					
	Fu	0.20(0.18)	-				
	IVI	0.004(0.97)	-0.02(0.84)	-			

<i>n</i> = 44	Lm	0.20(0.17)	-0.10(0.51)	-0.25(0.09)	-	
	S	0.55(0.0001)	0.38(0.009)	-0.09(0.54)	0.08(0.56)	-
	Vu	0.44(0.002)	0.51(0.0003)	-0.10(0.49)	0.02(0.88)	0.81(0.0001) -
Forraje	Com	-				
	Fu	0.72(0.0053)	-			
	IVI	0.17 (0.57)	0.22(0.46)	-		
<i>n</i> = 13	Lm	0.39(0.18)	0.40(0.17)	-0.39(0.18)	-	
	S	0.27(0.36)	0.60(0.02)	-0.03(0.90)	0.22(0.46)	-
	Vu	0.41(0.16)	0.73(0.004)	0.13(0.63)	0.30(0.30)	0.89(0.0001) -
Maderable	Com	-				
	Fu	0.35(0.06)	-			
	IVI	-0.04 (0.79)	-0.16(0.38)	-		
<i>n</i> = 29	Lm	0.20(0.29)	0.41(0.02)	-0.39(0.03)	-	
	S	0.58(0.0009)	0.38(0.03)	-0.20(0.29)	0.31(0.09)	-
	Vu	0.60(0.0005)	0.41(0.02)	-0.20(0.29)	0.25(0.17)	0.83(0.0001) -
Medicinal	Com	-				
	Fu	0.43(0.003)	-			
	IVI	0.04(0.81)	-0.19(0.28)	-		
<i>n</i> = 32	Lm	0.35(0.04)	0.08(0.64)	-0.34(0.05)	-	
	S	0.24(0.16)	0.33(0.06)	-0.01(0.93)	0.10(0.55)	-
	Vu	0.44(0.01)	0.69(0.0001)	-0.03(0.84)	0.08(0.62)	0.76(0.0001) -
Poste	Com	-				
	Fu	0.70(0.0001)	-			
	IVI	0.002(0.98)	0.06(0.68)	-		
<i>n</i> = 46	Lm	0.22(0.12)	0.30(0.04)	-0.22(0.12)	-	
	S	0.58(0.0001)	0.58(0.0001)	0.01(0.91)	0.18(0.21)	-
	Vu	0.67(0.0001)	0.69(0.0001)	-0.04(0.76)	0.18(0.21)	0.88(0.0001) -

Maderable. Se encontró una fuerte correlación entre la importancia cognitiva y valor de uso ($r_s=0.83$, $p<0.0001$), así como asociaciones positivas entre estos factores con la complejidad de manejo y la frecuencia de uso, y la importancia ecológica con el lugar de manejo (Cuadro 1). En esta categoría el valor de uso, la importancia cognitiva, frecuencia de uso y la complejidad de manejo contribuyeron a explicar la mayor parte de la varianza (65% del primer componente) y de forma complementaria lo hicieron el lugar de manejo y la frecuencia de uso (18% del segundo componente) (Cuadro 2). *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea* y *Gliricidia sepium*, fueron las especies que registraron los valores más altos de importancia biocultural (Apéndice). De este conjunto *Cedrela odorata* fue la única especie que registró los valores de uso, importancia cognitiva y complejidad de manejo más alto de las 29 especies reportadas con uso maderable. No obstante, todas las especies registraron bajos valores en la frecuencia de uso y son manejadas a través de la siembra de plántulas principalmente en los sitios agrícolas.

Medicinal. Se determinaron fuertes correlaciones entre la importancia cognitiva y el valor de uso ($r_s=0.76$, $p<0.0001$) y este factor con la frecuencia de uso ($r_s=0.69$, $p<0.0001$). Además, se identificaron relaciones positivas entre la complejidad de manejo con la frecuencia de uso, el lugar de manejo y el valor de uso; y una asociación negativa entre la importancia ecológica con el lugar de manejo (Cuadro1). En cuanto a la importancia biocultural el valor de uso y la importancia cognitiva contribuyeron mayormente a explicar la varianza (38% del primer componente), seguidas por importancia ecológica, lugar y la complejidad de manejo (23% del segundo componente) (Cuadro 2). Los valores de importancia biocultural más altos lo registraron *Bursera simaruba*, *Cochlospermum vitifolium* (Willd.) Spreng. y *Eysenhardtia adenostylis* (Apéndice). De estas *Bursera simaruba* y *Eysenhardtia adenostylis*, registraron los valores más altos de valor de uso y todas exhibieron altos valores de importancia cognitiva. *B. simaruba* fue la especie más intensamente manejadas y junto con *C. vitifolium* registraron altos valores de importancia ecológica. Por último, todas las especies de alto valor biocultural son apreciadas por las propiedades medicinales que guardan su corteza, tallo y savia. El resto de las especies son empleadas y colectadas de forma ocasional y generalmente cuando se necesitan.

Poste. Se identificaron fuertes correlaciones entre el valor de uso y la importancia cognitiva ($r_s=0.88$, $p<0.0001$), la complejidad de manejo con la importancia cognitiva ($r_s=0.58$, $p<0.0001$),

valor de uso ($r_s=0.67$, $p<0.0001$) y la frecuencia de uso ($r_s=0.70$, $p<0.0001$); y entre este último factor con la importancia cognitiva ($r_s=0.58$, $p<0.0001$) y el valor de uso ($r_s=0.69$, $p<0.0001$); así como entre la frecuencia de uso con el lugar de manejo (Cuadro 1). La importancia biocultural en esta categoría fue aportada por la frecuencia de uso y la importancia cognitiva que contribuyeron a explicar el 58% de la varianza (primer componente), y por la importancia ecológica y el lugar de manejo que aportaron 21% (segundo componente) (Cuadro 2), ambas acumulan una varianza extraída total de 79%. Las especies con mayor valor de importancia biocultural fueron *Acacia pennatula*, *Alvaradoa amorphoides*, *Bursera simaruba*, *Cedrela odorata*, *Eysenhardtia adenostylis* y *Leucaena collinsii* (Apéndice). De estas, *Acacia pennatula* y *Eysenhardtia adenostylis* registraron los valores más alto de uso e importancia cognitiva, mientras esta última especie junto con *L. collinsii* y *A. amorphoides*, reportaron las frecuencia de uso más altas. Asimismo, *Cedrela odorata*, *Acacia pennatula* y *Bursera simaruba* fueron las especies que presentaron los valores más altos en la complejidad de manejo. Por lo general, estas especies son toleradas o sembradas con individuos que provienen de los mismos sistemas de producción o de viveros locales, a diferencia de *Eysenhardtia adenostylis*, *Leucaena collinsii* y *Alvaradoa amorphoides* son extraídas del bosque secundario de forma selectiva (individuos de 2 m de altura y 10 cm de DAP). Finalmente, excepto por *B. simaruba*, las especies con alto valor biocultural registraron bajos valores de importancia ecológica.

Cuadro 2. Factores socio-ecológicos que contribuyen a la importancia biocultural de las especies arbóreas nativas del bosque secundario en el área de estudio. Los valores en negritas son los factores con mayor contribución en el componente principal (CP).

Categoría de uso	Construcción															
	Comestible		Cerco vivo		Combustible		rural		Forraje		Maderable		Medicinal		Poste	
	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2
Complejidad de			-						-	-	-	-		-	-	
manejo	0.09	0.66	0.22	0.62	-0.42	-0.11	0.3	-0.38	0.45	0.41	0.46	0.23	-0.38	0.42	0.41	0.14
Frecuencia de	-	-	-						-	-	-	-		-		
uso	0.53	0.31	0.51	0.11	-0.47	0.13	0.48	0.29	0.53	0.11	0.47	0.06	-0.27	0.00	0.49	0.15
Importancia	-	-	-	-						-		-				-
ecológica	0.23	0.06	0.29	0.44	-0.02	0.7	-0.08	0.5	0.06	0.79	0.18	0.71	-0.18	0.5	0.01	0.69
	-								-		-			-		-
Lugar de manejo	0.08	0.65	0.16	0.62	-0.18	-0.67	0.006	-0.7	0.36	0.28	0.24	0.61	0.009	0.74	0.17	0.66
Importancia	-	-	-						-		-				-	-
cognitiva	0.53	0.06	0.53	0.02	-0.51	0.05	0.58	-0.07	0.28	0.31	0.47	-0.2	-0.59	0.04	0.52	0.04
			-						-		-				-	
Valor de uso	-0.6	0.1	0.53	0.02	-0.53	0.12	0.57	-0.07	0.52	0	0.48	-0.1	-0.62	0.05	0.53	0.15

<i>Desviación</i>																
<i>estándar</i>	1.60	1.31	1.82	1.23	1.76	1.13	1.61	1.20	1.79	1.16	1.98	1.06	1.52	1.18	1.73	1.11
<i>Proporción de la</i>																
<i>varianza</i>	0.42	0.28	0.55	0.25	0.51	0.21	0.43	0.24	0.53	0.22	0.65	0.18	0.38	0.23	0.50	0.20
<i>Proporción</i>																
<i>acumulada</i>	0.42	0.71	0.55	0.81	0.51	0.73	0.43	0.67	0.53	0.76	0.65	0.84	0.38	0.62	0.50	0.70

Discusión

Manejo tradicional. En la región de Mesoamérica diversas culturas han sido reconocidas por su estrecho vínculo con los ecosistemas, al grado de desarrollar prácticas para manejar desde las especies hasta los mismos ecosistemas, y que en la actualidad aún conservan las comunidades rurales de la región (Casas *et al.*, 2016b). Al igual que se ha reportado en otras partes de México (González-Insuasti y Caballero, 2007; Blancas *et al.*, 2010, 2016; Rangel-Landa *et al.*, 2016) para el área de estudio el manejo tradicional de las especies arbóreas del bosque secundario, se caracterizó por un gradiente de prácticas que van desde la simple extracción hasta la siembra de individuos en las parcelas agrícolas y patios de las casas. Asimismo, esta diversidad de formas de manejo tradicional de las especies en el área de estudio indican que este no es un evento episódico (Blancas *et al.*, 2010), por el contrario, está adaptado a las condiciones del contexto y generalmente asociado al sistema de producción primaria que prevalece en la región o paisaje (Casas *et al.*, 2016a; Vallejo-Ramos *et al.*, 2016). Por ejemplo, durante los recorridos de campo se observó que las especies más frecuentemente toleradas (*Acacia pennatula*, *Busera simaruba* y *B. excelsa*) y sembradas (*Cedrela odorata* y *Tabebuia rosea*) por los campesinos, son manejadas en paralelo con las plantas domesticadas (maíz y frutales) al permitir su permanencia en los linderos de los cultivos agrícolas para evitar la competencia por espacio. Por el contrario, los ganaderos opinaron que gustan de dejar acahuals (bosque secundario) porque obtienen múltiples productos (postes, leña y medicinas), pero la especie que más procuran es *Acacia pennatula* porque les apoya a complementar la alimentación para el ganado en tiempo de seca. Por consiguiente, este gradiente de prácticas de manejo está integrado al patrón de subsistencia basado en el uso múltiple de las especies arbóreas, el cual también es característico en las comunidades rurales del país (Blancas *et al.*, 2013).

En cuanto a la representatividad de prácticas de manejo registradas, el patrón fue similar al de las plantas de la región biocultural del Valle de Tehuacán (Casas *et al.*, 2016a), donde la extracción y la tolerancia fueron las prácticas de manejo más comunes mediante las cuales las comunidades locales interactúan con las especies nativas del bosque tropical. A pesar que la mayor parte de las especies registradas se obtuvieron vía extracción del bosque secundario, se registró una importante cantidad (37%) de especies que son manejadas a través de dos o más prácticas de manejo incipiente (Tolerancia, Mejora, Protección y Siembra). De acuerdo con Blancas *et al.* (2010), la presencia de un

alto porcentaje de especies bajo manejo incipiente es indicador del importante conocimiento tradicional asociado al manejo que aún poseen las comunidades rurales de México y al mismo tiempo un reconocimiento implícito de la vulnerabilidad de las plantas. En consecuencia, el riesgo o la incertidumbre a la disminución de una especie puede influir en la complejidad e intensidad de las prácticas de manejo (Blancas *et al.*, 2013 y 2014). Por lo tanto, las especies que registraron altos valores en la complejidad de manejo, su manipulación puede estar motivada por la necesidad de asegurar su disponibilidad ecológica o para continuar satisfaciendo las necesidades de subsistencia de las comunidades locales. Particularmente para *Cedrela odorata*, debido a que registro un valor de importancia ecológica bajo (Apéndice) las prácticas de manejo están encaminadas a incrementar la disponibilidad de las poblaciones de estas especies. Mientras que *Acacia pennatula*, aunque presentó un IVI bajo es una especie con una alta capacidad de crecimiento (Cordero *et al.*, 2003), por lo tanto su manejo debe de estar motivado a prevenir la disminución de los individuos de la especie debido a la versatilidad de productos que esta oferta a las personas.

Importancia biocultural. El conocimiento ecológico tradicional de las especies y ecosistemas, innovaciones y las prácticas de manejo asociadas, interactúan entre sí desde tiempos remotos para sustentar los medios de vida de las personas y los ecosistemas (Berkes *et al.*, 2000). En este sentido, la relación positiva encontrada entre el valor de uso y la complejidad de manejo en seis de las 10 categorías de uso analizadas, en particular en las categorías de cerco vivo, combustible, maderable y poste, se explica en el postulado de Davidson-Hunt *et al.* (2012). Los cuales mencionaron que el conocimiento tradicional representado en este estudio por el valor uso y las prácticas de manejo son aspectos que se han desarrollado de forma interdependiente uno con otro y por esta razón son la base de la herencia biocultural de las comunidades indígenas y mestizas. Por otro lado, la ausencia de una relación significativa entre los factores analizados en las categorías de uso como alimento y forraje puede estar relacionada con aspectos de método. Aunque en algunos estudios sobre plantas comestibles se ha reportado la relación entre la importancia cultural y el manejo tradicional, a diferencia del presente estudio, esto se debe al aporte de las especies exóticas y hierbas más que a las especies arbóreas (González-Insuasti y Caballero, 2007; Furlan *et al.*, 2017). Para la categoría de forrajeo, este uso solo fue efectuado por la comunidad de Berriozábal, por lo que el tamaño de muestra reducido pudo haber contribuido a no encontrar una relación estadística. Así mismo, el uso ornamental y religioso hasta cierto punto era esperable no encontrar correlación entre el valor de uso

y la complejidad de manejo, pues en estas categorías se han observado que están más influenciadas por aspectos simbólicos y éticos, difíciles de representar a través de análisis multivariados (Rangel-Landa *et al.*, 2016 y 2017).

Con referencia a la ausencia de relación entre la importancia ecológica con el valor de uso y la complejidad de manejo en todas las categorías de uso analizadas, permitió corroborar la hipótesis inicialmente planteada en este estudio de que las especies dominantes no necesariamente son las de mayor uso o manejo. De acuerdo con Blancas *et al.* (2016), las Asteráceas y Fabáceas son las familias más ricas y abundantes del Valle de Tehuacán, Puebla, pero sus especies son las menos usadas y manejadas en comparación a su abundancia en la naturaleza, debido a que el uso de las plantas está influenciado por un complejo de factores socio-ecológicos. Por lo tanto, si las personas usan y manejan las especies conforme a las características biológicas y ecológicas intrínsecas, y a su importancia en la cultura humana, ya sea porque son un recurso preferido, deseado, demandado o insustituible (Blancas *et al.* 2013; Albuquerque *et al.*, 2015), era de esperarse que no todas las especies registradas en el inventario de campo se han valoradas y manejadas por parte de las comunidades locales.

El uso y manejo constante de las especies silvestres y domesticadas realizadas por los grupos humanos que habitan en los paisajes rurales constituyen parte de la herencia biocultural de los pueblos de Mesoamérica (Bouge, 2008; Davidson-Hunt *et al.*, 2012). En el presente estudio, el valor de uso y la importancia cognitiva fueron los factores que más aportaron en la configuración de la importancia biocultural de las especies arbóreas, al contribuir a explicar la mayor parte de la variación del primer componente en siete de las ocho categorías de uso analizadas (Cuadro 2). Considerando que el valor de uso es un indicador *proxi* de la importancia cultural (Albuquerque *et al.*, 2006) y la importancia cognitiva de la calidad de productos ofertados por las especies a las personas (Rangel-Landa *et al.*, 2017), este resultado muestra que la importancia de las especies arbóreas del bosque secundario del área de estudio, al igual que se ha señalado en otros estudios, está fuertemente influenciada por su utilidad (Tardío y Pardo de Santayana, 2008) y la calidad percibida de los productos destinados a satisfacer las necesidades de las comunidades locales (Albuquerque *et al.*, 2015).

Por otro lado, la complejidad de manejo, aunque no contribuyó a la explicación de la varianza del primer componente en todas las categorías de uso analizadas, su contribución fue más importante para los usos de combustible, forraje, maderable y poste. Según la opinión de Medeiros (2011, 2012), en categorías de uso centradas en el aprovechamiento de la madera o en el caso de uso forrajero demandantes de la calidad de los productos (Linstädter *et al.*, 2013), las personas generalmente prefieren aprovechar las especies abundantes y que poseen maderas resistentes o durables. Por esta razón, las personas ante la incertidumbre en la disponibilidad de algún recurso optan por implementar prácticas más detalladas de manejo (Blancas *et al.*, 2016). Esta tendencia pudo apreciarse en todas las categorías referidas, ya que el aporte combinado de importancia cognitiva y la complejidad de manejo en el primer componente asociado a la participación de la importancia ecológica en el segundo componente, hacen suponer que parte de la importancia biocultural de las especies de estas categorías está motivada por la incertidumbre. Asimismo, en estudios previos realizados en paisajes diversos desde el punto de vista biológico y cultural, pero con un largo historial de transformación de sus ecosistemas a campos agrícolas, el manejo tradicional ha sido el principal factor que refleja la importancia cultural de las especies (Casas *et al.*, 2016a; Rangel-Landa *et al.*, 2016). Por lo tanto, será necesario continuar profundizando sobre los motivos y factores que influyen en el manejo tradicional en las categorías restantes, especialmente importante contemplar aspectos como la regulación en el acceso a los recursos, la demanda del mercado local y la contribución de los sistemas productivos tradicionales para compensar la escasez de la biodiversidad nativa (Larios *et al.*, 2013, Blancas *et al.*, 2016).

Selección de especies para la restauración. El enfoque de análisis multifactores fue útil para mostrar la diversidad de interacciones entre los factores ecológicos y socioculturales que participan en la construcción de la importancia biocultural (Blancas *et al.*, 2013), relaciones que no siempre fueron tan cercanas, debido a que cada factor aquí analizado aportó diferentes aspectos de la importancia biocultural de las especies dentro de cada categoría de uso (Cuadro 2). De modo que esta diversidad de interacciones propias que demanda cada uso, también explicó por qué ningún grupo de especies con los valores más altos de importancia biocultural, haya sido el mismo para cada categoría de uso (Apéndice). Desde el punto de vista metodológico, aunque el procedimiento más apropiado para seleccionar especies arbóreas dependerá del objetivo particular de quienes pretendan realizar las acciones de restauración (Meli *et al.*, 2014). Por lo que, a diferencia de los métodos que estiman el

valor biocultural de una especie basados en el aporte general de los criterios de dominancia ecológica y cultural (Allen *et al.*, 2010, Meli *et al.*, 2014), y no toman en cuenta la diversidad de relaciones que se presentan a nivel de categoría de uso vinculadas a las estrategias de subsistencia de las comunidades locales (Rangel-Landa *et al.*, 2016). propuesta empleada en este estudio basada en las relaciones entre el valor cultural, manejo y datos ecológicos, puede servir de guía para ayudar a resolver el problema metodológico en regiones donde las especies conspicuas que componen los bosques degradados del bosque seco, no sean las culturalmente más valiosas, ya que se integran aspectos ecológicos y con el conocimiento tradicional, y además se rescata el valor de la herencia cultural (Uprety *et al.*, 2012).

Por otra parte, basándose en el criterio de independencia (no correlacionadas) de los factores obtenidos a través de la integración del índice de importancia biocultural (IIBc) y por complementariedad (Reyes-García *et al.*, 2006) mediante la combinación de los IIBc de las especies de cada categoría, se identificó un conjunto de ocho especies con los valores más altos de IIBc (Apéndice). Se recomienda estas especies como las principales candidatas a emplearse en los programas de reforestación y restauración del bosque tropical caducifolio del área de estudio. Por lo general estas especies son bien conocidas por los productores, saben dónde les gusta crecer, como se reproducen, que tan rápido lo hacen, los periodos de fructificación, cuales son las mejores para cierto uso o como pueden propagarse fuera del bosque. Además muchas de estas forman parte de la historia del uso de los recursos del centro de Chiapas, por ejemplo, se ha documentado desde 1950 la relevancia del uso y manejo de *Acacia pennatula* vinculada con la actividad ganadera, por parte de las comunidades mestizas e indígenas Zoques (Miceli-Méndez *et al.*, 2008; Rueda, 2011). Otras como *Alvaradoa amorphoides*, *Byrsonima crassifolia*, *Bursera simaruba*, *Cedrela odorata* y *Gliricidia sepium*, se reportan en la literatura con características deseables para usarse en programas de restauración y agroforestería (UICN 2015).

Conclusiones

Se encontró evidencia que mostró las complejas relaciones que se suscitan entre el uso, manejo e importancia ecológica de las especies arbóreas del bosque secundario de la Reserva de Villa Allende, particularmente de aquellas correspondientes a las categorías de combustible, maderable y

poste. Asimismo, la carencia de relación directa entre la importancia ecológica con el uso y manejo de las especies en todas las categorías de uso, denotó que las especies dominantes del bosque secundario en su mayoría ofrecen productos de baja calidad o poco atractivos para atender las necesidades de las personas. Por tanto, se confirmó nuestra hipótesis de que en paisajes rurales con una larga historia de transformación sobretodo por causas agrícolas, el uso y manejo de las especies arbóreas están fuertemente vinculados, y que la disponibilidad actual representada por la dominancia de las especies no influye sobre las decisiones de las personas de que especies usar y manejar.

Incorporar el conocimiento tradicional contribuye a la construcción de la asociación entre la aceptación social y viabilidad ecológica, ambos elementos claves para facilitar el éxito de los proyectos de restauración y conservación (Uperty et al. 2012). Además, en los paisajes rurales de Mesoamérica y del área de estudio esta vinculación es de particular relevancia porque a pesar de la degradación del bosque seco, la región aún conserva una importante riqueza florística y cultural. Es así que el índice de importancia biocultural aquí propuesto, basado en el análisis de las relaciones entre los factores ecológicos, culturales y manejo tradicional, para seleccionar especies arbóreas con potenciales para la restauración del bosque seco del centro de Chiapas, puede ser prometedor ante la perspectiva de una restauración que busque preservar la diversidad florística e identidad local de las comunidades para no perder este paisaje biocultural.

Literatura citada

- Albuquerque, U. P., Lucena, R. F. P., Monteiro, J. M., Florentino, A.T. N. and C. Almeida, C. B. R. (2006). Evaluating two quantitative ethnobotanical techniques. *Ethnobotany Research and Applications*, 4,051-060.
- Albuquerque, U. P., Taboada, G. S., Alves, M. R., Gomes De Melo. J., Muniz, P. M., Borba, A. N. y Ferreira, W. J. (2015). The influence of the environment on natural resource use: evidence of apparency. In Albuquerque, U. P., Muniz, P. M. and Casas, A. (Eds.). *Evolutionary Ethnobiology* (pp. 131-147). Switzerland: Springer. DOI: https://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-19917-7_10.

- Allen, A.E., Santana-Michel, F.J., Ortiz, C. A. and Zedler, J. B.(2010). Integrating ecological and ethnobotanical priorities into Riparian Restoration. *Ecological Restoration*, 28(3), 377-388. DOI: 10.3368/er.28.3.377
- Anónimo. (1998). Memoria del centenario de Berriozábal. Berriozábal: Ayuntamiento constitucional de Berriozábal.
- Blancas, J., Casas, A., Rangel-Landa, S., Moreno-Calles, A., Torre, I., Pérez-Negrón, E., Solis, L., Delgado-Lemus, A.,... Davila, P. (2010). Plant Management in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany*, 64, 287-302. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02864551>
- Blancas, J., Casas, A., Pérez-Salicrup, D., Caballero, J. and Vega, E. (2013). Ecological and socio-cultural factors influencing plant management in Náhuatl communities of the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 9,39. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-9-39>
- Blancas, J., Pérez-Salicrup, D.y Casas, A. (2014). Evaluando la incertidumbre en la disponibilidad de recursos vegetales. *Gaia Scientia, Edición Especial Tradiciones Populares*, 137-160.
- Blancas, J., Casas, A., Moreno-Calles, A. I. and Caballero, J. (2016). Cultural motives of plant management and domestication. In Lira, R., Casas, A. y Blancas, J. (Eds.). *Ethnobotany of Mexico: interactions of people and plants in Mesoamerica* (pp. 233-255). New York, USA: Springer Science+Business Media.
- Beltrán-Rodríguez, L., Ortiz-Sánchez, A., Mariano, N. A., Maldonado-Almanza, B. and Reyes-García, V. (2014). Factors affecting ethnobotanical knowledge in a mestizo community of the Sierra de Huautla Biosphere Reserve, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10,14. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-14>
- Berkes, F., Colding, J. y Folke, C. (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological applications*, 10(5), 1251-1262. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1251:ROTEKA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1251:ROTEKA]2.0.CO;2)
- Boege, E. (2008). El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México. IHNA-CDI. Recuperado de: http://idegeo.centrogeo.org.mx/uploaded/documents/El_patrimonio_biocultural-Eckart_Boege.pdf .
- Carabias, J., Arriaga, V., Cervantes, G.V. (2007). Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*80,

85-100. DOI: 10.17129/botsci.1759

- Casas, A., Lira, R., Torres, I., Delgado, A., Moreno-Calles, A. I., Rangel-Landa, S., Blancas, J., Carolina, L.,... Campos, N. (2016a). Ethnobotany for sustainable ecosystem management: a regional perspective in the Tehuacán Valley. In Lira, R., Casas, A. y Blancas, J. (Eds.). *Ethnobotany of Mexico: interactions of people and plants in Mesoamerica* (pp. 179-206). New York, USA: Springer Science+Business Media. .
- Casas A., Blancas, J., Otero-Arnaiz, A., Cruse-Sanders, J., Lira, R., Avendaño, A., Parra, F., Guillén, S., ... Rangel-Landa, S. (2016b). Evolutionary ethnobotanical studies of incipient domestication of plants in Mesoamerica. In Lira, R., Casas, A. y Blancas, J. (Eds.). *Ethnobotany of Mexico: interactions of people and plants in Mesoamerica* (pp. 257-285). New York, USA: Springer Science+Business Media. .
- Chanzdon, R.L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320, 1458-1459. DOI: 10.1126/science.1155365
- Choi, Y. D., Temperton, V. M., Allen, E. B., Grootjans, A. P., Halassy, M., Hobbs, R. J., ... Torok, K. (2008). Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Écoscience*, 15(1), 53-64. DOI: 10.2980/1195-6860(2008)15[53:erffi]2.0.co;2
- Ciccarese L., Mattsson, A. y Pettenella, D. (2012). Ecosystem services from forest restoration: thinking ahead. *New forest*, 43,543-560. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9350-8>
- Cordero, J., Boshier, D.H., CATIE y OFI. (2003). *Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas*. Great Britan. Forest Reserch Programme.
- Cruz, B. J. y Gordillo, R. M. C. (2018). El paisaje cambiante: un acercamiento a la historia ambiental de la cuenca. En Gordillo, M.R.C., Cruz, B. J., Espíritu, G. T. y Hernández, S. R. (Eds.). *El capital natural de la subcuenca del Río Sabinal: conocimiento, problemática y perspectivas* (pp. 20-61). Chiapas, México: Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural
- Davidson-Hunt, I.J., Turner, K. L., Mead, A. T. P., Cabrera-Lopez, J., Bolton, R., Idrobo, C. J., Miretski, I., A. Morrison,... Robson, J. P.. (2012). Biocultural design: a new conceptual framework for sustainable development in rural indigenous and local communities. *Sapiens*, 5(2), 33-45.
- Del Amo, S.R., Ramos, J. M. P. and Vergara, M. C. T.. 2010. Ethnoecological restoration of deforested and agro-cultural tropical lands for Mesoamerica. In Laboy-Nieves, E. N., Goosen,

- M. F.A. y Emmanuel, E. (Eds). Environmental and human health: risk management in developing countries (pp. 141-156). AK Leiden, The Netherlands: CRC Press.
- Espinosa-Jiménez, J. A., López-Cruz, A., Pérez-Farrera, M. A. y López, S. (2014). Inventario florístico de la cañada la Chacona-Juan Crispín y zonas adyacentes, Depresión Central de Chiapas, México. *Botanical Sciences*, 92 (2), 205-241. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.30>
- Furlan, V., Pochettino, M.L. and Hilgert, N. I. (2017). Management of fruits species in urban home gardens of Argentina Atlantic Forest as an influence for landscape domestication. *Frontiers in plant science*, 8, 1690. DOI: 10.3389/fpls.2017.01690
- Garibaldi, A. and Turner, N. (2004). Cultural Keystone species: implications for ecological conservation and restoration. *Ecology and Society*, 9(3), 1. DOI: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art1/>
- Godínez-Álvarez, H., Martínez, F. (2000). Germinación de semillas de 32 especies de plantas de la costa de Guerrero: su utilidad para la restauración ecológica. *Polibotánica*, 11, 1-29.
- Gómez-Romero M., Soto-Correa J.C., Blanco-García J.A., Sáenz-Romero C., Villegas J., Lindig-Cisneros R. (2012). Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia*, 46, 795-807.
- González-Insuasti, M.S. y Caballero, J. (2007). Managing plant resources: how intensive can it be?. *Hum. Ecol.*, 35,303–314. DOI 10.1007/s10745-006-9063-8
- Gordillo, R. M. C. y Castillo-Santiago, M.A. (2017). Cambio de uso del suelo en la cuenca del río Sabinal, Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 4(10), 39-49. DOI: <http://dx.doi.org/10.19136/era.a4n10.803>
- Granda, M.V., Finegan, B., Bendaña, R. Z. S., Detlefsen, G.y Molina, A. (2015). Potencial de manejo de bosques restaurados por sucesión natural secundaria en Guanacaste, Costa Rica: Composición, diversidad y especies maderables. Turrialba, Costa Rica: Boletín Técnico 78-CATIE. Recuperado de <https://www.cifor.org/library/5838/>
- Holz, S. y Placci, G. (2008). El desafío de la restauración de bosques en paisajes poblados: un enfoque multidisciplinar en Misiones, Argentina. En González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J. M. y Ramírez-Marcial, N. (Eds.). *Restauración de bosques en América Latina* (pp. 163-179). México, D.F, México: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas/Editorial Mundi-Prensa.

- Huerta-García, M. A., Escalante López, R., Méndez Barrera, A., Sánchez Montero, P., Leal Aguilar, K., Rodríguez Jiménez, A., Torres Álvarez, M. M. y Gálvez, C. B. 2016. Paisajes transformados y el cambio climático: el caso de las áreas naturales protegidas de la Ecoregión “Selva Zoque”, Chiapas. En Esquinca-Cano, F. y Gordillo, R. M. C. (Coord.). Ecoregión Zoque: retos y oportunidades ante el cambio climático (pp. 144-164). Gobierno del Estado de Chiapas, Secretaria de Medio Ambiente e Historia Natural. Tuxtla Gutiérrez, México.
- INEGI. (2008). Mapas: conjunto de datos vectoriales escala 1:1 000 000. Unidades climáticas. Recuperado de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267568>
- Isidro, M. V. (1997). Etnobotánica de los Zoques de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Chiapas, México: Instituto de Historia Natural.
- Kalacska, M., Sanchez-Azofeita, G. A., Calvo-Alvarado, J. C., Quesada, M., Rivard, B., Janzen, D. H. (2004). Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 200, 227-247. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.001>
- Kimmerer, R. (2012). Restoration and reciprocity: the contribution of traditional ecological knowledge. In: Evan, D., Hjerpe, E.E. and Abrams, J. (Eds.). *Humans dimension of ecological restorations: integrating science, nature and culture* (pp. 257-275). Washington, DC., USA.: Island Press.
- Larios, C., Casas, A., Vallejo, M., Moreno-Calles, A. I. and Blancas, J. (2013). Plant management and biodiversity conservation in Náhuatl homegardens of the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 9,74. DOI: [10.1186/1746-4269-9-74]
- Linstädter, A., Kemmerling, B., Baumann, G. y Kirscht, H. (2013). The importance of being reliable e local ecological knowledge and management of forage plants in a dryland pastoral system (Morocco). *Journal of Arid Environments*, 95,30-40. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2013.03.008
- Lyver, P. B., Wilmshurst, J. M., Wood, J. R., Jones C. J., Fromont, M., Bellingham, P. J., Stone, C., ... Moller, H. (2015). Looking back for the future: local knowledge and palaeoecology inform biocultural restoration of coastal ecosystems in New Zealand. *Human Ecology*, 43(5), 681-695. DOI 10.1007/s10745-015-9784-7
- López, E.J.G. (2006). Estimación de tormentas y avenidas para el diseño de las obras de protección del Río Sabinal (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Chiapas. Chiapas, México.

- López-Gómez, A. M., Williams-Linera, G. (2006). Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 78, 7-15. DOI: 10.17129/botsci.1717
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Washington D.C.: Island Press. Retrieved from http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf
- Medeiros, P.M., Almeida, A.L.S, Silva, T.C., Albuquerque, U. P. (2011). Pressure indicators of wood resource use in an Atlantic forest area, northeastern Brazil. *Environmental Management*, 47,410–424. DOI: 10.1007/s00267-011-9618-3
- Medeiros, P.M., Almeida, A.L.S, Silva, T.C., Albuquerque, U. P. (2012). Socioeconomic predictors of domestic wood use in an Atlantic forest area (northeastern Brazil): a tool toward conservation efforts. *International Journal Sustainable Development World*, 19(2),189–195. DOI: <https://doi.org/10.1080/13504509.2011.614288>
- Medina, S.L., Anaya, G. M., Volke, H. V. y Ortiz, C.S. (2005). Formulación de un plan de desarrollo agropecuario y forestal para una comunidad ejidal del municipio de San Fernando, Chiapas, México. *Mundo Agrario*, 5, 1374-1405.
- Miles L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. and Gordon, J. E.. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33,491–505. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Meli, P., Martínez-Ramos, M., Rey-Banayas, J. M. y Carabias, J. (2014). Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. *Applied Vegetation Science*, 17, 744-753. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12096>
- Miceli-Méndez, C. L., Ferguson, B. G. y Ramírez-Marcial, N. (2008). Seed dispersal by cattle: natural history and applications to neotropical forest restoration and agroforestry. In Myster, R. (Ed.) *Post-agricultural succession in the Neotropics* (pp.165–191). New York, USA: Springer.
- Moreno-Calles, A.I., Casas, A., Rivero-Romero, A. D., Romero-Bautista, Y. A., Rangel-Landa, S., Fisher-Ortíz, R. A., Alvarado-Ramos, F., Vallejo-Ramos, M., ... Santos-Fita, D. (2016). Ethnoagroforestry: integration of biocultural diversity for food sovereignty in Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 12,54. <https://doi.org/10.1186/s13002-016-0127-6>

- Moreno-Casasola, P. y Paradowska, K. (2009). Especies útiles de la selva baja caducifolia en las dunas costeras del centro de Veracruz. *Madera y Bosques*, 15(3),: 21–4. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2009.1531184>
- Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. (2002). *Aims and methods of vegetation ecology*. . Caldwell, New Jersey, USA: Blackburn Press.
- Newton, A. C., Del Castillo, R. F., Echeverría, C., Geneletti, D., González-Espinosa, M., Malizia, L. R., Premoli, A. C., Rey-Benayas, J. M.,... Williams-Linera, G. (2012). Forest landscape restoration in the drylands of Latin America. *Ecology and Society*, 17(1) 21. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04572-170121>
- Orantes-Zebadúa, M. A., Platas-Rosado, D., Córdova-Avalos, V., Santos-Lara, M. C. y Córdova-Avalos, A. (2014). Caracterización de la ganadería de doble propósito en una región de Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 1(1),49-58. DOI: <http://dx.doi.org/10.19136/era.a1n1.6>
- Paradowska, K.B. (2013). *Dialogo de saberes para el replanteamiento teórico de la restauración ecológica con enfoque cultura (Tesis de Doctorado)*. Xalapa de Enríquez, Veracruz: Universidad Veracruzana.
- Pennec, F., Wencelius, J., Garine, E., Raimond, C. y Bohbot, H. (2012). Flame v 1.1: free-list analysis under Microsoft Excel. Retrieved from <http://www.mae.u-paris10.fr/lesc/spip.php?rubrique75>
- Phillips, O. y Gentry, A. H. (1993). The useful plants of Tambopata, Peru: I. Statistical hypothesis tests with a new quantitative technique. *Economy Botany*, 47, 15-32. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02862203>
- Quilan, M. (2005). Considerations for collecting freelists in the field: examples from ethobotany. *Field Methods*, 17(3), 1–16. DOI: <https://doi.org/10.1177/1525822X05277460>
- Ramírez-Marcial, N., Rueda-Pérez, M. L., Ferguson, B. y Jiménez-Ferrer, G. (2012). Caracterización del sistema agrosilvopastoril en la Depresión Central de Chiapas. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 16(2), 7-22.
- Rangel-Landa, S. A., Casas, A., Rivera-Lozoya, E., Torres-García, I. and Vallejo-Ramos, M. (2016). Ixcatec ethnoecology: plant management and biocultural heritage in Oaxaca, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Etnomedicine*, 12,30. DOI: [10.1186/s13002-016-0101-3]
- Rangel-Landa, S., Casas, A., García-Frapolli, E., Lira, R. (2017). Sociocultural and ecological factors

influencing management of edible and non-edible plants: the case of Ixcatlán, Mexico. *Journal Ethnobiology and Ethnomedicine*, 13(1),59. doi: 10.1186/s13002-017-0185-4.

R Core Team. (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.r-project.org/>

Reyes-García, V., Huanca, T., Vadez, V., Leonard, W.y Wilke, D. (2006.) Cultural, practical, and economic value of wild plants: a quantitative study in the Bolivian Amazon. *Economic Botany*, 60(1), 62-74. DOI: [https://doi.org/10.1663/0013-0001\(2006\)60\[62:CPAEVO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0013-0001(2006)60[62:CPAEVO]2.0.CO;2)

Reyes-Garcia, V., Zurro, D., Caro, J. and Madella, M. 2016. Small-scale societies and environmental transformations: coevolutionary dynamics. *Ecology and Society*, 22(1),15. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-09066-220115>

1.620

Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. México, D.F., México:Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Recuperado de http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf

Rocha-Loredo, A.C., Ramírez-Marcial, N. y González-Espinosa, M. (2010). Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Botanical Sciences*, 87, 89-103. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.313>

Rossato, S., Leitáo-Filho, H. F. and Begossi, A. (1999). Ethnobotany of Caicaras of the Atlantic Forest Coast (Brazil). *Economic Botany*, 53,387–395. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02866716>

Rueda, M. L. P. (2011). *Dinámica de un sistema silvopastoril en la Depresión Central de Chiapas (Tesis de Maestría)*. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.

Sánchez-Cortés, M.S. y Lazos, C. E. (2009). Desde dónde y cómo se construye la identidad zoque: la visión presente en dos comunidades de Chiapas. *Penninsula*, 4(2), 56-79.

SER. (2004.) *SER International Primer on Ecological Restoration*. SER Science & Policy Working Group. Retrieved from <http://www.ser.org/>

SEMAVI. (2009). *Programa de Ordenamiento ecológico territorial de la subcuenca del Río Sabinal*. Chiapas, México: Gobierno del Estado de Chiapas.

- SIAP. (2017). Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Recuperado de <http://www.siap.gob.mx/produccion-agropecuaria/>.
- Sousa, M. S. (2010). Centro de endemismos: las leguminosas. En Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, J. B. y Dirzo, R. (Eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (pp. 77-91). México, D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Fondo de Cultura Económica.
- Sutrop, U. (2001). List task and a cognitive saliencia index. *Field Methods*, 13,263-76. DOI: 10.1177/1525822X0101300303
- Suárez, A. (2011). *Especies promisorias para la restauración del bosque tropical caducifolio en Paso Ovejas Veracruz* (tesis de doctorado). Colegio de Postgraduados, Montecillo. Estado de México, México.
- Suárez, A., William-Linera, G., Trejo, C., Valdez-Hernández, J. I., Cetina-Alcalá, V. M. y Vibrans, H. (2012). Local Knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry System*, 85,35-55. DOI: 10.1007/s10457-011-9437-9
- Tardío, J. and Pardo de Santayana, M. 2008. Cultural importance indices: a comparative analysis based on the useful wild plants of southern Cantabria (Northern Spain). *Economic Botany*, 62(1), 24-39.
- Toledo, V. M. y Ortíz-Espejel, B. (2014). *México regiones que caminan hacia la sustentabilidad: una geopolítica de las resistencias bioculturales*. Puebla, México: Universidad Iberoamericana Puebla.
- Toledo, V. M., Boege, E. and Barrera-Bassols, N. (2015). The biocultural heritage of Mexico: a case study. In Maffi, L. and Dilts, O. (Eds.). *Biocultural diversity toolkit, Vol. 1: Introduction to Biocultural Diversity*, Terralingua (pp. 22-31). Canada: Salt Spring Island
- Upreti, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., Doyon, F. and y Boucher, J. F. 2012. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: practices and applications. *Ecoscience*, 19(3), 225-237. DOI: <https://doi.org/10.2980/19-3-3530>
- UICN. (2015). *Especies para restauración*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Recuperado de <http://www.especiesrestauracion-uicn.org/index.php>.

- Vallejo-Ramos, M., Moreno-Calles, A. I. and Casas, A. TEK and biodiversity management in agroforestry systems of different socioecological contexts of the Tehuacán Valley. (2016). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 12,31. DOI 10.1186/s13002-016-0102-2
- Vaqueira, J.P. 2009. Cuando no florecen las ciudades: La urbanización tardía e insuficiente de Chiapas. In: Lira, C.V. y A. K. Rodríguez (eds.). *Ciudades mexicanas del siglo XX. Siete estudios históricos*, México. El Colegio de México-Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco-Secretaría de Educación Pública- Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México, D.F., México. Pp. 57-178.
- Vázquez-Yanes, C., Batis, M.A. I., Alcocer, S.M. I., Gual, D. M. y Sánchez, D. C. (1999). Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Recuperado de http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/inicio.pdf

Apéndice. Especies y factores socioecológicos que contribuyen a la importancia biocultural por cada categoría de uso. Fu=Frecuencia de uso, Com= complejidad de manejo, IVI=Importancia ecológica, IBC= Importancia biocultural, Lm=Lugar de manejo (1: *in situ* y 2: *ex-situ*), Vu=Valor de uso y S=Importancia cognitiva. Los valores en negritas indican las especies con valores de IBC más altos.

Número	Especie	Comestible			Cercos vivos			Combustible			Construcción			Forraje			Maderable			Medicinal			Poste			Ornamental			Religioso			Σ IBC			
		Com	IVI	Lm	IBC	Vu	S	Fu	IBC	Vu	S	Fu	IBC	Vu	S	Fu	IBC	Vu	S	Fu	IBC	Vu	S	Fu	IBC	Vu	S	Fu	IBC	Vu	S		Fu		
1	<i>Acacia collinsii</i> Saff.	4	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
2	<i>Acacia comigera</i> (L.) Seigler & Ebinger	7	0	1	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
		8										4	.	.	0	80	
		4										5	0	7	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	
3	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	1	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
5	<i>Albizia lebeck</i> (L.) Benth.	1	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	
		6										0	.	.	0	68
		7										8	4	0	2	8	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	06	
6	<i>Albizia tomentosa</i> (Micheli) Standl.	1	0	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
		7										1	.	.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
		0										2	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83
7	<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.	1	1	2	-	-	-	0	0	0	8	-	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
		2						4	0	0	3	1	.	.	0	10
								7	.	.	3	1	.	.	5	0	03	

33	<i>Eugenia breedlovei</i> Barrie	1	0 6 9	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1. 0 5 2	0 0 0 5	0 0 0 0	-	0 0 0 9	0 0 0 0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1. 3 2 1	0 0 0 1	0 0 0 0	0	-	-	-	-	-	-	-	3. 45 88
34	<i>Eugenia capuli</i> (Sch Itdl. & Cham.) Hook. & Arn.	1	0 8 0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	0 9	0 0 4 1 0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0. 89 7	
36	<i>Ficus aurea</i> Nutt.	6	1 2 2	1	-	-	-	0. 4 8	0 0 9	0 0 2	8. 3 3	0. 7 6 8	0 0 0 0	-	1. 0 1	0 0 0 0	0 0 0 0	-	-	-	0. 9 3 4	0 0 0 2	0 0 6 3	5. 0 6 6	0. 0 4 0	0. 0 0 0	5. 2 6 3	1. 0 1 5	0 0 0 0	0	-	0 0 0 0	0 0 0 0	-	-	-	-	4. 94 22	
37	<i>Gliricidia sepium</i> (Jac q.) Kunth ex Walp.	2 7 0	0 2 0	2	0. 9 9	0. 3 5	0. 3 6	2 3 3	0. 6 3	0 1 3	0 0 5	8. 3 3	- 0. 1 1	0 1 1	0 0 6	5. 2 7	1. 0 2	0 0 3	1 1 3	-	-	-	0 0 0	1 1 7	0 0 9	0. 3 0 0	5. 2 6 3	- 1. 1 7	0 0 0 0	1 1 0 5	-	0 0 0 0	0 0 1 1	1 1 1 2	0 0 0 9	0 0 0 0	6. 78 48		
38	<i>Guaiaacum sanctum</i> L.	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
39	<i>Gymnopodi um floribundu m</i> Rolfe.	5 5 9	1 1 9	1	-	-	-	-	-	-	-	0. 5 2 1	0 0 7 0	0 6 3	5. 2 2 1	- 0. 7 1	0 0 0 0	5. 8 8 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1. 24 54	
40	<i>Gyrocarpu s mocinoi</i> Espejo	2	0 1 8	2	-	-	-	-	-	-	-	0. 4 9 7	0 0 0 0	5. 2 6 3	- 0. 5 2	0 0 0 4	0 8 8 1	5. 8 8 2	-	-	-	0. 2 9 6	0 0 0 4	0 0 6 0	5. 2 6 3	-	-	-	0. 4 7 4	0 0 0 4	0 0 0 0	5	-	-	-	-	-	1. 78 67	
41	<i>Haematoxy lon brasiletto</i> Karst.	8	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

85	<i>Sideroxylo n capiri</i> (A. DC.) Pittier	7	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1.	0	0	0	1.	0	0.	-	-	-	-	-	-	-	0.	0	0	0	0	0	1	0.	4	3.		
			.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	0	.	.		4	.	0	-	-	-	-	-	-	-	5	.	.	1	-	.	.	1.	-	1	0.	4.
			1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0	0		8	0	0	-	-	-	-	-	-	-	1	0	0	0	-	0	0	1	-	1	2	05
			8										9	2	0	0	-	8	5	1	0					2	2	0		9	6	1			8	4	15	

V. CONCLUSIONES

El presente estudio contribuye al mejor entendimiento de las relaciones entre los habitantes de las comunidades locales y el bosque tropical caducifolio secundario (BTCS) de la reserva forestal de Villa Allende, en especial se exploró la relación entre la importancia ecológica de la comunidad arbórea del bosque secundario con el valor cultural y manejo tradicional que las personas locales atribuyen a estas especies. A continuación se plantean las principales conclusiones que fueron expuestas de forma individual en los capítulos del 2 al 4.

Se registró un total de 2,524 individuos correspondientes a 161 especies, 112 géneros y 43 familias. Se trata de un bosque secundario que posee elementos característicos del bosque tropical caducifolio como son los géneros de *Bursera* y *Ficus*, aunque la composición florística está dominada (IVIs más altos) pocas especies muy tolerantes al disturbio como son: *Luehea candida*, *Tecoma stans*, *Montanoa tomentosa* y *Bursera simaruba*). Asimismo, se confirmó la influencia del tiempo de abandono sobre la composición, densidad de plantas, altura y en especial sobre la riqueza de especies, área basal y la biomasa aérea. La recuperación de estos factores aunque fue recíproca con el tiempo de abandono del sitio, en general mostró valores promedio por debajo de lo reportado para otros bosques secundarios del trópico americano, sugiriendo una alta degradación del bosque secundario en el área de estudio, y que si el bosque de edad más avanzada sea poco apto para ser considerado como bosque de referencia.

Por otro lado, se registraron 102 especies con valor cultural (representado por el valor de uso), de las cuales el 77% de ellas son de uso múltiple y corresponden a 10 categorías de uso, siendo los más destacados: combustible (73), postes (68) y construcción (63). *Eysenhardtia adenostylis* (1.36) y *Acacia pennatula* (1.29) fueron las especies con el valor cultural más alto, aunque la mayoría (84%) registró bajos valores de uso (≤ 0.3). El alto porcentaje de especies arbóreas con valor cultural (60% de las especies registradas en el inventario de árboles) demostró la importancia que tiene el BTCS para las comunidades locales. En contraste no se encontró relación entre el valor cultural por especie y los parámetros fitosociológicos de dominancia, densidad, frecuencia e índice de importancia ecológica, lo que indicó que el valor de cultural no está determinado por la importancia ecológica de

la especie. Es posible que la condición degradada del bosque secundario afecte la relación entre el valor cultural y la importancia ecológica.

En el caso específico, cuando se adicionó al análisis de las relaciones entre el valor cultural y la importancia ecológica de las especies arbóreas, el factor del manejo tradicional (representado por la complejidad de manejo), se pudo corroborar que el uso y el manejo de las especies efectivamente están fuertemente vinculadas en especial para los usos de combustible, maderable, forraje y poste, y que la importancia ecológica no se relaciona directamente con el valor cultural. Por lo tanto, los factores socioculturales fueron en primera línea los que más contribuyeron a explicar la varianza del índice de importancia biocultural en todos los tipos de uso analizados. Aunque en seis de las categorías de uso la importancia ecológica contribuyó de forma secundaria. Lo cual hace suponer que parte de la importancia biocultural de las especies de estas categorías este motivada por la incertidumbre.

En este estudio se mostró que las especies culturalmente valiosas no son aquellas que dominan en el bosque secundario del área de estudio. Por ello, se considerará que el índice de importancia biocultural propuesto en este estudio contribuye a resolver una limitante metodológica del análisis tradicional (suma del valor cultural y abundancia en campo) al revelar la amplia variabilidad de las interacciones que se suscitan entre los factores socioculturales y ecológicos asociadas a las especies arbóreas del BTCS de este paisaje biocultural. Derivado de esto se seleccionó a un conjunto de ocho especies entre las que destacan *Acacia pennatula* (23.1), *Eysenhardtia adenostylis* (20.6), *Cedrela odorata* (19.4), *Bursera simaruba* (14.9) y *Leucaena collinsii* (15.3), por registrar los valores de importancia biocultural más altos. Estas especies son valiosas porque representan parte de la cultura y actualmente complementan las estrategias de vida de las comunidades locales, pero la mayoría poseen bajas poblaciones silvestres en el área de estudio, por lo que éstas deben tomarse de forma prioritaria en los planes y programa de restauración y desarrollo local.

El paisaje biocultural del área de estudio demostró poseer una riqueza florística valiosa para las comunidades locales que conviven con el bosque secundario. Sin embargo, se observó una tendencia al desuso de varias especies, lo cual debe ser motivo para escalar la hipótesis planeada en este estudio a escala regional. Hay que recordar que la herencia biocultural es un proceso que se

construye en el pasado pero continúa en el presente, por lo que es necesario incorporar al modelo de estudio otros elementos del paisaje como los huertos, zona ejidales de conservación, parcelas agrícolas. Espacios actualmente considerados como refugio de la diversidad florística y para el mejoramiento de las prácticas de manejo tradicional de otros recursos. Asimismo, se requiere contemplar aspectos de gobernanza y regulaciones locales en el acceso y uso del recurso, porque no solo la presión del modelo hegemónico dada su cercanía a la ciudad puede estar dirigiendo el destino del bosque y las relaciones de éste con las comunidades locales, sino también otros procesos como la regulación desde una visión proteccionista pueden frenar y desalentar la participación de las personas en la recuperación del bosque.

VI. LITERATURA CITADA

- Allen, W.H. (1988). Biocultural restoration of a tropical forest. *Bioscience*, 38(3),156-161. DOI: <https://doi.org/10.2307/1310447>
- Allen, A.E., Santana-Michel, F.J., Ortiz, C. A. and Zedler, J. B.(2010). Integrating ecological and ethnobotanical priorities into Riparian Restoration. *Ecological restoration*, 28(3), 377-388. DOI: 10.3368/er.28.3.377
- Balvanera, P. y Maass, M.(2010). Los servicios ecosistémicos que proveen las selvas secas. En Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, J. B. y Dirzo, R. (Eds.). (2010). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. (pp. 251-270). México, D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Fondo de Cultura Económica.
- Bye, R. (1995). Ethnobotany of the Mexican dry tropical forests. In Bullock, S. H., Mooney, H. A. y Medina, E. (Eds.). *Seasonally dry tropical forests* (pp. 423-438). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Beltrán-Rodríguez, L., Ortiz-Sánchez, A., Mariano, N. A., Maldonado-Almanza, B. y Reyes-García, V. (2014). Factors affecting ethnobotanical knowledge in a mestizo community of the Sierra de Huautla Biosphere Reserve, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10(1), 14. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-14>
- Brashaw, A.D. (1996). Underlying principles of restoration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53(1), 3–9. DOI: <https://doi.org/10.1139/f95-265>
- Boege, E. (2008). El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México. IHNA-CDI. Recuperado de http://idegeo.centrogeo.org.mx/uploaded/documents/El_patrimonio_biocultural-Eckart_Boege.pdf.
- Casas, A., Lira, R., Torres, I., Delgado, A., Moreno-Calles, A. I., Rangel-Landa, S., Blancas, J., Carolina, L.,... Campos, N. (2016). Ethnobotany for sustainable ecosystem management: a regional perspective in the Tehuacán Valley. In Lira, R., Casas, A. y Blancas, J. (Eds.). *Ethnobotany of Mexico: interactions of people and plants in Mesoamerica* (pp. 179-206). New York, USA: Springer Science+Business Media. .
- Casas, A., Valiente-Banuet, A., Viveros, J.L., Caballero, J., Cortés, L., Dávila, P., Lira, R. y

- Rodríguez, I.(2001). Plant resources of the Tehuacan-Cuicatlan Valley, Mexico. *Economic Botany*, 55,129-166. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02864551>
- Ceballos, G., Martínez, A. L., García, Espinoza, E., J. B., Creel y Dirzo, R. (Eds.). (2010). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. México, D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Fondo de Cultura Económica.
- Carabias, J., Arriaga, V. y Cervantes, G.V. (2007). Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (80), 85-100. DOI: 10.17129/botsci.1759
- Castaneda, H. y Stepp, J. R. (2007). Ethoecological importance value (EIV) methodology: assessing the cultural importance of ecosystems as sources of useful plants for the Guaymi people of Costa Rica. *Ethnobotany Reseach & Aplicacions*, 5,249-257. DOI: 10.17348/era.5.0.249-257
- Ceccon, E. y Martínez-Ramos, M. (1999). Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala en áreas tropicales: aplicación al caso de México. *Interciencia*, 29 (6), 352-359.
- Ceccon, E., Sánchez, I. y Powers, J. S. (2014). Biological potential of four indigenous tree species from seasonally dry tropical forest for soil restoration *Agroforest Syst.*, 89(3) 455-467. DOI 10.1007/s10457-014-9782-6.
- Cervantes-Gutiérrez, V., Gama, J. C., Aragón, I. R. y Hernández, G. C. (2014). Basis for implementing restoration strategies: San Nicolás Zoyatlan socioecological system (Guerrero, Mexico). *Terra Latinoamericana*, 32(2), 143-159.
- Ciccarese, L., Mattsson, A. y Pettenella, D. (2012). Ecosystem services from forest restoration: thinking ahead. *New forest*, 43,543-560. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9350-8>
- Chanzdon, R.L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320, 1458-1459. DOI: 10.1126/science.1155365
- Espinosa-Jiménez, J. A., López-Cruz, A., Pérez-Farrera, M. A. y López, S. (2014). Inventario florístico de la cañada la Chacona-Juan Crispín y zonas adyacentes, Depresión Central de Chiapas, México. *Botanical Sciences*, 92 (2), 205-241. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.30>
- Echeverría, C., Smith-Ramírez, C., Aronson, J. y Barrera-Cataño, I. (2015). Good news from Latin America and the Caribbean: national and international restoration networks are moving ahead. *Restoration Ecology*, 23 (1), 1–3. DOI: 10.1111/rec.12174Egan, D., Hjerpe, E.E. y Abrams,

- J. (2011). Human dimensions of ecological restoration: integrating science, nature, and culture. Washington, D.C., USA.: Islad Press.
- Feeny, P. (1976). Plant apparency and chemical defense. In Wallace, J. W. y Mansell, R. L. (Eds.). Biochemical interaction between plants and insects. Recent Advances in Phytochemistry, vol. 10 (pp. 1-40). Boston, USA: Springer. Retrieved from DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4684-2646-5_1
- Griscoma, P. y Ashtonb, M.S. (2010). Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process Heather. Forest Ecology Management, 261(10), 1564-1579 DOI:10.1016/j.foreco.2010.08.027
- González-Insuasti, M.S. y Caballero, J. (2007). Managing plant resources: how intensive can it be?. Hum. Ecol., 35,303–314. DOI 10.1007/s10745-006-9063-8
- Godínez-Álvarez, H. y F. Martínez. (2000). Germinación de semillas de 32 especies de plantas de la costa de Guerrero: su utilidad para la restauración ecológica. Polibotánica, 11,1-29.
- Gómez-Romero, M., Soto-Correa, J. C., Blanco-García, J. A., Sáenz-Romero C., Villegas, J. y Lindig-Cisneros, R. (2012). Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. Agrociencia, 46, 795-807.
- Isidro, M. V. (1997). Etnobotánica de los Zoques de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Chiapas, México: Instituto de Historia Natural.
- Isidro, M. V. y Farrera, O. S. (1999). Uso tradicional de las plantas por los Zoques de Chiapas. Fin de Siglo 2(1): 7-9.
- Isidro, M. Moreno, V., N. y Farrera, O. S. (2006). Planta útiles de los zoques del centro de Chiapas. En Aramoni, D. C., Lee, T. W. y Lisbona, M. G. (Eds.). Presencia Zoque: una aproximación interdisciplinaria (pp. 369-386). México, D.F., México: Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Chiapas-Universidad Autónoma de Chiapas-Universidad Nacional de México.
- Harris, J. A., Hobbs, R. J., Higgs, E. y Aroson, J. (2016). Ecological restoration and global climate change. Restoration Ecology. 14(2):170-176. DOI: 10.1007/s10661-016-5368-2
- Hölzel N., Buisson, E. y Dutoit, T. (2012). Species introduction a major topic in vegetation restoration. Applied Vegetation Science, 15, 161–165. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01189.x>
- Holz, S. y Placci, G. (2008). El desafío de la restauración de bosques en paisajes poblados: un enfoque multidisciplinar en Misiones, Argentina. En González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J. M. y

- Ramírez-Marcial, N. (Eds.). Restauración de bosques en América Latina (pp. 163-179). México, D.F, México: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas/Editorial Mundi-Prensa.
- Huerta-García, M. A., Escalante López, R., Méndez Barrera, A., Sánchez Montero, P., Leal Aguilar, K., Rodríguez Jiménez, A., Torres Álvarez, M. M. y Gálvez, C. B. 2016. Paisajes transformados y el cambio climático: el caso de las áreas naturales protegidas de la Ecoregión “Selva Zoque”, Chiapas. En Esquinca-Cano, F. y Gordillo, R. M. C. (Coord.). Ecoregión Zoque: retos y oportunidades ante el cambio climático (pp. 144-164). Gobierno del Estado de Chiapas, Secretaria de Medio Ambiente e Historia Natural. Tuxtla Gutiérrez, México.
- Janzen, H.D. (1988). Tropical Ecological and Biocultural Restoration. *Science*, 239(4837),243-4. DOI: 10.1126/science.239.4837.243 ·
- Janzen, H.D. (2008). Prólogo. Restauración del bosque seco tropical: Áreas de Conservación Guanacaste (ACG), noroeste de Costa Rica. En González-Espinosa, M. Rey-Benayas, J.M. y Ramírez-Marcial, N. (Eds.). Restauración de bosques en América Latina. (pp. 181-210). México, D.F. México: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas / Editorial Mundi-Prensa México.
- Kimmerer, R. (2011). Restoration and reciprocity: the contribution of traditional ecological knowledge. In Evan, D., Hjerpe, E.E. and Abrams, J. (Eds.). *Humans dimension of ecological restorations: integrating science, nature and culture* (pp. 257-275). Washington, DC., USA: Island Press.
- Linares, E.V. (2017). La región zoque en la época prehispánica. En Esquinca-Cano, F. y Gordillo, R. M. C. (Coord.). Ecoregión Zoque: retos y oportunidades ante el cambio climático (pp. 111-128). Tuxtla Gutiérrez, México: Gobierno del Estado de Chiapas, Secretaria de Medio Ambiente e Historia Natural.
- Levy-Tacher, S. I. y Duncan, J. G. (2004). How predictive is traditional ecological knowledge? the case of the lacandon maya fallow enrichment system. *Interciencia*, 29(9), 496-503.
- Lucena R. F. P., Medeiros, P. M., Araújo, E. L., Chaves, A. A. y Albuquerque, U. (2012). The ecological apparency hypothesis and the importance of useful plants in rural communities from Northeastern Brazil: an assessment based on use value. *Journal of Environmental Management*. Vol. 96(1): 106-115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.001>
- López, E.J.G. (2006). Estimación de tormentas y avenidas para el diseño de las obras de protección

- del Río Sabinal (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Chiapas. Chiapas, México.
- Luque, D., Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A. M., López, G. C. y Murphy, A. D. (2016). Complejos bioculturales de Sonora: pueblos y territorios indígenas. Sonora, México: Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C..
- Maffi, L. (2005). Linguistic, cultural and biological diversity. *Annual Review Anthropology*, 34(1), 599-617. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.34.081804.120437>
- Maldonado, B., Caballero, J., Delgado-Salinas, A. y Lira, R. (2013). Relationship between use value and ecological importance of floristic resources of seasonally dry tropical forest in the Balsas River Basin, Mexico. *Economic Botany*, 67(1), 17-29. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12231-013-9222-y>
- Meli, P. (2003). Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. *Interciencia*, 28(10), 581-589.
- Meli, P., Martínez-Ramos, M., Rey-Banayas, J. M. y Carabias, J. (2014). Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. *Applied Vegetation Science*, 17, 744-753. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12096>
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. y Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491-505. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Murcia, C. y Guariguata, M. R.. (2014). La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research .
- Moreno-Calles, A. I. y Casas, A. (2010). Agroforestry systems: restoration of semiarid zones in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Ecological restoration*, 28(3),361-368. DOI: [10.3368/er.28.3.361](https://doi.org/10.3368/er.28.3.361)
- Moreno-Casasola, P. y Paradowska, K. (2009). Especies útiles de la selva baja caducifolia en las dunas costeras del centro de Veracruz. *Madera y Bosques*, 15(3), 21-4. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2009.1531184>
- Newton, A. C., Del Castillo, R. F., Echeverría, C., Geneletti, D., González-Espinosa, M., Malizia, L. R., Premoli, A. C., Rey-Benayas, J. M.,... Williams-Linera, G. (2012). Forest landscape restoration in the drylands of Latin America. *Ecology and Society*, 17(1), 21. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04572-170121>
- Niembro, A.R. (2001). Las diásporas de los árboles y arbustos nativos de México: posibilidades y

- limitaciones de uso en programas de reforestación y desarrollo agroforestal. *Madera y Bosques*, 7(2), 3-11. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2001.721308>
- Perring, M. P., Standish, R. J., Price, J. N., Craig, M. D., Erickson, T. E., Ruthrof, K. X., Whiteley, A. S....Hobbs, R. J.(2015). Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere*, 6(8),31. <https://doi.org/10.1890/ES15-00121.1>
- Paradowska, K.B. (2013). Dialogo de saberes para el replanteamiento teórico de la restauración ecológica con enfoque cultura (Tesis de Doctorado). Xalapa de Enríquez, Veracruz: Universidad Veracruzana.
- Phillips, O. y Gentry, A. H. (1993). The useful plants of Tambopata, Peru: I. Statistical hypothesis tests with a new quantitative technique. *Econ. Bot.*, 47, 15-32. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02862203>
- Quilan, M. (2005). Considerations for collecting freelists in the field: examples from ethobotany. *Field Methods*, 17(3), 1–16. DOI: <https://doi.org/10.1177/1525822X05277460>
- Rangel-Landa, S., Casas, A., Rivera-Lozoya, E., Torres-García, I. and Vallejo-Ramos, M. (2016). Ixcatec ethnoecology: plant management and biocultural heritage in Oaxaca, Mexico. *Journal of ethnobiology and etnomedicine*, 12,30. DOI: [10.1186/s13002-016-0101-3]
- Rangel-Landa, S., Casas, A., García-Frapolli, E. y Lira, R. (2017). Sociocultural and ecological factors influencing management of edible and non-edible plants: the case of Ixcatlán, Mexico. *Journal Ethnobiology and Ethnomedicine*, 13(1),59. doi: 10.1186/s13002-017-0185-4.
- Rzedowski, J. (1991). El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*, 15, 47–64. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm15.1991.620>
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. México, D.F., México:Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Recuperado de http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- Rzedowski, J. y Calderón, G. (2013). Datos para la apreciación de la flora fanerogámica del bosque tropical caducifolio de México. *Acta Botanica Mexicana*, 102, 1-23. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm102.2013.229>
- Reyes-García, V., Huanca, T., Vadez, V., Leonard, W.y Wilke, D. (2006.) Cultural, practical, and economic value of wild plants: a quantitative study in the Bolivian Amazon. *Economic Botany*, 60(1), 62-74. DOI: [https://doi.org/10.1663/0013-0001\(2006\)60\[62:CPAEVO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0013-0001(2006)60[62:CPAEVO]2.0.CO;2)

- Reyes-García, A. y Sousa, M. (1997). Depresión Central de Chiapas, la Selva Baja Caducifolia. Listados Florísticos de México XVII. México, D.F., México: Universidad Nacional Autónoma de México/Instituto de Biología.
- Rocha-Loredo, A.C., Ramírez-Marcial, N. y González-Espinosa, M. (2010). Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Botanical Sciences*, 87, 89-103. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.313>
- SEMAVI. (2009). Programa de Ordenamiento ecológico territorial de la subcuenca del Río Sabinal. Chiapas, México: Gobierno del Estado de Chiapas.
- SER. (2004.) SER International Primer on Ecological Restoration. SER Science & Policy Working Group. Retrieved from <http://www.ser.org/>
- SER-UICN. (2004). Ecological restoration, a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods. Tucson, Arizona, USA and IUCN, Gland, Switzerland: Society for Ecological Restoration International.
- Sánchez, D. M. (2014). Estructura y composición florística de la subcuenca del río Sabinal, Chiapas, México (Tesis de Pregrado). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Chiapas, México.
- Soria, S.M. (2013). Evaluación de ensambles de especies arbóreas nativas como estrategias para la restauración del bosque tropical caducifolio (Tesis de Maestría). Universidad de Querétaro. Querétaro, México.
- Suárez, A., William-Linera, G., Trejo, C., Valdez-Hernández, J. I., Cetina-Alcalá, V. M. y Vibrans, H. (2012). Local Knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry System*, 85,35-55. DOI: 10.1007/s10457-011-9437-9
- Sousa, M. S. (2010). Centro de endemismos: las leguminosas. En Ceballos, G., L. Martínez, A., García, E., Espinoza, J. B., Creel y Dirzo, R. (Eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. (pp. 77-91). México, D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Fondo de Cultura Económica.
- Smith-Ramírez, C., M. González, C. Echeverría y A. Lara. (2015). Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales Instituto Patagonia de Chile*, 43(1),11-21.
- Trejo I. y Dirzo R. (2000). Deforestation and seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94, 133-142. DOI:

[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)

- Toledo, V. M. y Ortíz-Espejel, B. (2014). México regiones que caminan hacia la sustentabilidad: una geopolítica de las resistencias bioculturales. Puebla, México: Universidad Iberoamericana Puebla.
- Upreti, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., Doyon F. and Boucher, J. F. (2012). Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: practices and applications. *Ecoscience*, 19 (3), 225-237. DOI: <https://doi.org/10.2980/19-3-3530>
- Vázquez-Yanes, C., Batis, M.A. I., Alcocer, S.M. I., Gual, D. M. y Sánchez, D. C. (1999). Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Recuperado de http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/inicio.pdf
- Vargas, M.F., Escobar, S.y Del Ángel, R. (2000). Áreas naturales protegidas de México con decretos federales. Recuperado de <http://www.paot.mx/centro/ine-semarnat/anp/AN01.pdf>
- Villasana, B. S. (2009). Distribución sociodemográfica del grupo etnolingüístico zoque de Chiapas. En: Lee, T. A. W., Domenici, D., Esponda, V. M. J. y Carpio, C. U. P. (Coords.). Medio ambiente, antropología, historia y poder regional en el occidente de Chiapas y el Istmo de Tehuantepec (pp. 313-328). Chiapas, Mexico: Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.
- Velázquez-Rosas, N., Silva-Rivera, E., Ruiz-Guerra, B., Armenta-Montero, S. and Trejo, J. G. (2018). Traditional ecological knowledge as a tool for biocultural landscape restoration in northern Veracruz, Mexico: a case study in El Tajín region. *Ecology and Society*, 23(3),6. <https://doi.org/10.5751/ES-10294-230306>
- Williams L.G., Álvarez-Aquino, C., Suárez, A., Blundo, C., Smith-Ramírez, C., Echeverría, C., Cruz-Cruz, E., Bolados, G., ... Urrutia, R.(2011). Análisis experimental de las técnicas de restauración de los bosques secos. En Newton, A. y Tejedor, N. (Eds.). Principios y prácticas de la restauración forestal: estudios de caso en las zonas secas de América Latina (pp. 135-190). Gland y Madrid: UICN y Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas.

VII. PRODUCTOS

La Ingeniería Ambiental y Química ante los problemas ambientales en el sureste mexicano II

Red de Química e Ingeniería Sustentable
Red Temática del Sureste de Sistemas
Láser Aplicados a la Ingeniería

C.A.C. Estudios Ambientales y Riesgos VII

Coordinadores
Raúl González Herrera
Rebeca Isabel Martínez Salinas



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS
2018

Capítulo 18

Composición, estructura y usos del bosque tropical caducifolio perturbado al sur de la reserva Villa Allende, Chiapas, México

Mercedes Concepción Gordillo Ruíz^{1,2},
Daniel Alejandro Pérez Muñoz²

Resumen

Se evaluó la composición, estructura y usos del bosque secundario al sur de la Zona Protectora Forestal Vedada “Villa Allende”, Chiapas. Se contabilizaron un total de 1715 individuos pertenecientes a 107 especies, 79 géneros y 34 familias, siendo las familias más abundantes: Fabaceae, Rubiaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Malvaceae, Myrtaceae, Apocynaceae y Polygonaceae. Se registraron cuatro especies citadas en alguna categoría de conservación según la NOM-059-SEMARNAT-2010 y la IUCN (2016). La estructura del bosque reveló que la mayoría de los individuos se encuentran en la clase diamétrica 5 – 9.9 cm de DAP, las especies con los valores de índice de valor de importancia (IVI) más altos fueron: *Bursera simaruba*, *Eugenia savan-*

¹ Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (SEMAHN), Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, merip_10@yahoo.mx

² Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

narum, *Machaerium acuminatum*, *Machaerium chiapense*, *Senecio* sp. y *Lysiloma acapulcense*. El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') indica que la parcela cuatro fue la que presentó el valor de diversidad más alto. Además, los valores de uniformidad J' en el 70% de las parcelas fue mayor a 0.8 lo que demuestra que los sitios comparten varias especies, sin embargo, el análisis de similitud florística entre parcelas mediante el método UPGMA, reveló la presencia de dos grupos florísticamente distintos, siendo el primer grupo el que comparte más elementos florísticos entre parcelas. Se obtuvo una lista de 66 especies de uso local, de las cuales 18 especies fueron registradas en el muestreo de parcelas, siendo la mayor parte de estos recursos son apreciados por su valor medicinal (MD). Se destaca el aporte de la vegetación secundaria del bosque tropical caducifolio en el resguardo de la biodiversidad y de especies útiles para los pobladores del ANP.

Palabras clave: conservación, sucesión ecológica, riqueza florística, etnobotánica.

Introducción

Uno de los tipos de principales tipos de vegetación con gran riqueza biológica del territorio de la República Mexicana es el Bosque Tropical Caducifolio (BTC), también con frecuencia llamado Selva Baja Decidua o Selva Baja Caducifolia (Miranda & Hernández, 1963; Rzedowski & Calderón de Rzedowski, 2013). La demanda de los recursos vegetales para la industria y el sustento de la población humana en las regiones con selvas tropicales han causado una fuerte conversión y pérdida de estas comunidades tropicales (Caamal-Maldonado & Armendariz-Yañez, 2002; Ríos-Trigoso *et al.*, 2008; Zamora-Crescencio *et al.*, 2011). Este cambio en el uso del suelo ha provocado cambios en la estructura y composición florística de la vegetación primaria y la creación de grandes áreas de vegetación secundaria a través de un proceso de sucesión ecológica en dichos ecosistemas (Gómez-Pompa *et al.*, 1979; Lamprecht, 1990; Corlett, 1994; Gliessman, 1997; Ramírez-Marcial *et al.*, 1998; Trejo & Dirzo, 2000; Zamora-Crescencio *et al.*, 2011).

Los bosques secundarios son en consecuencia una cobertura boscosa de carácter sucesional que surge después de la devastación antropogénica o natural de la cobertura boscosa primaria, donde las diferentes condiciones de regeneración conducen a una estructura, composición y dinámica arbórea distinta a la del bosque original (Finegan, 1997; Smith *et al.*, 1997; Emrich *et al.*, 2000; FAO, 2005; Ríos-Trigoso *et al.*, 2008; Henao *et al.*, 2015). Los bosques secundarios son extremadamente productivos, con tasas de incremento de madera comparables a las de plantaciones con especies de rápido crecimiento (Wadsworth, 1993). Además, son fuente de frutas, plantas medicinales, materiales de construcción, forraje para animales y madera de valor, así como para la restauración de la productividad del sitio (Brown & Lugo, 1990; Dourojeanni, 1990; Serrão, 1994, Emrich *et al.*, 2000).

Una de las características más notables de la BTC o SBC es que alberga una amplia diversidad florística (Gentry, 1988; Gentry, 1995), contribuye con cerca del 20% de especies del total de la flora de México (Rzedowski, 1991a). También destaca como particularidad de este tipo de vegetación, su alto nivel de endemismo ya que más del 60% de sus componentes solamente se distribuyen en el territorio mexicano (Rzedowski, 1991b; Trejo, 1998; Trejo & Dirzo, 2000), además la importancia de conservar y restaurar este tipo de vegetación radica en que ha sido de amplio interés en relación con el aprovechamiento tradicional de sus recursos para diversos fines dentro de las comunidades campesinas mexicanas, tales como: leña, madera para construcción rural, alimentos, medicinas, productos químicos, forraje, implementos agrícolas, productos ornamentales y ceremoniales (Boyás-Delgado & Maldonado, 1994; Guízar & Cedillo, 1996; Maldonado *et al.*, 2013).

En México, el BTC enfrenta una de las tasas de deforestación más elevadas y está sometida a diferentes presiones ecológicas a causa de diferentes actividades antropogénicas por lo que su biodiversidad se encuentra en amplio riesgo (Janzen, 1988b; Trejo & Dirzo, 2000; Velázquez *et al.*, 2002; Moreno-Casasola & Paradowska, 2009; Ceballos *et al.*, 2010; Gutiérrez-Báez & Zamora-Crescencio, 2012), dicho impacto producido por estas actividades no solo amenaza a la biodiversidad ocasionando una amplia pérdida de especies sino que también afectan diferentes pro-

iedades funcionales del ecosistema y a su vez influyen en la prestación de los servicios ambientales como la regulación climática y los recursos hídricos, principalmente (Challenger, 1998; Maass *et al.*, 2005; Lemons, 2006; UNESCO, 2006; Naranjo & Dirzo, 2009; Newton & Tejedor, 2011).

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) han sido reconocidas mundialmente como la principal herramienta para conservar efectivamente la biodiversidad y los servicios ambientales, siendo grandes superficies terrestres o acuáticas que representan efectivamente a los diversos ecosistemas (Yáñez-Mondragón, 2007; CONANP, 2014). Sin embargo, el BTC está pobremente representado en el sistema de áreas protegidas de México, mientras la presión sobre el bosque continua de forma alarmante (Midely *et al.*, 2006; Maass *et al.*, 2010). Este es el caso del BTC en la reserva forestal vedada "Villa Allende", cuya condición dominante es la de vegetación secundaria debido a las altas tasas de transformación y la presión urbana (Castillo *et al.*, 2009; Ceballos *et al.*, 2010; Vaca-Genuit, 2012; Espinoza-Jiménez *et al.*, 2014). La reserva provee a la zona metropolitana de Tuxtla Gutiérrez de importantes servicios ambientales como regulador del clima y protección del recurso hidrológico (DOF, 1939). En contraste con estos valores ambientales, el estudio del BTC ha sido poco atendido. Entre los estudios que describen al BTC en condición original desacatan los trabajos aledaños a la zona de estudio como el de Rocha-Loredo *et al.* (2010); Farrera-Sarmiento & Gallegos-Ramos (2013); Espinoza-Jiménez *et al.* (2014); Sánchez-Molina (2014). Sin embargo, se carece de estudios cuantitativos que describan con detalle las características de la vegetación secundaria y los usos locales que le otorgan las personas aledañas al bosque. En este sentido, el presente estudio tiene como propósito describir la composición, estructura y diversidad de la vegetación secundaria derivada de un BTC; así como, conocer los usos que los habitantes de una comunidad aledaña al bosque de las especies de árboles y arbustos.

Materiales y métodos

Área de estudio. La reserva "Villa Allende" fue decretada el 8 de septiembre de 1939 bajo la categoría de Zona Protectora Forestal Vedada (ZPFV). El Bosque Tropical Caducifolio (BTC) en la reserva se localiza entre los lí-

mites de los municipios de Tuxtla Gutiérrez, San Fernando y Berriozábal (16°47'10.41" N, 93°12'23" O, 16°48'5" S, 91°11'27.75" E (figura 1). El clima es cálido, con una temperatura media cercana a 26°C. La precipitación promedio anual es de 955.8 mm (López, 2006). Actualmente la zona se encuentra sometida al cambio en el uso del suelo y a una gran presión demográfica (la región más densamente poblada de la entidad por la presencia de la Zona Metropolitana de Tuxtla Gutiérrez) por la demanda tierras para el uso habitacional, pastoreo y extracción de materiales.

Muestreo de la vegetación. Entre los meses de octubre de 2014 a septiembre de 2015, se establecieron 10 parcelas rectangulares de 50 x 20 metros (0.1 ha) siguiendo el protocolo de Nassar *et al.* (2008). Los sitios corresponden a fragmentos de vegetación secundaria entre 30-35 años de abandono. En cada parcela se midieron todos los individuos leñosos de ≤ 1.30 m de altura y con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 5 cm (árboles y arbustos). Las especies que no identificaron en campo se colectaron según el método propuesto por Lot y Chiang (1986). La determinación taxonómica de los ejemplares se realizó por medio del uso de claves dicotómicas y mediante la comparación de ejemplares depositados en el Herbario Eizi Matuda (HEM) del Instituto de Ciencias Biológicas de la UNICACH y en el Herbario CHIP de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (SEMAHN).

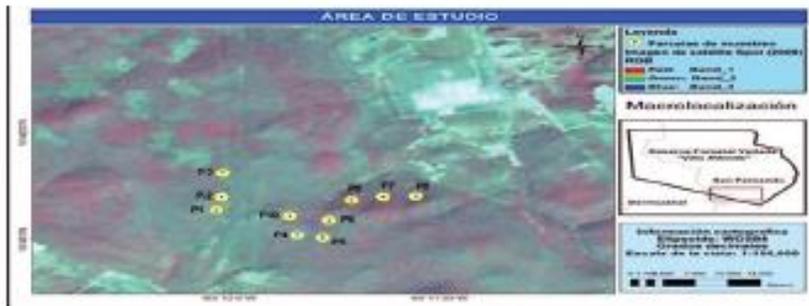


Figura 1. Ubicación de las parcelas de muestreo en la ZPFV "Villa Allende", Chiapas.

Los datos etnobotánicos se recabaron a través de la aplicación de entrevistas semiestructuradas (Martín, 1995) a 28 habitantes de la

colonia Viva Cárdenas, San Fernando, Chiapas. La entrevista estuvo ordenada en tres bloques temáticos: a) datos de los entrevistados, b) lista de plantas útiles e importantes que obtuvieran de la vegetación secundaria; y c) describir las formas, partes y frecuencia de usos de las especies.

Análisis de datos. La composición florística se describió a partir de los datos del inventario florístico de las unidades muestrales. La estructura de la vegetación se analizó con base a los valores relativos de densidad, dominancia y frecuencia, tomando como base los datos de los diámetros de los individuos leñosos censados. La diversidad florística se estimó a través de los índices de Shannon-Wiener (H'), Simpson ($1-D$) e Índice de uniformidad de Pielou; y la similitud florística entre parcelas se determinó con base en un análisis de presencia/ausencia. Estas relaciones fueron representadas en un dendrograma siguiendo el método de UPGMA. Se utilizó el paquete VEGAN del programa R versión 2.15.0 para hacer estas estimaciones. La información recabada en las entrevistas se sistematizó en una hoja de cálculo del programa Microsoft Excel 2010. La información se codificó y clasificó siguiendo los criterios de Martín (1995) y Peters (1996).

Resultados

Composición, estructura y diversidad

Se registraron un total de 1,715 individuos los cuales fueron clasificados en 34 familias, 79 géneros, 82 especies y 25 morfoespecies (apéndice 1). Las familias con mayor número de especies fueron Fabaceae (22 especies), lo que representa el 20.56% del total de especies encontradas; Rubiaceae (9 especies) representando el 8.41%; Euphorbiaceae (8 especies) representando el 7.47%; Asteraceae (7 especies) con valor de 6.54%; Malvaceae y Myrtaceae (5 especies cada una) representando el 4.67% cada una; Apocynaceae y Polygonaceae (4 especies cada una) con valor de 3.73% y finalmente, para las familias restantes (26) se obtiene un valor de 40.18% del total (figura 2).

De igual forma, la familia Fabaceae fue la mejor representada en cuanto al número de géneros (12), representando el 15.18% de géneros totales, seguido de Rubiaceae (8) representando el 10.12%, Asteraceae y Euphorbiaceae (6 géneros cada una) con un valor de 7.59% cada una, Apocynaceae (4) con 5.06%, Celastraceae, Malvaceae y Salicaceae (tres géneros cada una) representando el 3.79% por cada familia y finalmente, las familias restantes representan el 43.03% de géneros totales encontrados (figura 3).

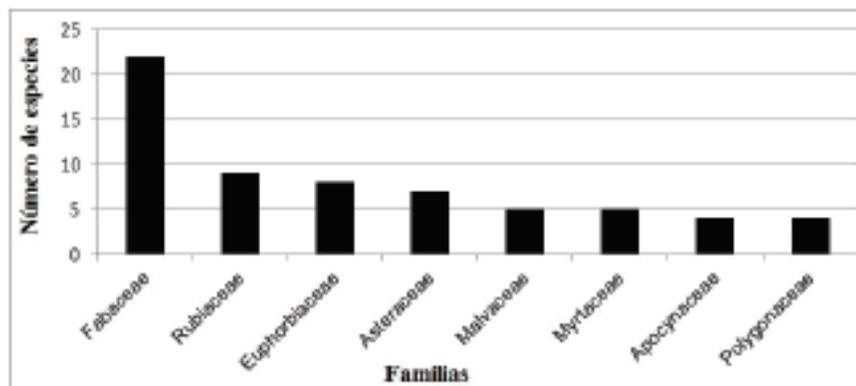


Figura 2. Número de especies de las principales familias de la Selva Baja Caducifolia en la ZPFV "Villa Allende", Chiapas.

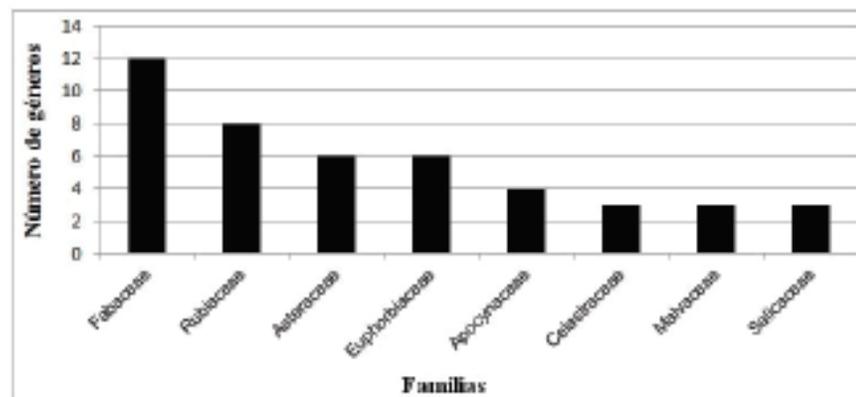


Figura 3. Número de géneros de las principales familias de la Selva Baja Caducifolia en la ZPFV "Villa Allende", Chiapas.

Respecto al mayor número de especies por género, *Eugenia* tiene el valor más alto al registrarse cinco especies (*E. americana*, *E. breedlovei*, *E. capuli*, *E. savannarum* y *E. sp.*) *Bursera*, *Calliandra*, *Croton*, *Heliocarpus*, *Lonchocarpus* y *Machaerium* poseen tres especies cada una, 12 de los géneros restantes poseen dos especies cada una y finalmente, los géneros restantes (60) contienen una sola especie.

De acuerdo con la revisión de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) se encontraron dos especies con estatus de amenazadas (A); *Bernardia mollis* Lundell y *Sideroxylon capiri* (A. DC.) Pittier. Además, en la lista roja de la International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2016) se encontró a la especie *Wimmeria acuminata* L.O. Williams en peligro de extinción (EN) siendo además una especie endémica de México. Se registró también a *Eugenia breedlovei* Barrie como especie endémica de Chiapas.

Para el análisis de estructura se consideraron 82 especies y 25 morfoespecies. Los individuos en general se distribuyeron en cuatro clases diamétricas: el 64.54% de los individuos se encontraron en la clase 5-9.9 cm de DAP, 26.19% en un intervalo de 10-19.9 cm de DAP, 6.93% entre 20-30 cm de DAP y 2.34% > 30 cm de DAP (figura 4).

Se identificaron 75 especies y 19 morfoespecies con diámetro a la altura del pecho (DAP) entre 5 y 9.9 cm, las más abundantes fueron: *Eugenia savannarum* (91 individuos), *Machaerium chiapense* (71), *Senecio sp.* (70), *Machaerium acuminatum* (64) y *Tecoma stans* (41). Se registraron 64 especies y 13 morfoespecies en el intervalo 10-19.9 cm de DAP, destacan por su elevado número de individuos: *Bursera simaruba* (24), *Colubrina triflora* (23), *Lysiloma acapulcense* (23), *Machaerium chiapense* (22) y *Machaerium acuminatum* (21). Además, 29 especies y 6 morfoespecies se distribuyeron en el intervalo entre 20-30 cm de DAP cuyas especies más abundantes fueron: *Bursera simaruba* (14), *Bursera tomentosa* (8) y *Lysiloma acapulcense* (8). Finalmente, se registraron 16 especies y 2 morfoespecies con diámetro > 30 cm, donde las más notables por su valor de DAP son: *Cupania sp.* (65 cm), *Fraxinus purpusii* (74.5 cm) y *Randia tetracantha* (75 cm).

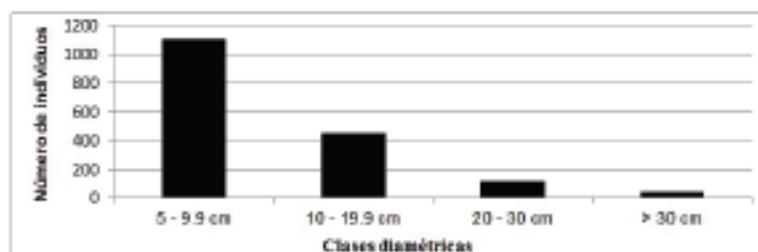


Figura 4. Estructura por clases diamétricas de los individuos de la vegetación leñosa de la Selva Baja Caducifolia en la ZPFV "Villa Allende", Chiapas.

Las especies con los mayores valores de densidad fueron: *Eugenia savannarium* (104 individuos), *Machaerium chiapense* (95), *Senecio sp.* (90), *Machaerium acuminatum* (89) y *Lysiloma acapulcense* (66, figura 5). Además, las especies con mayor dominancia relativa fueron: *Bursera simaruba* (10.76%), *Machaerium chiapense* (9.16%), *Machaerium acuminatum* (8.76%), *Lysiloma acapulcense* (8.08%), *Senecio sp.* (8.05%) y *Eugenia savannarium* (7.83%, apéndice 2). Respecto a la densidad relativa, las especies que obtuvieron valores más altos fueron: *Eugenia savannarium* (6.06%), *Machaerium chiapense* (5.54%), *Senecio sp.* (5.25%), *Machaerium acuminatum* (5.19%) y *Lysiloma acapulcense* (3.85%, apéndice 2). Las especies con los valores de frecuencia relativa más altos fueron: *Bursera simaruba*, *Croton oerstedianus*, *Eugenia savannarium*, *Bourreria andrieuxii* y *Machaerium acuminatum* (apéndice 2).

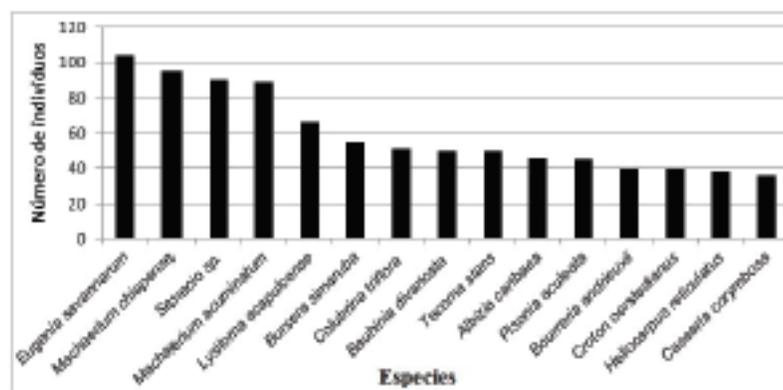


Figura 5. Especies con los mayores valores de densidad pertenecientes a la Selva Baja Caducifolia de la ZPFV "Villa Allende", Chiapas.

La especie más importante en la estructura del bosque fue *Bursera simaruba* al obtener el valor de IVI más alto. Se observó que la especie registra una alta dominancia y frecuencia relativa pero una baja densidad. La segunda y tercera especie en orden de importancia son *Eugenia savannarium* y *Machaerium acuminatum*, respectivamente, con atributos de dominancia, densidad y frecuencia relativa considerablemente altos. *Machaerium chiapense* ocupa la cuarta posición al poseer valores altos de dominancia y densidad relativa, no así para los valores de frecuencia. La quinta y sexta posición es para *Senecio sp.* y *Lysiloma acapulcense* respectivamente, dado que los valores de dominancia relativa para ambas son altos (apéndice 2).

La parcela con más riqueza de especies fue la cuatro (42 especies), mientras que la parcela seis registró el menor número de especies (23). Nuevamente, la parcela cuatro fue la más rica en cuanto a número de géneros (39 géneros), seguida de las parcelas dos (35) y siete (35). Respecto al mayor número de familias, están las parcelas cuatro (24 familias), siete (23) y ocho (22). Finalmente, todas las parcelas presentan especies exclusivas, donde la parcela uno obtiene el valor más alto al contener siete, seguida de la parcela diez con seis especies exclusivas y por último las parcelas tres y nueve solo contienen una especie exclusiva (tabla 1).

Tabla 1. Variación del número de taxa y número de individuos registrados por parcela en la Selva Baja Caducifolia en la Zona Protectora Forestal Vedada "Villa Allende", Chiapas. Entre paréntesis, las especies exclusivas de cada parcela.

Parcela	Especies	Géneros	Familias	Individuos
1	28 (7)	27	18	202
2	32 (4)	35	21	215
3	31 (1)	30	17	155
4	42 (2)	39	24	151
5	28 (4)	28	18	172
6	23 (2)	22	18	104
7	34 (4)	35	23	188
8	34 (4)	34	22	208
9	24 (1)	22	14	132
10	32 (8)	31	17	178

De acuerdo con el índice de Shannon-Wiener (H') la parcela más diversa fue la cuatro con un valor de 3.45, seguida de las parcelas dos y siete con 3.34 y 3.10 respectivamente, mientras que la parcela con menor diversidad fue la tres con un valor de 2.66, además, el valor promedio para la diversidad general fue 2.97 lo que según el índice de Shannon-Wiener (H') se traduce como un buen valor de diversidad. Respecto al índice de diversidad de Simpson (1-D), la parcela con mayor diversidad fue la parcela tres con un valor de 0.853, seguida de la parcela ocho con un valor de 0.881 y la parcela con el valor más bajo fue la cuatro con un valor de 0.958. Además, los valores de uniformidad J' en el 70% de las parcelas fue mayor a 0.8, siendo la parcela cuatro la del valor más alto (tabla 2). Se observó que la riqueza y número de individuos registrados en cada una de las parcelas aumenta cuando la frecuencia y dominancia relativa de *Bursera simaruba* y *Eugenia savannarium* disminuye, hecho que se ve reflejado en la estructura poblacional de cada uno de los sitios de muestreo.

Tabla 2. Valores calculados de los índices de diversidad de especies Shannon-Wiener (H'), Inverso de Simpson (1-D) y uniformidad J' .

Parcelas	H'	1-D	J'
1	2.71	0.895	0.781
2	3.34	0.953	0.899
3	2.66	0.853	0.766
4	3.45	0.958	0.907
5	2.93	0.915	0.853
6	2.88	0.930	0.895
7	3.10	0.928	0.847
8	2.71	0.881	0.740
9	2.86	0.926	0.879
10	3.03	0.919	0.846

El análisis de similitud florística mostró la presencia de dos grupos florísticamente distintos (figura 6). El primer grupo, que a su vez se divide en dos subgrupos está conformado por el subgrupo Ia conformado por las parcelas uno, cuatro y seis, que aunque se relaciona con las demás parcelas

del subgrupo Ib al compartir 41 especies entre ellas *Bursera simaruba*, *Eugenia savannarum*, *Lysiloma acapulcense*, *Machaerium acuminatum*, *Machaerium chiapense* y *Senecio sp.* sus especies exclusivas (27) y la ausencia de 39 especies hace que formen su propio grupo, por lo cual, el segundo subgrupo Ib constituido por las parcelas dos y tres, logra constituirse como un subgrupo distinto debido a que posee 11 especies exclusivas y a la ausencia de 55 especies.

En el segundo grupo también se obtuvieron dos subgrupos, el primero; IIa está constituido por las parcelas cinco, siete, ocho y nueve, que, aunque se relaciona con el subgrupo IIb al compartir 25 especies entre ellas *Bursera simaruba*, *Eugenia savannarum*, *Machaerium acuminatum*, *Machaerium chiapense* y *Senecio sp.* sus especies exclusivas (42) y la ausencia de 40 especies hace que formen su propio grupo. Finalmente, el segundo subgrupo (IIb) conformado únicamente por la parcela diez llega a constituirse como un grupo aparte debido a la presencia de 11 especies exclusivas, así como por la ausencia de 71 especies.

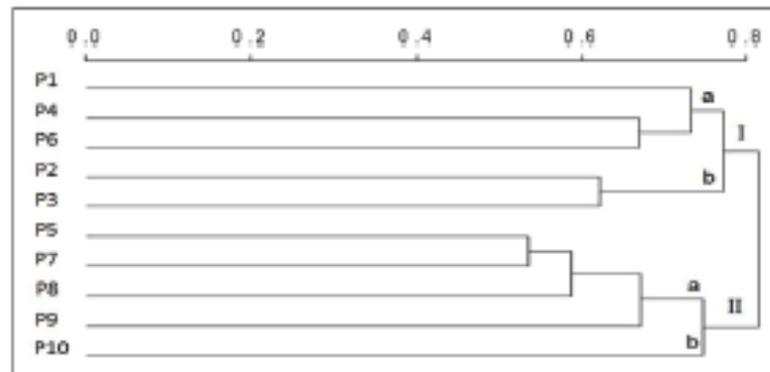


Figura 6. Dendrograma generado a partir de los datos de ausencia-presencia de las especies encontradas en las diez parcelas de muestreo de la Selva Baja Caducifolia de la ZPFV "Villa Allende", Chiapas.

Por último, los valores del índice de Jaccard demostraron que las parcelas cinco y siete son las que comparten menos elementos florísticos al poseer valores por debajo de 0,6, ya que las parcelas del primer grupo comparten un mayor número de elementos en comparación con las parcelas del segundo grupo.

Usos locales. Se obtuvo una lista de 66 especies de individuos leñosos pertenecientes al BTC, las cuales tiene algún uso o interés para los ejidatarios de la colonia Viva Cárdenas. De esta lista, 18 especies fueron registradas en el muestreo de parcelas y los 48 restantes únicamente fueron mencionadas por los ejidatarios (apéndice 3). Se identificaron diez tipos de uso, de los cuales la categoría para uso medicinal (MD) fue la que obtuvo el mayor valor con un total de 29 especies utilizadas, lo que representa el 43.93% de las especies totales, seguida de la categoría para construcción (CN) con un valor de 28 especies lo que representa el 42.42%, la categoría de sombra (SO) obtuvieron 21 especies, representando el 31.81%, seguida de la categoría de leña (LE) con un valor de 19 especies, lo que representa el 28.78%, además, la categoría para uso ornamental (OR) y poste (P) obtuvieron 14 especies cada una, lo cual representa el 21.21% para cada categoría, de la misma manera, las categorías para uso alimenticio (AL) y cerco vivo (CV) obtuvieron un total de 11 especies cada una, representando el 16.66% para cada categoría. Por último, la categoría para uso de madera para aserrío (MA) cuenta con 9 especies, lo que representa el 13.63% del total y, además, otras cuatro especies son empleadas para otros propósitos (O; religioso, ceremonial o artesanal, figura 7).

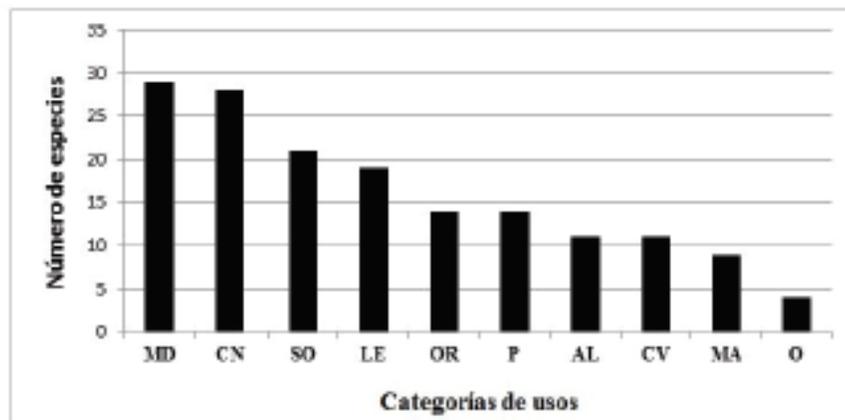


Figura 7. Número de especies encontradas en cada categoría de Uso. Claves: Alimento (AL), Cerco vivo (CV), Construcción (CN), Leña (LE), Madera para aserrío (MA), Medicinal (MD), Ornamental (OR), Otro (O), Poste (P), Sombra (SO).

Leucaena esculenta destaca por ser la especie con el mayor número de usos (8), le siguen *Bursera simaruba* (7), *Gliricidia sepium* (7), *Guazuma ulmifolia* (7), *Colubrina ferruginosa* (6), *Tabebuia rosea* (6), *Bursera tomentosa* (5), *Cedrela odorata* (5), *Comocladia guatemalensis* (5), *Diphysa floribunda* (5), *Eysenhardtia adenostylis* (5), *Swietenia humilis* (5), *Enterolobium cyclocarpum* (4) y *Ficus cookii* (4; figura 8).

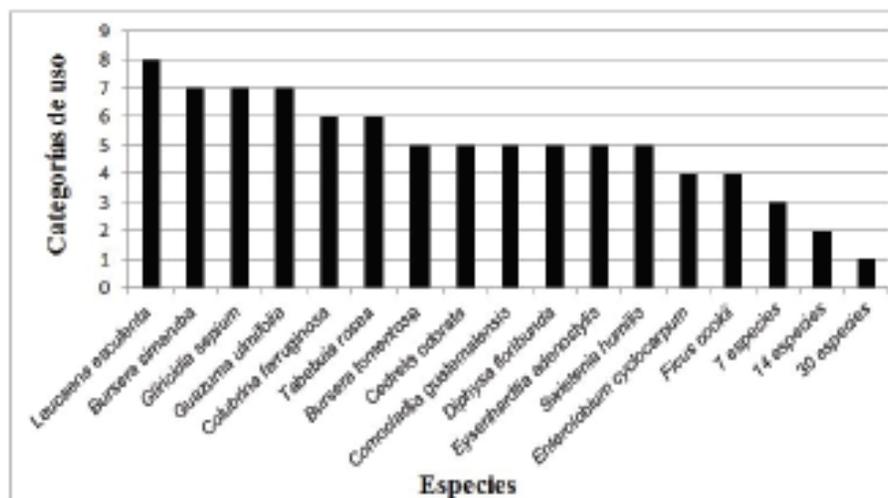


Figura 8. Especies multipropósito descritas a partir de la información proporcionada por los ejidatarios de la colonia Viva Cárdenas.

La parte más utilizada de los individuos es el tallo (TA), ya que se utilizan los tallos de 56 especies de un total de 66, lo que representa un valor de 84.84%, seguido de las hojas (HO) y los frutos (FR) con un total de 13 especies cada una, lo que representa un valor de 19.69% para cada una. Además, las especies con más partes aprovechadas son *Gliricidia sepium* (4), *Haematoxylum brasiletto* (4), *Ficus cookii* (3) y *Guazuma ulmifolia* (3).

El análisis de frecuencia de uso mostró que 54 especies rara vez son usadas (1), 40 especies son de poco uso (2), 15 especies son usadas regularmente (3) y ninguna de las 66 especies son usadas todo el tiempo (4).

Discusión

En cuanto a número de especies comparado con los trabajos más destacados a nivel regional se observa que en la reserva está representado el 97.27% de especies registradas en la zona Suroeste de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas (Flores-Hernández *et al.*, 2014) y en el Parque Ecológico y Recreativo El Zapotal (Palacios-Espinosa *et al.*, 2016), el 90% del número de especies registradas para la SBC en la subcuenca del Río Sabinal (Sánchez-Molina, 2014), 45.92% en comparación con la Depresión Central de Chiapas (Rocha-Loredo *et al.*, 2010) y un 30% de lo registrado en la Cañada "La Chacona-Juan Crispín" y zonas adyacentes (Espinosa-Jiménez *et al.*, 2014).

A nivel de ANP se reporta en La Sepultura un total de 40 familias y 69 géneros (López-Toledo *et al.*, 2012) mostrando así una notable similitud con el presente estudio, no obstante, en el Parque Nacional Cañón del Sumidero (parte occidental) y Cañada "La Chacona" se registran 99 familias y 383 géneros (Farrera-Sarmiento & Gallegos-Ramos, 2013).

Además, haciendo una comparación de trabajos de SBC en otros estados, se concuerda con el estado vecino de Oaxaca en cuanto a las familias más representativas ya que los autores reportan a Fabaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae, Malpighiaceae y Rubiaceae como las más sobresalientes, por otro lado, el número de especies registradas fue mayor para el estado de Oaxaca reportando 141 especies (Gallardo-Cruz *et al.*, 2005) lo cual es bastante lógico a causa de la amplia riqueza florística entre los estados de Oaxaca y Chiapas (Deininger y Minten, 2002; CONABIO, 2013). En Campeche, se registran 51 especies donde las familias más notables son Fabaceae, Burseraceae, Rubiaceae, Polygonaceae, Lamiaceae y Ebenaceae (Dzib-Castillo *et al.*, 2014) lo cual refleja una considerable similitud con el presente estudio en cuanto a familias, sin embargo, el presente estudio duplica el número de especies registradas. Respecto a lo reportado en Veracruz, Castillo-Campos (2003) registra 222 especies para la SBC siendo este un valor mayor al presente trabajo, pero existe concordancia con las familias más representativas reportadas por el autor al ser Fabaceae, Poaceae, Asteraceae y Euphorbiaceae las más notables.

Existe correspondencia en cuanto al número de especies registradas para Michoacán al registrarse 106 especies para la SBC así como las familias más importantes de dicho estudio las cuales son Asteraceae, Fabaceae, Euphorbiaceae y Burseraceae (Beltrán-Martínez *et al.*, 2011).

Las familias con mayor número de especies y géneros en el presente estudio fueron Fabaceae, Rubiaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Malvaceae, Myrtaceae, Apocynaceae y Polygonaceae, coincidiendo con lo reportado por Villaseñor (2004) al ser las familias de plantas vasculares con mayor número de especies en México. Esto a su vez concuerda con lo reportado en estudios de bosque secundario de la SBC de otros estados como Veracruz (Castillo-Campos, 2003), Michoacán (Beltrán-Martínez *et al.*, 2011; Casanova-Lugo *et al.*, 2014) y Campeche (Zamora-Crescencio *et al.*, 2011).

Aunque solo se reportan tres especies bajo alguna categoría de riesgo, es importante considerar que dichas categorías corresponden a la denominación de Amenazada (A) y En peligro de extinción (EN), lo cual justifica las acciones de restauración y la implementación de mecanismos para el manejo y aprovechamiento apropiado de este tipo de vegetación que actualmente está considerado como uno de los más amenazados a nivel mundial (Ceballos *et al.*, 2010; Farrera-Sarmiento, 2013; Espinosa-Jiménez *et al.*, 2014).

La distribución por clase diamétrica muestra que la mayoría de los individuos corresponden a tallas diamétricas pequeñas, es decir, el número de individuos tiende a disminuir conforme el DAP se incrementa, que de manera gráfica logra observarse una "J" invertida (figura 4) siendo esto típico de los bosques tropicales heterogéneos (Bascopé & Jorgensen, 2005).

Bursera simaruba que fue el componente principal del dosel presentó una distribución diamétrica variable caracterizada por pocos individuos, la cual registró pocos tallos pequeños. Lamprecht (1990) y Finegan (1992) mencionan que estas distribuciones irregulares son propias de especies que necesitan luz para desarrollarse como es el caso de esta especie, la cual está considerablemente influenciada por la radiación solar, de tal manera que coincide con lo esperado para los bosques secundarios ya que estos tienen una composición y heterogeneidad es-

estructural y funcional más simple que los bosques en etapas sucesionales tardías o de condición conservada (Leo, 2002; Puettmann *et al.*, 2016).

Eugenia savannarum y *Machaerium acuminatum* (segunda y tercera especie ecológicamente más importante) mostraron una estructura diamétrica heterogénea, ya que registraron muchos individuos con tallos pequeños, moderadamente medianos y pocos gruesos. Estos resultados coinciden con las observaciones de Holdridge (1996) quien indica que a medida que avanzan las etapas sucesionales la estructura y composición de la vegetación es más compleja, como es el caso de las parcelas donde se registran estas especies.

Tecoma stans, *Albizia caribaea*, *Pisonia aculeata*, *Bourreria andrieuxii* y *Croton oerstedianus* presentaron en común valores altos para densidad y frecuencia, no así para los valores de dominancia. Esto es característico de especies que presentan una distribución horizontal continua, siendo así componentes importantes del sotobosque (Matteucci y Colma, 1982; Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Otras especies como *Colubrina triflora*, *Bauhinia divaricata*, *Heliocharpus reticulatus* y *Hauya elegans* poseen valores altos de dominancia, pero valores bajos de densidad y frecuencia relativa, lo que se traduce en especies que tienden a la conglomeración o a ser individuos aislados de gran tamaño (Matteucci y Colma, 1982).

Se usó el índice de Shannon-Wiener (H') por la sensibilidad que muestra hacia las especies raras o infrecuentes, siendo, uno de los índices más utilizados para determinar la diversidad de especies de plantas de un determinado hábitat (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Así, los resultados para este índice muestran que la parcela más diversa es la cuatro ($H' = 3.45$), mientras que la menos diversa fue la tres ($H' = 2.66$). Esto puede verse claramente reflejado en los grupos florísticos obtenidos ya que la parcela cuatro y la dos forman parte del primer grupo en donde se comparte un mayor número de elementos. Sin embargo, el índice de Simpson mostró una mayor diversidad para la parcela tres ($S = 0.853$) y una menor diversidad para la parcela cuatro ($S = 0.958$) siendo este índice un indicativo de la equidad de la comunidad muestreada basado en la dominancia, es decir, una comunidad es más equitativa si el número de individuos presentes es el mismo para cada especie, esto

refleja la importancia de usar diferentes índices de diversidad en un trabajo ya que, un solo índice podría no proveer suficiente información para la cuantificación de la diversidad (Moreno, 2001; Kindt & Coe, 2005).

La conformación de solo dos grupos florísticos nos indica que las especies vegetales tienden a agruparse en base a la dominancia, la cual a su vez está determinada por su funcionalidad y capacidad de establecimiento y crecimiento bajo condiciones ambientales específicas como el clima, las diferencias físicas en el hábitat y la escala espacial las cuales tienen una influencia particular en los valores de diversidad β (Balvanera *et al.*, 2002; Ramírez-Marcial *et al.*, 2008).

Por otro lado, Farnsworth (1988) estimó que el 80% de las personas en regiones menos desarrolladas, principalmente zonas tropicales, emplean la medicina tradicional con plantas para el cuidado de la salud. Esto coincide con los resultados de Farrera-Sarmiento y Orantes-García (2015) con un reporte de 38 especies de plantas útiles multipropósitos en Jiquipilas, Chiapas donde el uso más notable es en la construcción, seguido del uso medicinal y el comestible, también se concuerda con los trabajos de Maldonado *et al.* (2013) al registrar 180 especies útiles siendo la categoría de uso medicinal la más importante y Martínez-Pérez *et al.* (2012) quienes registraron 180 especies útiles, donde la categoría de uso medicinal fue la segunda más importante.

Conclusión

La riqueza florística encontrada en este estudio fue considerablemente alta, teniendo en cuenta el tamaño de las muestras y los resultados de comparación con trabajos similares para el BTC tanto para Chiapas como para otros estados de la República Mexicana. La estructura del BTC al sur de la ZPFV "Villa Allende", Chiapas presenta de manera general una distribución regular debido al recambio de especies y la adaptación al medio. Se obtuvo una lista de 66 especies útiles, 36 de ellas consideradas multipropósito, donde las categorías de uso más sobresalientes fueron medicinales, construcción, sombra y leña. Final-

mente, la ZPFV "Villa Allende", Chiapas contribuye con una significativa riqueza florística, además ofrece diversos servicios ambientales por lo que se sugiere realizar más estudios respecto al BTC para lograr la conservación y restauración en el ANP.

Agradecimientos

Al Gobierno de Estado de Chiapas y UNICACH por el financiamiento parcial en la etapa de campo. Los autores agradecen a Luis Humberto Vicente Rivera, Ervin Vázquez Ruíz, Miguel Ángel Rodríguez Reyes, Ana Celia Vallecillo Guzmán y Dalia Elizabeth Santis Gómez por su apoyo en campo y a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por otorgar los permisos. A los especialistas y al personal del herbario CHIP de la SEMAHN y del herbario HEM del Instituto de Ciencias Biológicas de la UNICACH.

Referencias

- Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe, C. & Islas, A. (2002). Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* Vol. 13, No. 2 145-158 pp.
- Bascopé, F.S. & Jorgensen, P.M. (2005). Caracterización de un bosque montano húmedo: yungas, La Paz. *Ecología en Bolivia* 40(3): 365-379.
- Beltrán-Martínez, J.C., Castañeda-Rosillo, S.J. & Vázquez-Guerra, V. (2011). Diversidad y uso potencial de la comunidad de la selva baja caducifolia en Jungapeo, Michoacán, México. *Larvae*, 1(1): 1-18.
- Boyás-Delgado, J.C. & Maldonado, A. (1994). Árboles útiles de la selva baja caducifolia de México. I reunión nacional sobre selva baja caducifolia "el otro recurso". Morelos, México. CIRCE INIFAP-SARH. 30 pp.
- Brown, S. & Lugo, A. (1990). Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6: 1-32.
- Caamal-Maldonado, A. & Armendariz-Yañez, I. (2002). La sucesión secundaria en los ecosistemas y agroecosistemas tropicales – el henequén (*agave fourcroydes*) en el contexto de la diversificación. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, vol. 1, no. 1. pp. 28-32.

- Casanova-Lugo, F., González-Gómez, J. C., Flores-Estrada, M. X., López-Santiago, G. & García-Gómez, M. (2014). Estructura, composición y usos de los árboles de la selva baja caducifolia en Apatzingán, Michoacán. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17(2) 255-259.
- Castillo, A., Godínez, C., Schroeder, N., Galicia, C., Pujadas-Botey, A. & Martínez-Hernández, L. (2009). El bosque tropical seco en riesgo: conflictos entre uso agropecuario, desarrollo turístico y provisión de servicios ecosistémicos en la costa de Jalisco, México. *Interciencia* 34(12) 844-850.
- Castillo-Campos, G. (2003). *Biodiversidad de la selva baja caducifolia en un sustrato rocoso de origen volcánico en el centro del estado de Veracruz, México*. (Tesis Doctoral). Universidad Autónoma Metropolitana (UAM). Veracruz. 204 pp.
- Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury-Creel, J. & Dirzo, R. (eds.). (2010). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. CONABIO, Ira ed. México, D.F. 594 pp.
- Challenger, A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro*. CONABIO, Instituto de Biología de la UNAM, Agrupación Sierra Madre, México. En: Challenger, A. y Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, pp. 87-108.
- CONABIO. (2013). *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Gobierno del Estado de Chiapas. México. ISBN Vol. II: 978-607-8328-00-0.
- CONANP. (2014). *Estrategia hacia 2040: una orientación para la conservación de las áreas naturales protegidas de México*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 80 pp.
- Corlett, R. T. (1994). What is secondary forests? *Journal of Tropical Ecology*, 10: 445-447.
- Deininger, K. & Minten, B. (2002). Determinants of deforestation and the economics of protection: an application to Mexico. *American Journal of Agrarian Economy* 84: 943-960.

- DOF. Diario Oficial de la Federación. (1939). *Decreto oficial donde se declara a Villa Allende como zona protectora forestal vedada*. <http://dof.gob.mx/copias.php?acc=ajaxPaginas&paginas=todas&seccion=PRIMERA&edicion=190171&ed=MATUTINO&fecha=08/09/1939>
- Dourojeanni, R.M. (1990). *Amazonia ¿Qué hacer?*. Centro de Estudios Teológicos de la Amazonia, Iquitos, Perú.
- Dzib-Castillo, B., Chantásig-Vaca, C. & González-Valdivia, N. A. (2014). Estructura y composición en dos comunidades arbóreas de la selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia en Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 167-178.
- Emrich, A., Pokorny, B. & Sepp, C. (2000). *Investigación de los bosques tropicales; Importancia del manejo de los bosques secundarios para la política de desarrollo*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. República Federal de Alemania.
- Espinosa-Jiménez, J.A., López-Cruz, A., Pérez-Farrera, M.A. & López, S. (2014). Inventario florístico de la cañada La Chacona-Juan Crispín y zonas adyacentes, Depresión Central de Chiapas, México. *Sociedad botánica de México. Botanical Sciences* 92 (2): 205-241.
- FAO. (2005). *Actualización de la evaluación de los recursos forestales mundiales a 2005*. Programa de evaluación de los recursos forestales. Informe principal. Roma. 35 pp.
- Farnsworth, N.R. (1988). *Screening plants for new medicines*. En: Wilson, O. (ed). (1988). *Biodiversity*. Washington, DC; National Academy Press. pp. 83-97.
- Farrera-Sarmiento, O. (2013). Plantas de Chiapas en peligro de extinción, amenazadas, raras y sujetas a protección especial. *Lacandonia*, Año 7, vol. 7, no. 1: 19-29.
- Farrera-Sarmiento, O. & Gallegos-Ramos, R.E. (2013). Inventario florístico del Parque Nacional Cañón del Sumidero, parte occidental y de la cañada La Chacona, Chiapas, México. *Lacandonia*, Año 7, vol. 7, no. 2: 25- 42.
- Farrera-Sarmiento, O. & Orantes-García, C. (2015). Plantas útiles multipropósitos en una comunidad del área de influencia de las Reservas de la Biosfera La Sepultura y El Ocote, Chiapas, México. *Lacandonia*, Año 9, vol. 9, no. 1: 37-44.

- Finegan, B. (1992). *El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas*. Silvicultura y manejo de bosques naturales. CATIE- Serie Técnica n° 188. Turrialba, Costa Rica. 30 pp.
- Finegan, B. (1997). *Bases ecológicas para el manejo de bosques secundarios de las zonas húmedas del trópico americano, recuperación de la biodiversidad y producción sostenible de madera*. Estado actual y potencial de manejo y desarrollo del bosque secundario tropical en América Latina (Taller Internacional, fechas, 1997, Pucallpa, Perú). p. 106-119.
- Flores-Hernández, L.E., Farrera-Sarmiento, O. & Bravo-Gil, B. (2014). Estudio de vegetación asociada zonas extractoras de material pétreo al suroeste de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. *Lacandonia*, Año 8, vol. 8, no. 2: 31-38.
- Gallardo-Cruz, J.A., Meave, J.A. & Pérez-García, E.A. (2005). Estructura, composición y diversidad de la selva baja caducifolia del Cerro Verde, Nizanda (Oaxaca), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 76: 19-35.
- Gentry, A.H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographic gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75(1) 1-34.
- Gentry, A.H. (1995). *Diversity and floristic composition of Neotropical dry forests*. En: Bullock, S.H., Money, H.A. & Medina, E. (Eds.). (1995). *Seasonally Dry Tropical Forests*, pp. 146-194. Cambridge University Press.
- Gliessman, S. (1997). *Agroecology: Ecological processes in sustainable agriculture*. Ann Arbor Press. United States of America. 357 pp.
- Gómez-Pompa, A., Vásquez-Yanes, C., del Amo, S. & Butanda, A. (eds). (1979). *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. Comp. Edit. Continental, S.A. México. 676 pp.
- Guízar, N.E. & Cedillo, P.E. (1996). Botánica económica del trópico seco mexicano. *Revista Chapingo (Serie de Ciencias Forestales)*, 2(1), 61-72.
- Gutiérrez-Báez, C. & Zamora-Crescencio, P. (2012). Especies leñosas de la selva baja caducifolia de Xmatkuil, Yucatán, México. *Foresta veracruzana*, 14(2), 9-14 recursos genéticos forestales. Xalapa, México.
- Henao, E., Ordoñez, Y., de Camino, R., Villalobos, R. & Carrera, F. (2015). *El bosque secundario en Centroamérica; un recurso potencial de uso*

- limitado por procedimientos y normativas inadecuadas. CATIE, 1ra edición. Costa Rica. 44 pp.
- Holdridge, L. (1996). *Ecología basada en zonas de vida*. 4ta reimposición. Instituto Americano de Cooperación para la Agricultura (IICA). San José, Costa Rica. 216 pp.
- Isidro-Vázquez, M.A. (1997). *Etnobotánica de los zoques de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas*. Gobierno del Estado de Chiapas, Instituto de Historia Natural. 125 pp.
- IUCN. 2016. *The IUCN Red List of Threatened Species*. en: www.iucnredlist.org
- Janzen, D.H. (1988b). *Tropical dry forests the most endangered major tropical ecosystem*. En: Newton, A.C. & Tejedor, N. (Eds.). (2011). Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina. Gland, Suiza: UICN y Madrid, España: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. XXIV + 409 pp.
- Kindt, R. & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF). 196 pp.
- Lamprecht, H. (1990). *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas; posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). GmbH. Alemania. 335 pp.
- Lemons, J. (2006). *Conserving dryland biodiversity: Science and policy*. Science and Development Network, Policy Briefs. En: Newton, A.C. & Tejedor, N. (Eds.) (2011). Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina. Gland, Suiza: UICN y Madrid, España: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. XXIV + 409 pp.
- Leo, M. (2002). *Bosques, biodiversidad y medios de vida: conservando el bosque tropical, luchando contra la pobreza*. ITDG América Latina. Lima, Perú. 40 pp.
- López-Toledo, J.F., Valdez-Hernández, J.I., Pérez-Farrera, M.A. & Cetina-Alcalá, V.M. (2012). Composición y estructura arbórea de un bosque tropical estacionalmente seco en la Reserva de la Biósfera La Sepultura, Chiapas. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3(12), 43-56.

- Lot, A. & Chiang, F. (1986). *Manual de Herbario (administración y manejo de colecciones, técnicas de recolección y preparación de ejemplares botánicos)*. Consejo Nacional de la Flora de México, 1-142. México.
- Maass, J., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R. & Sarukhán, J. (2005). Ecosystem services of tropical dry forests: insights from longterm ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*, 10(1): 17.
- Maass, J.M., Díaz-Delgado, R., Balvanera, P., Castillo, A. & Martínez-Yrizar, A. (2010). Redes de investigación ecológica y socioecológica a largo plazo (LTER y LTSER) en Iberoamérica: los casos de México y España. *Revista Chilena de Historia* 83 (1):171-184.
- Maldonado, B., Caballero, J., Delgado-Salinas, A. & Lira, R. (2013). Relationship between use value and ecological importance of floristic resources of seasonally dry tropical forest in the Balsas river basin, México. *Economic Botany*, 67(1) 17-29.
- Martín, G.J. (1995). *Etnobotánica. Manual de Métodos*. Montevideo: Nordan-Comunidad. 272 pp.
- Martínez-Pérez, A., López, P.A., Gil-Muñoz, A. & Cuevas-Sánchez, J.A. (2012). Plantas silvestres útiles y prioritarias identificadas en la Mixteca Poblana, México. *Acta botánica mexicana*, 98: 73-98. Instituto de ecología, A. C. Pátzcuaro, México.
- Matteucci, S. & Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Editorial Eva V. Chesneau. EE. UU, OEA. 168 pp.
- Miranda, F. (1952). *La vegetación de Chiapas*. Gobierno del estado de Chiapas. 596 pp.
- Miranda, F. & Hernández, E. (1963). Los Tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179.
- Moreno, C.E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol.I. Zaragoza, España. 84 pp.
- Moreno-Casasola, P. & Paradowska, K. (2009). Especies útiles de la selva baja caducifolia en las dunas costeras del centro de Veracruz. *Madera y bosques* 15(3): 21-44.

- Mostacedo, B. & Fredericksen, T.S. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Santa Cruz, Bolivia: BOLFOR. 87 pp.
- Naranjo, E.J. & Dirzo, R. (Eds.). (2009). *Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 247-276.
- Nassar, J.M., Rodríguez, J.P., Sánchez-Azofeifa, A., Garvin, T. & Quesada, M. (Eds.). (2008). *Manual of Methods. Human, Ecological and Biophysical Dimensions of Tropical Dry Forests*. Caracas, Venezuela. 129 pp.
- Newton, A.C. & Tejedor, N. (Eds.). (2011). *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina*. Gland, Suiza: UICN y Madrid, España: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. XXIV + 409 pp.
- Palacios-Espinosa, E., Beutelspacher, C.R. & Sarmiento-Cortez, O. (2016). Vegetación y flora del Parque Ecológico y Recreativo El Zapotal, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. *Lacandonia*, Año 10, vol. 10, núm. 1: 37-86.
- Peters, C. (1996). *The ecology and management of non-timber forest resources*. Technical Papers 322. World Bank. Washington, D.C., United States of America. 162 pp.
- Puettmann, K.J., Coates, K.D. & Messier, C. (2016). *Crítica de la silvicultura. El manejo de la complejidad*. Ed. ACCI ediciones-asociación cultural y científica iberoamericana. Madrid, España. 294 pp.
- Ramírez-Marcial, N., Ochoa-Gaona, S., González-Espinosa, M. & Quintana-Ascencio, P.F. (1998). Análisis florístico y sucesional en la estación biológica Cerro Huitepéc, Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana*: 44: 59-85.
- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A. & González-Espinosa, M. (2008). Clasificación de grupos funcionales vegetales para la restauración del bosque mesófilo de montaña. En: Rocha-Loredo, A.G., Ramírez-Marcial, N. & González-Espinosa, M. (2010). Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 87: 89-103.

- Ríos-Trigoso, J., Vivanco-Vicencio, R., Quispe-Soto, E., Tovar-Baca, M., Marcas-Cáceres, T., Camacho-Paraguay, N., Vega-Lázaro, L., Velita-Ruiz, T., Díaz-Manuyama, R. & Rocha-Urbina, C. (2008). *Bases técnicas para el manejo forestal en bosques secundarios: una aproximación al análisis de la dinámica poblacional de los bosques secundarios de selva central del Perú*. INRENA. Perú. 66 pp.
- Rocha-Loredo, A.G., Ramírez-Marcial, N. & González-Espinosa, M. (2010). Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87: 89-103.
- Rzedowski, J. & Calderón de Rzedowski, G. (2013). Datos para la apreciación de la flora fanerogámica del bosque tropical caducifolio de México. *Acta Botánica Mexicana* 102: 1-23.
- Rzedowski, J. (1991a). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* 14: 3-21.
- Rzedowski, J. (1991b). El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15: 47-64.
- Sánchez-Molina, D.Y. (2014). *Estructura y composición florística de la subcuenca del río Sabinal, Chiapas, México*. (Tesis de Licenciatura). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH). 97 pp.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010*. Diario Oficial de la Federación (DOF), jueves 30 de diciembre de 2010.
- Serrão, E.A. (1994). *Technologies and policies for containing deforestation in tropical moist forests: the case of the Amazon*. Expanded version of the paper presented at the Regional Seminar on Research Needs and Priorities on Forestry and Agroforestry Policies, San Jose, Costa Rica, July 1993. A contribution to the Dialogue on Science, Forests and Sustainability, Indonesia, December, 1994.
- 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 América Latina. CIFOR. *Ocasional paper* No. 13. 31 pp.

- Trejo, I. & Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in México. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Trejo, I. (1998). *Distribución y diversidad de selvas bajas de México: Relaciones con el clima y el suelo*. (Tesis Doctoral). Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Facultad de Ciencias. México, D. F. 210 pp.
- UNESCO. (2006). *The United Nations World Water Development. Section 2: Changing Natural Systems, Chapter 4* (UNESCO & WMO, with IAEA), Part 3. Human Impacts, 136 pp.
- Vaca-Genuit, R.A. (2012). *Deforestación y fragmentación de bosques secos en la Depresión Central de Chiapas, México*. (Tesis Doctoral). ECOSUR. San Cristóbal de las casas, Chiapas. 201 pp.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. & Palacio, J.L. (2002). Patrones y tasas de cambio del uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62: 21-37.
- Villaseñor, J.L. (2004). Los géneros de las plantas vasculares de la flora de México. *Boletín de la sociedad Botánica de México* 75: 105-135.
- Wadsworth, F.H. (1993). *El manejo de los bosques naturales en México tropical, América Central y las islas del Caribe*. In: Anais Primer Congreso Forestal Panamericano. SBS/SBEF. Curitiba, Paraná, Brasil. 19 - 24 septiembre.
- Zamora-Crescencio, P., Domínguez-Carrasco, M. del R., Villegas, P., Gutiérrez-Báez, C., Manzanero-Acevedo, L.A., Ortega-Haas, J.J., Hernández-Mundo, S., Puc-Garrido, E.C. & Puch-Chávez, R. (2011). Composición florística y estructura de la vegetación secundaria en el norte del estado de Campeche, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 89: 27-35.

Apéndice 1. Listado florístico de la comunidad vegetal leñosa perteneciente al Bosque Tropical Caducifolio al sur de la zona protectora forestal vedada "Villa Allende", Chiapas, México. Colectores: Ana Celia Vallecillo Guzmán (ACVG), Angelita López Cruz (ALC), A. Richers P. (ARP), Dalia Elizabeth Santis Gómez (DESG), Daniel Alejandro Pérez Muñoz (DAPM), Deysy Carolina Velasco Morales (DCVM), Diana Yaneth Sánchez Molina (DYSM), Eduardo Palacios Espinosa (EPE), Faustino Miranda (FM), Francisco Hernández Najarro (FHN), Hugo Alberto Martínez (HAM), José Alonso Ambrocio Ríos (JAAR), José Luis Ángel Estudillo (JAE), Kira Esmeralda Matúz Santiago (KMS), Marco Antonio Domínguez Vázquez (MADV), María Antonieta Isidro Vázquez (MIV), Mercedes Concepción Gordillo Ruíz (MCGR), Oscar Farrera Sarmiento (OFS), Rogelio Gallegos Ramos (RGR), Viridiana Palacios Tirado (VPT).

Familia y nombre científico	Colector y número de colecta
Magnoliophyta	
Magnoliopsida (Dicotiledóneas)	
Acanthaceae	
<i>Aphelandra squarrosa</i> (Vahl) Sm.	MCGR 71, KMS 74, FM 80, MADV 131
Anacardiaceae	
<i>Comocladia guatemalensis</i> Donn. Sm.	DAPM 181, MCGR 255, MADV 114
<i>Spondias purpurea</i> L.	DAPM 114, FHN 220, MADV 261
Annonaceae	
<i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill.	DAPM 147
Apocynaceae	
<i>Plumeria rubra</i> L.	Observado
<i>Stemmadenia obovata</i> (Hook. & Arn.)	DAPM 72
<i>Tabernaemontana alba</i> Mill.	DAPM 108
<i>Thevetia ovata</i> (Cav.) A. DC.	MCGR 120, DAPM 150, DYSM 805, ALC 1118
Asteraceae	
<i>Dysoxylum</i> sp.	Observado
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	MCGR 108, DAPM 188

La Ingeniería Ambiental y Química ante los
problemas ambientales en el sureste mexicano II

Familia y nombre científico	Coleccionador y número de colecta
<i>Perymenium grande</i> Hemsl.	MOGR 118, DAPM 131, MIV 883
<i>Senecio</i> sp.	DAPM 88, DESG111, JAAR 80
<i>Vernonia</i> aff. <i>Canesoana</i>	MOGR 31, DYSM 228, MIV 808
<i>Vernonia</i> sp.	DESG 115, DYSM 225
<i>Zexmenia gracilis</i> W. W. Jones	DAPM 112, FM 5583
Bignoniaceae	
<i>Godmania sessilifolia</i> (Kunth) Standl.	DAPM 145, MADV 128
<i>Teocoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	MOGR 47, DAPM 100, MADV 83, MIV 1088, ARP 125
Boraginaceae	
<i>Bourreria andrieuxii</i> (DC.) Hemsl.	MOGR 184, DAPM 177, FHN 232, EPE 821, MADV 141
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	DAPM 88, FM 5081, DYSM 135, ALC 1133
<i>Cordia dodecandra</i> A. DC.	MOGR 153, DAPM 54, JAE 38
Burseraceae	
<i>Bursera excelsa</i> (Kunth) Engl.	DAPM 81, MIV 488
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	MOGR 58, DAPM 28, MIV 138
<i>Bursera tomentosa</i> (Jacq.) Triana & Planch.	DAPM 7, ACVG 35
Celastraceae	
<i>Hippocratea celastrifolia</i> Kunth	DAPM 88, ALC 1223
<i>Maytenus</i> sp.	MOGR 127
<i>Wimmeria acuminata</i> L.O. Williams	MOGR 128
Combretaceae	
<i>Buoida</i> sp.	Observado
Convolvulaceae	
<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose	MOGR 74
Erythroxylaceae	
<i>Erythroxylum havanense</i> Jacq.	MOGR 183, DAPM 138, DESG 85, MADV 378
Euphorbiaceae	
<i>Acaulpha schiedeana</i> Schtdl.	MOGR 87, EPE 1283, OFB 2271
<i>Bernardia mollis</i> Lundell	DAPM 80, ACVG 155, ALC 1112
<i>Cnidocarpus acuminifolius</i> (Mill.) L.M. Johnston	MOGR 11, DAPM 33, MADV 385
<i>Croton niveus</i> Jacq.	DAPM 101, MIV 842

Raúl González Herrera
 Rebeca Isabel Martínez Salinas

Familia y nombre científico	Colector y número de colecta
<i>Croton oerstedianus</i> Müll. Arg.	MOGR 133, DAPM 135
<i>Croton</i> sp.	MOGR 8, EPE 2385
<i>Pedilanthus calcaratus</i> Schtdl.	MOGR 3, DAPM 184, FM 5121
<i>Sapium</i> sp.	Observado
Fabaceae	
<i>Acacia cornigera</i> (L.) Willd.	MOGR 4, DAPM 88, MADV 175
<i>Acaciella angustissima</i> (Mill.) Britton & Rose	MOGR 132, DAPM 57, MADV 132
<i>Acaciella</i> sp.	Observado
<i>Albizia canibaca</i> (Urb.) Britton & Rose	MOGR 78, DAPM 118
<i>Albizia</i> sp.	MOGR 13
<i>Bauhinia cookii</i> Rose	DAPM 122, ACVG 178
<i>Bauhinia divaricata</i> L.	ALC 1258, DAPM 117, DYSM 218, MADV 578
<i>Calliandra</i> aff. <i>mexicana</i> Brandegee	DAPM 170
<i>Calliandra houstoniana</i> (Mill.) Standl.	MOGR 21, DAPM 24
<i>Calliandra</i> sp.	MOGR 28
<i>Diphyea</i> sp.	Observado
<i>Leucaena shannonii</i> Donn. Sm.	MOGR 32, MADV 178
<i>Leucaena</i> sp.	Observado
<i>Lonchocarpus acuminatus</i> (Schtdl.) M. Sousa	DAPM 43, DESG 107, MIV 843
<i>Lonchocarpus rugosa</i> Benth.	DAPM 128, ACVG 142, FM 5128
<i>Lonchocarpus</i> sp.	DAPM 5, MIV 843
<i>Lycium acapulcanse</i> (Kunth) Benth.	DAPM 87, MADV 158
<i>Maohaerium acuminatum</i> Kunth	MOGR 182, DAPM 181, OFS 4181
<i>Maohaerium chiapense</i> Brandegee	DAPM 64, MADV 534
<i>Maohaerium</i> sp.	DAPM 34
<i>Mimosa</i> sp.	Observado
<i>Senna skinneri</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	DAPM 125, FHN 244
Lauraceae	
<i>Nectandra coriácea</i> (Sw.) Grieb.	MOGR 18
Malvaceae	
<i>Ceiba acoulifolia</i> (Kunth) Britton & Baker f.	DAPM 18, MIV 385, ALC 1110
<i>Heliconia carolinensis</i> (L.) Kunth	DAPM 182, DYSM 118
<i>Heliconia reticulata</i> Rose	MOGR 37, DAPM 138, MIV 511

La Ingeniería Ambiental y Química ante los
problemas ambientales en el sureste mexicano II

Familia y nombre científico	Colector y número de colecta
<i>Heliconia</i> sp.	Observado
<i>Malvastrum arboreum</i> Cav.	DAPM 14, MIV 1082, MADV 584
Meliaceae	
<i>Triplaris hirta</i> L.	DAPM 55, FM 5125, ALC 1127
Menispermaceae	
<i>Hyperbaena mexicana</i> Miers	DAPM 154, FHN 153
Moraceae	
<i>Ficus cookii</i> Standl.	MOGR 113, DAPM 18, JAE 58, HAM 58, MADV 58
Myrtaceae	
<i>Eugenia americana</i> Makoy ex E. Morren	DAPM 52, MADV 478
<i>Eugenia breedlovei</i> Barrie	DAPM 138, VPT 28, ALC 1185
<i>Eugenia capuli</i> (Schtdl. & Cham.) Hook. & Arn.	DAPM 110, DESG 38, DYSM 311, MADV 384
<i>Eugenia savannarum</i> Standl. & Steyerl.	DAPM 82, DESG 88, ACOG 102
<i>Eugenia</i> sp.	DAPM 79
Nyctaginaceae	
<i>Pisonia aculeata</i> L.	DAPM 173, OFS 4185, ALC 1108
<i>Pisonia</i> sp.	DAPM 70
Oleaceae	
<i>Fraxinus purpusii</i> Brandegee	DAPM 188
Onagraceae	
<i>Hauya elegans</i> DC.	MOGR 182, EPE 1275, MADV 388
Phyllanthaceae	
<i>Phyllanthus acuminatus</i> Vahl	DAPM 130, MADV 582
Picramniaceae	
<i>Alvaradoa amorphoidea</i> Liebm.	DAPM 103, MIV 508, ALC 1084, MADV 18
<i>Picramnia</i> sp.	Observado
Polygonaceae	
<i>Coccoloba acapulcensis</i> Standl.	DAPM 38, MADV 584
<i>Coccoloba barbadensis</i> Jacq.	DAPM 108, MADV 575, ALC 1238
<i>Gymnopodium antigonoidea</i> (B.L. Rob. ex Millsp. & Loeb.) S.F. Blake	MOGR 88, DAPM 87, MADV 135
<i>Gymnopodium</i> sp.	Observado

Familia y nombre científico	Colector y número de colecta
Rhamnaceae	
<i>Colubrina elliptica</i> (Sw.) Brizicky & W.L. Stern	DAPM 44, MADV 387
<i>Colubrina triflora</i> Brongn. ex G. Don	DAPM 48, MCGR 83, MADV 48
Rubiaceae	
<i>Bouvardia</i> sp.	Observado
<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	DAPM 158, MADV 281
<i>Coutarea</i> sp.	DESG 45
<i>Exostema</i> sp.	Observado
<i>Guettarda subcapitata</i> C.M. Taylor	MCGR 50, MADV 138
<i>Hamelia patens</i> Jacq.	DAPM 28, RGR 45, MIV 845, MADV 318
<i>Machaonia</i> sp.	MCGR 143
<i>Randia aculeata</i> L.	MCGR 137, DYSM 578, MADV 84
<i>Randia tetraantha</i> (Cav.) DC.	DAPM 158, MADV 137
Rutaceae	
<i>Casimiroa tetramera</i> Millsp.	DAPM 138, ALC 1077
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	DAPM 40, MADV 134
Salicaceae	
<i>Casahuatea corymbosa</i> Kunth	MCGR 187, DAPM 172, DYSM 223, MADV 372
<i>Prokia cruciata</i> P. Browne ex L.	DAPM 178, DYSM 475
<i>Xylocoma flexuosa</i> (Kunth) Hemsl.	DAPM 180, MADV 588, ALC 1282
Sapindaceae	
<i>Cupania</i> sp.	DAPM 81
Sapotaceae	
<i>Chrysothymum mexicanum</i> Brandegee ex Standl.	DAPM 187, MIV 524, DYSM 327, ALC 1120
<i>Sideroxylon capiri</i> (A. DC.) Pittier	DAPM 180, MADV 318
Theophrastaceae	
<i>Jacquinia macrocarpa</i> Cav.	DAPM 288, DYSM 227, MIV 181
Verbenaceae	
<i>Lippia chiapasensis</i> Loez.	DAPM 75, ACVG 85, MADV 411
<i>Lippia umbellata</i> Cav.	DAPM 88, DCVM 8
<i>Petrea volubilis</i> L.	DAPM 231, DYSM 271, MIV 38, ALC 1201

Apéndice 2. Atributos estructurales de las especies leñosas del Bosque Tropical Caducifolio en la ZPFV "Villa Allende", Chiapas, México. Especies ordenadas por su valor de importancia relativa (ivi %): dr- densidad relativa, dor- dominancia relativa, fr- frecuencia relativa.

Núm.	Especie	Dr	Dor	Fr	IVI	IVI (%)
1	<i>Bursera simaruba</i>	3.21	10.76	2.88	16.85	5.62
2	<i>Eugenia savannarum</i>	6.06	7.83	2.59	16.49	5.50
3	<i>Machaerium acuminatum</i>	5.19	8.76	2.31	16.26	5.42
4	<i>Machaerium chiapense</i>	5.54	9.16	1.44	16.14	5.38
5	<i>Senecio sp.</i>	5.25	8.05	1.73	15.03	5.01
6	<i>Lysiloma acapulcense</i>	3.85	8.08	2.02	13.94	4.65
7	<i>Colubrina triflora</i>	2.97	4.72	1.44	9.14	3.05
8	<i>Albizia caribaea</i>	2.68	3.97	2.02	8.67	2.89
9	<i>Bauhinia divaricata</i>	2.92	3.37	1.73	8.01	2.67
10	<i>Pisonia aculeata</i>	2.62	2.72	2.02	7.36	2.45
11	<i>Tecoma stans</i>	2.92	2.41	2.02	7.35	2.45
12	<i>Bourreria andrieuxii</i>	2.33	1.97	2.31	6.61	2.20
13	<i>Heliocarpus reticulatus</i>	2.22	2.91	1.15	6.27	2.09
14	<i>Croton oerstedianus</i>	2.33	1.19	2.59	6.12	2.04
15	<i>Zexmenia gracilis</i>	1.87	1.82	2.02	5.70	1.90
16	<i>Casearia corymbosa</i>	2.10	1.38	2.02	5.50	1.83
17	<i>Erythroxylum havanense</i>	1.92	1.08	2.02	5.02	1.67
18	<i>Cordia dodecandra</i>	1.28	1.35	1.73	4.36	1.45
19	<i>Hyperbaena mexicana</i>	2.04	1.46	0.88	4.36	1.45
20	<i>Hauya elegans</i>	1.11	2.08	1.15	4.34	1.45
21	<i>Fraxinus purpusii</i>	0.93	1.07	2.02	4.02	1.34
22	<i>Coccoloba barbadensis</i>	2.10	1.38	0.29	3.77	1.26
23	<i>Eugenia capulí</i>	1.22	0.26	2.02	3.50	1.17
24	<i>Zanthoxylum fagara</i>	1.40	0.57	1.44	3.41	1.14
25	<i>Gymnopodium antigonoides</i>	1.46	0.46	1.44	3.36	1.12
26	<i>Coccoloba acapulcensis</i>	1.17	0.75	1.44	3.36	1.12
27	<i>Cnidioscolus aconitifolius</i>	1.05	0.46	1.73	3.24	1.08

Núm.	Especie	Dr	Dor	Fr	IVI	IVI (%)
28	<i>Bernardia mollis</i>	1.48	0.48	1.15	3.09	1.03
29	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	0.82	0.44	1.73	2.99	1.00
30	<i>Bursera tomentosa</i>	0.87	1.31	0.58	2.78	0.92
31	<i>Eugenia americana</i>	0.93	0.37	1.44	2.74	0.91
32	<i>Phyllanthus acuminatus</i>	1.05	0.21	1.44	2.70	0.90
33	<i>Lonchocarpus acuminatus</i>	0.93	0.55	1.15	2.64	0.88
34	<i>Ficus cookii</i>	0.70	0.50	1.44	2.64	0.88
35	<i>Guettarda subcapitata</i>	0.93	0.24	1.44	2.62	0.87
36	<i>Acacia cornigera</i>	0.52	0.09	1.73	2.34	0.78
37	<i>Pediñanthus calcaratus</i>	0.99	0.17	1.15	2.32	0.77
38	<i>Eugenia breedlovei</i>	0.93	0.47	0.86	2.27	0.76
39	<i>Randia tetracantha</i>	0.76	0.32	1.15	2.23	0.74
40	<i>Montanoa tomentosa</i>	0.93	0.38	0.86	2.18	0.73
41	<i>Perymenium grande</i>	0.99	0.23	0.86	2.09	0.70
42	<i>Petrea volubilis</i>	0.87	0.23	0.86	1.97	0.66
43	<i>Acaciella angustissima</i>	0.58	0.22	1.15	1.96	0.65
44	<i>Maytenus</i> sp.	0.87	0.19	0.86	1.93	0.64
45	<i>Chrysophyllum mexicanum</i>	0.52	0.08	1.15	1.75	0.58
46	<i>Bouvardia</i> sp.	0.52	0.07	1.15	1.74	0.58
47	<i>Lippia chiapasensis</i>	0.70	0.11	0.86	1.67	0.56
48	<i>Thevetia ovata</i>	0.41	0.08	1.15	1.62	0.54
49	<i>Ipomoea wolcottiana</i>	0.52	0.47	0.58	1.57	0.52
50	<i>Randia aculeata</i>	0.35	0.02	1.15	1.53	0.51
51	<i>Colubrina elliptica</i>	0.52	0.38	0.58	1.48	0.49
52	<i>Nectandra coriácea</i>	0.29	0.02	1.15	1.46	0.49
53	<i>Jacquinia macrocarpa</i>	0.52	0.07	0.86	1.46	0.49
54	<i>Bursera excelsa</i>	0.41	0.39	0.58	1.37	0.46
55	<i>Gymnopodium</i> sp.	0.70	0.09	0.58	1.37	0.46
56	<i>Acalypha schiedeana</i>	0.41	0.06	0.86	1.33	0.44
57	<i>Croton niveus</i>	0.58	0.17	0.58	1.33	0.44
58	<i>Lonchocarpus rugosus</i>	0.29	0.05	0.86	1.20	0.40
59	<i>Lonchocarpus</i> sp.	0.23	0.07	0.86	1.17	0.39

Núm.	Especie	Dr	Dor	Fr	IVI	IVI (%)
60	<i>Exostema</i> sp.	0.23	0.01	0.88	1.10	0.37
61	<i>Tabernaemontana</i> alba	0.47	0.33	0.29	1.08	0.38
62	<i>Ceiba</i> aesculifolia	0.35	0.12	0.58	1.05	0.35
63	<i>Lippia</i> umbellata	0.17	0.01	0.88	1.05	0.35
64	<i>Xylosma</i> flexuosa	0.17	0.00	0.88	1.04	0.35
65	<i>Vernonia</i> sp.	0.41	0.05	0.58	1.03	0.34
66	<i>Hamelia</i> patens	0.29	0.14	0.58	1.01	0.34
67	<i>Godmania</i> aesculifolia	0.29	0.04	0.58	0.91	0.30
68	<i>Cupania</i> sp.	0.41	0.19	0.29	0.89	0.30
69	<i>Calliandra</i> houstoniana	0.29	0.02	0.58	0.89	0.30
70	<i>Cordia</i> alliodora	0.23	0.02	0.58	0.83	0.28
71	<i>Bauhinia</i> cookii	0.47	0.04	0.29	0.80	0.27
72	<i>Wimmeria</i> acuminata	0.17	0.02	0.58	0.77	0.26
73	<i>Sideroxylon</i> capiri	0.17	0.01	0.58	0.76	0.25
74	<i>Hippocratea</i> celastroides	0.17	0.01	0.58	0.76	0.25
75	<i>Sapium</i> sp.	0.29	0.17	0.29	0.75	0.25
76	<i>Leucaena</i> shannonii	0.35	0.09	0.29	0.73	0.24
77	<i>Pisonia</i> sp.	0.12	0.01	0.58	0.71	0.24
78	<i>Albizia</i> sp.	0.12	0.01	0.58	0.70	0.23
79	<i>Calliandra</i> sp.	0.29	0.05	0.29	0.63	0.21
80	<i>Heliocarpus</i> donnellsmithii	0.23	0.02	0.29	0.54	0.18
81	<i>Eugenia</i> sp.	0.23	0.01	0.29	0.53	0.18
82	<i>Prockia</i> crucis	0.23	0.01	0.29	0.53	0.18
83	<i>Diphysa</i> sp.	0.12	0.02	0.29	0.42	0.14
84	<i>Senna</i> skinneri	0.12	0.01	0.29	0.41	0.14
85	<i>Croton</i> sp.	0.12	0.01	0.29	0.41	0.14
86	<i>Comocladia</i> guatemalensis	0.12	0.00	0.29	0.41	0.14
87	<i>Rollinia</i> mucosa	0.12	0.00	0.29	0.41	0.14
88	<i>Coutarea</i> sp.	0.12	0.00	0.29	0.41	0.14
89	<i>Trichilia</i> hirta	0.12	0.00	0.29	0.41	0.14
90	<i>Chiococca</i> alba	0.12	0.00	0.29	0.41	0.14
91	<i>Mimosa</i> sp.	0.08	0.01	0.29	0.36	0.12

Núm.	Especie	Dr	Dor	Fr	IVI	IVI (%)
92	<i>Plumeria rubra</i>	0.06	0.01	0.29	0.35	0.12
93	<i>Acaciella sp.</i>	0.06	0.01	0.29	0.35	0.12
94	<i>Vernonia aff. Canescens</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
95	<i>Malvaviscus arboreus</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
96	<i>Aphelandra scabra</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
97	<i>Spondias purpurea</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
98	<i>Picramnia sp.</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
99	<i>Leucaena sp.</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
100	<i>Bucida sp.</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
101	<i>Heliocarpus sp.</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
102	<i>Machaonia sp.</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
103	<i>Calliandra aff. mexicana</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
104	<i>Machaerium sp.</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
105	<i>Casimiroa tetrameria</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
106	<i>Stemmadenia obovata</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
107	<i>Dyssodia sp.</i>	0.06	0.00	0.29	0.35	0.12
	TOTAL	100	100	100	300	100

Apéndice 3. Lista de especies útiles reportadas para el área de estudio en la colonia Viva Cárdenas. La lista se ordena alfabéticamente por nombre científico. Leyenda: Alimento (AL), Cerco Vivo (CV), Construcción (CN), Leña (LE), Madera para Aserrió (MA), Medicinal (MD), Ornamental (OR), Otro (O), Poste (P), Sombra (SO). Raíz (RA), Tallo (TA), Hoja (HO), Fruto (FR), Flor (FL). Rara vez usado (1), poco usado (2), regularmente usado (3), usado todo el tiempo (4).

Núm	Nombre científico	Nombre común	Familia	Usos	Partes usadas	Frecuencia de uso
1	<i>Acacia collinsii</i> Saff.	Isconal	FABACEAE	LE	TA	1
2	<i>Acacia corrifera</i> (L.) Willd.	Cedro de toro	FABACEAE	CN	TA	1
3	<i>Albizia tomentosa</i> (Michx.) Standl.	Guanaoillo	FABACEAE	CN	TA	1
4	<i>Alvaradoa amorpholobos</i> Liebm.	Camarón	PICRAMNACEAE	OR, CN	TA, HO	1, 2
5	<i>Annona muricata</i> L.	Guaiábana	ANNONACEAE	AL	FR	2, 3
6	<i>Annona purpurea</i> Moc. & Sessé ex Dunal	Chinaya	ANNONACEAE	AL, SO	TA, FR	2, 3
7	<i>Aristolochia maxima</i> Jacq.	Guao	ARISTOLOCHIACEAE	MD, SO	TA, HO	1, 2
8	<i>Bauhinia olivacea</i> L.	Carquito de venado	FABACEAE	MD	HO	1
9	<i>Bocconia arborea</i> S. Watson	Palo de sangre	RUBIACEAE	P	TA	1
10	<i>Broussonetia pteris</i> Sw	Mujú	MORACEAE	MD	TA	1, 2
11	<i>Bumelia parviflora</i> Hemsl.	Cayzapuf	SAPOTACEAE	AL, SO	TA, FR	1, 2
12	<i>Bursera simarouba</i> (L.) Sarg.	Mulato	BURSERACEAE	MD, SO, OR, CN, LE, CV, P	PA, TA	1, 2
13	<i>Bursera tomentosa</i> (Jacq.) Triana & Planch.	Copal	BURSERACEAE	MD, LE, CV, P, O	TA, O	1, 2
14	<i>Cajuputium candidissimum</i> (Muhl.) DC.	Rito carnelo	RUBIACEAE	MD, P	TA	1
15	<i>Castilleja elastica</i> Sessé	Rito de goma	MORACEAE	SO	TA	1
16	<i>Cecropia peltata</i> L.	Guarumbo	URTICACEAE	MD	TA	1, 2
17	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	MELIACEAE	OR, CN, LE, MA, CV	TA	1, 2
18	<i>Celastrum acrocarpum</i> (Pursh) Britton & Baker f.	Celba	MALVACEAE	SO	TA	1
19	<i>Celastrum pentandrum</i> (L.) Gaertn.	Poshota	MALVACEAE	MD, OR, O	TA	1, 2
20	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	Pomposhuti	BIXACEAE	MD, SO, CV	TA	1, 2, 3
21	<i>Colubrina ferruginea</i> Benth.	Cascarillo	RHAMNACEAE	MD, CN, LE, MA, CV, P	TA, HO	1, 2, 3
22	<i>Comolida guatemalensis</i> Donn. Sm.	Cinco negro	ANACARDIACEAE	MD, CN, LE, MA, P	TA	1, 2, 3

Núm	Nombre científico	Nombre común	Familia	Usos	Partes usadas	Frecuencia de uso
23	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	Palo de pejarito	BORAGINACEAE	MA	TA	1,2
24	<i>Cordia alliodora</i> Poir.	Mazú	BORAGINACEAE	ON, LE	PA, FR	1,2
25	<i>Cordia gerasinoides</i> L.	Pejarito	BORAGINACEAE	ON, LE, CV	TA	1,3
26	<i>Croton ceratoides</i> Mill. Arg.	Opakín	EUPHORBIACEAE	MD	TA, HO	1,2
27	<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Flamboyán	FABACEAE	SO	TA	1
28	<i>Diospyros oligina</i> Jacq.	Zapote negro	EBENACEAE	AL	FR	2,3
29	<i>Diploca fibrifera</i> Peyr.	Guachipán	FABACEAE	MD, ON, LE, CV, P	TA, HO	1,2
30	<i>Eriosemum cyclotarpum</i> (Jacq.) Griseb.	Guacacaze	FABACEAE	SO, OR, ON, MA	TA, HO	1,2,3
31	<i>Erythrina glaberrima</i> Standl.	Micheltío	FABACEAE	ON	TA	2
32	<i>Eyenia glandulosa</i> Baill.	Taray	FABACEAE	MD, ON, LE, CV, P	PA, TA	1,2
33	<i>Rosa benjamina</i> L.	Benjamina	MORACEAE	MD, SO, ON	PA, TA	1
34	<i>Rosa coccifera</i> Standl.	Higo, Palo de higo	MORACEAE	MD, AL, SO, ON	O, TA, FR	1,2
35	<i>Rosa laevis</i> Willd.	Amate	MORACEAE	LE	TA	1
36	<i>Glycyrrhiza lepidota</i> (Jacq.) Kuntz ex Walp.	Mata ratón	FABACEAE	AL, MD, OR, ON, LE, CV, O	PA, TA, HO, FR	1,2,3
37	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Caucho	MALVACEAE	AL, MD, OR, ON, LE, MA, P	PA, FR, FL	1,2
38	<i>Hemipentstemon brasiliensis</i> H. Karst.	Brasil, Palo de Brasil	FABACEAE	MD, OR	PA, FR, TA, FL	1,2
39	<i>Hemipentstemon brasiliensis</i> Jacq.	Corallo	RUBIACEAE	MD	TA, HO	1
40	<i>Pisonia affinis</i> Mart. Y	Palo de castilla	CONNARACEAE	MD	PA	1
41	<i>Leucaena leucocephala</i> L.	Prón	EUPHORBIACEAE	MD, CV	TA	1,2
42	<i>Leucaena collina</i> Britton & Rose	Palo guaje	FABACEAE	LE	TA	2
43	<i>Leucaena esculenta</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Benth.	Guaje	FABACEAE	AL, MD, SO, OR, ON, LE, CV, P	TA, FR	1,2,3
44	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) J. de Wit	Guaje blanco	FABACEAE	SO, ON, LE	TA	1

Núm	Nombre científico	Nombre común	Familia	Usos	Partes usadas	Frecuencia de uso
45	<i>Lippia chilpanensis</i> Loos.	Rifortina	VERBENACEAE	MD	TA	2
46	<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.	Mata buya	FABACEAE	CN	TA	1
47	<i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth.	Tepeguaje	FABACEAE	CN, LE	PA, TA	1,2
48	<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J.F. Macbr.	Rilo tepiguaje	FABACEAE	SO, P	TA	1
49	<i>Miconia zapota</i> (L.) P. Royen	Chiozapote	SAPOTACEAE	AL	FR	3
50	<i>Montanoa xanthioides</i> Sch. Bip. ex K. Koch	Malaote blanco	ASTERACEAE	CN	TA	1
51	<i>Muntingia calabura</i> L.	Capulín	MUNTINGIACEAE	AL, SO	HO, FR	2
52	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	Escobillo	ASTERACEAE	CN, MA	TA, FR	3
53	<i>Perymenium grande</i> Hemsl.	Malaote colorado	ASTERACEAE	OR, CN, P	TA	1
54	<i>Plumbago dimerophendrum</i> Donn. Sm.	Horniguillo	FABACEAE	CN, LE, P	TA	1,2
55	<i>Plumeria rubra</i> L.	Palo de mayo	APOCYNACEAE	MQ, SO	TA	1
56	<i>Quararibea</i> sp.	Molinillo de montaña	MALVACEAE	SO	TA	3
57	<i>Salix</i> sp. L.	Saua	SALICACEAE	SO, CN	TA	1,2
58	<i>Sideroxylon capiri</i> (A. DC.) Poir.	Templaque	SAPOTACEAE	SO	TA, HO	1,2
59	<i>Solanum marginatum</i> L. f.	Árbol de cosa blanca	SOLANACEAE	MD	TA	1
60	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Tulipán de la India	BIGNONIACEAE	OR	FL	1
61	<i>Strychnos glabrescens</i> Benth.	Estoraque	STYRACACEAE	OR, O	TA	2
62	<i>Swietenia humilis</i> Zucc.	Cacha	MELIACEAE	MQ, OR, CN, LE, MA	TA	1,2,3
63	<i>Tabebuia chrysantha</i> (Jacq.) G. Nicholson	Guayacán	BIGNONIACEAE	AL	HO	1,2
64	<i>Tabebuia rosea</i> (Benth.) DC.	Madrilgata	BIGNONIACEAE	MD, SO, OR, CN, MA, P	PA, TA	1,2,3
65	<i>Thecodelm macrocarpum</i> Ten.	Sabino	CUPRESSACEAE	SO	TA	2
66	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Candor	BIGNONIACEAE	MD	HO	1

**Estructura y composición arborea del bosque tropical caducifolio secundario en la
Depresión Central, Chiapas, México**

**Structure and composition of trees of secondary dry forest deciduous in the Central
Depression, Chiapas, Mexico**

*Artículo enviado

Resumen. El bosque tropical caducifolio está altamente amenazado y transformado a causa de las actividades agrícolas en Chiapas; sin embargo, se conoce poco acerca de su dinámica sucesional y potencial de regeneración. El objetivo de la investigación fue evaluar la capacidad regenerativa de los bosques secundarios a través de los cambios en la riqueza, diversidad, composición y estructura en una Reserva Forestal de la Depresión Central de Chiapas. Se establecieron 20 parcelas de 1000 m² en fragmentos de bosque con diferentes edades de abandono (10,19,35 y > 40 años). En cada parcela se midieron e identificaron todos los árboles con un diámetro normal ≥ 5 cm. Se registró un total de 142 especies agrupadas en 96 géneros y 41 familias. Leguminosae fue la familia con más especies e individuos. Se encontró diferencias significativas ($p < 0.05$) en la riqueza acumulada, diversidad (Shannon-Wiener: H'), densidad de individuos (ind.ha⁻¹), altura máxima (m), área basal (m² ha⁻¹) y biomasa aérea (MgC ha⁻¹). Las especies con mayor valor de importancia (IVIR) fueron *Luehea candida* (33.52), *Eugenia savannarum* (8.44), *Tecoma stans* (7.61) y *Montanoa tomentosa* (7.21). El procedimiento de análisis de varianza multivariado permutacional indicó diferencias significativas ($p < 0.05$) en la composición de especies entre las condiciones tempranas (C10 y C19) y las más avanzadas (C35-C40). Los resultados sugieren una recuperación lenta de la

estructura y composición arborea de los bosques secundarios; y brindan elementos para planificar su conservación.

Palabras clave: comunidad arborea; disturbio; diversidad; similitud florística; sucesión ecológica; resiliencia.

Abstract. Dry forest is the most threatened and turned by agriculture activities in Chiapas; however its sucesional dynamic and potential of regeneration are understudied. The aim of the study was evaluate the regenerative capacity of dry secondary forests through of changes into richness, diversity, structure and composition in a Forest Reserve of Central Depression Chiapas. Woody community was sampled through of 20 plots of 1000 m² (2 ha) in fragments with different time of abandonment (10,19,35 and > 40 years). In each plot all trees with ≥ 5 cm of normal diameter were identified and measured. In total 142 species, 96 genera and 41 families were recorded. Leguminosae was the family with the most species and individuals. The conditions were different ($p < 0.05$) in accumulated richness, diversity (Shannon-Wiener: H'), tree density (ind.ha⁻¹), maximum height (m), basal area (m² ha⁻¹) and aboveground biomass (MgC ha⁻¹). The species with the highest relative value of importance (IVIR) were *Luehea candida* (33.52), *Eugenia savannarum* (8.44), *Tecoma stans* (7.61) and *Montanoa tomentosa* (7.21). The permutational multivariate analysis of variance procedure indicated significant differences ($p < 0.05$) in the species composition between early condition (C10 and C19) and late conditions (C35-C40). These results suggest a slower recovery of tree composition and structure of secondary forests and provide elements for planning its conservation.

Key words: Disturbance; diversity; ecological succession; floristic similarity; tree community; resilience.

Introducción.

El Bosque Tropical Caducifolio (BTC) resguarda una importante diversidad florística y un elevado número de especies endémicas, por lo que es considerado un ecosistema de alto valor ecológico (Gentry, 1995; Rzedowski, 1991). A pesar de su amplia distribución, en México actualmente la mayor parte del bosque se encuentra severamente perturbado, aproximadamente el 60% de la distribución original ha sido transformada a terrenos de uso agropecuario, y los fragmentos residuales se encuentran severamente amenazados (Trejo y Dirzo, 2000; Challenger y Dirzo, 2009). Su nivel de riesgo en algunas regiones del país es sumamente alto debido a que ocupa suelos fértiles, compitiendo en ese sentido con las actividades agropecuarias. En regiones como el bajío, la parte central de Veracruz y Chiapas, el bosque original prácticamente ha sido eliminado (Pérez-Farrera y Espinoza, 2010; Rzedowski y Calderón, 2013), en estos espacios se encuentran ahora paisajes dominados por usos agrícolas y fragmentos de bosque secundario en diferentes estadios sucesionales. Por lo tanto, el conocimiento sobre el nivel de perturbación y potencial de recuperación de los bosques secundarios, es clave para promover estrategias de conservación y restauración del bosque tropical (Quesada *et al.*, 2009; Newton, 2008; William-Linera *et al.*, 2011).

Tradicionalmente se ha buscado explicar cómo las comunidades vegetales se integran y responden al disturbio a través del estudio de la sucesión ecológica (Guariguata y Ostertag, 2002; Young *et al.*, 2005). Para el caso del BTC, este proceso está menos documentado en comparación con el bosque húmedo (Quesada *et al.*, 2009; Viera y Scariot, 2006). Aunque las evidencias actuales procedentes de modelos determinísticos y estocásticos dan muestra de la

alta heterogeneidad en los patrones, mecanismos y trayectorias que siguen las comunidades en recuperación del BTC (Lebrija-Trejos *et al.*, 2010; Villalobos, 2012; Norden *et al.*, 2015). Al mismo tiempo, se ha comenzado a evaluar la resiliencia del BTC a través del análisis del proceso sucesional (Lebrija-Trejos *et al.*, 2008; Derroire *et al.*, 2016). La capacidad de recuperación o retorno de este ecosistema posterior al disturbio, es fundamental para la conservación de su biodiversidad. Ewel (1983), basado en las diferencias ecológicas entre los bosques secos y húmedos, propuso un modelo de resiliencia para el BTC definido por una composición florística más simple, con pocas etapas sucesionales, de mayor rapidez en cuanto a la recuperación de sus atributos estructurales hacia la condición de bosque maduro; debido a su baja estatura exhibida y a la alta capacidad de producir rebrotes (Murphy y Lugo 1986).

El patrón de cambios en la composición y estructura de las sucesiones, es el punto de partida para conocer el potencial de resiliencia de un bosque (Derroire *et al.*, 2016). En este sentido, estudios de cronosecuencias, en los cuales se usan sitios con diferentes edades de abandono para inferir el proceso sucesional, han mostrado ser útiles para describir los patrones básicos en la regeneración del bosque en campos agrícolas típicos del trópico Americano (Quesada *et al.*, 2009). Resultados de estudios por lo general han mostrado un incremento progresivo en cuanto a la riqueza de especies (Sheil y Bursalem, 2003; Derroire *et al.*, 2016), altura (Kalacska *et al.*, 2004, Leriana-Alocer *et al.*, 2009), área basal y biomasa aérea (Becknell *et al.*, 2012), así como una marcada diferencia entre la composición florística entre el estadio sucesional más reciente al más antiguo (Lebrija-Trejos *et al.*, 2008). Otros por el contrario han evidenciado el comportamiento errático de las abundancias de árboles (Chazdon *et al.*, 2007), y una riqueza de especies y biomasa aérea que se recuperan lentamente en comparación con el bosque original (Derroire *et al.*, 2016). En consecuencia, el BTC ha mostrado poseer menor capacidad de resiliencia a los impactos antropogénicos comparado con el bosque húmedo, en

donde se han observado tasas de recuperación que se encuentran entre 30 y 60 años (Poorter *et al.*, 2016).

En Chiapas la distribución del BTC actualmente ocurre en las regiones: Planicie Costera (Miranda, 1952), Sierra Madre (López-Toledo *et al.*, 2012) y la Depresión Central (Reyes-García y Sousa, 1997). Esta última, considerada la región más críticamente amenazada del pacífico mexicano, ya que más del 95% de la superficie de distribución original del BTC ha sido sustituida por terrenos de uso agropecuario (Ceballos *et al.*, 2010). En esta región la información básica que permita describir el proceso de sucesión del BTC es muy limitada. Los escasos estudios realizados particularmente en los bosques secundarios reportan una riqueza de especies entre 119 y 157 especies arbóreas en fragmentos con menor nivel de perturbación (Espinosa-Jiménez *et al.*, 2014; Sánchez-Molina, 2014). Mientras, la composición florística de los remanentes menos perturbados está conformada por especies arbóreas tardías, cuyos ensamblajes cambian por el efecto combinado de la heterogeneidad ambiental y el disturbio antrópogenico (Rocha *et al.*, 2014). Prácticamente, no se dispone de estudios que documenten los cambios y procesos ecológicos de la sucesión frente al disturbio antrópico, los cuales sirvan de base para comprender el fenómeno y planificar las acciones de conservación y restauración del BTC en esta región.

Ante la carencia de trabajos que describan el proceso de sucesión del BTC en la Depresión Central, el propósito de este estudio fue evaluar los cambios en la estructura, diversidad y la composición florística de la comunidad arbórea en sitios de potreros con diferentes edades de abandono y tipos de disturbio humano. La hipótesis a confirmar fue que la estructura del bosque secundario es resiliente, con una recuperación gradual en cuanto a la

riqueza de especies, diversidad, altural, área basal y biomasa aérea conforme avanza el tiempo de abandono, pero con una menor semejanza en su composición florística.

Materiales y métodos

Área de estudio

Este trabajo se realizó en el sector suroeste de la Reserva Forestal Vedada de Villa Allende, entre los paralelos 16°47' N"- 93°12'O y 16°48' S- 91°11' E (Fig. 1). El tipo de clima dominante (clasificación de Köppen) es el cálido subhúmedo, con lluvias en verano (García, 2004), temperatura media anual de 22°C y precipitación total anual de 955.8 mm (López, 2006). Los estratos geológicos están representados por rocas sedimentarias del Cretácico Superior y Eoceno integradas por caliza, lutita y arenisca (INEGI, 1985). El suelo es de tipo litosol de textura media y feozem; con uso generalmente agrícola, pero con una fuerte tendencia a transitar al uso urbano (SEMAVI, 2009). Sobre lomeríos de suaves pendientes se desarrolla de forma predominante el BTC (*sensu* Rzedowski, 1991) y en menor extensión el Bosque Tropical Subcaducifolio y Bosque de *Quercus*. De todas éstas comunidades vegetales, el BTC es el más afectado por las actividades humanas, por lo que su condición preponderante en la reserva es la bosque secundario (Espinosa-Jiménez *et al.*, 2014).

Selección de los sitios de muestreo

Se seleccionaron campos con uso previo ganadero similares en sustrato geológico, posición topográfica y con diferentes tiempos de abandono según encuestas y recorridos con habitantes locales. La edad de abandono fue además corroborada mediante fotointerpretación de imágenes satelitales Landsat TM (1992, 2000 y 2015), Spot 5 (2009), ortofotos de 2001 (a blanco y negro, escala 1:75 000) y 2007 (a color, escala 1:40 000); fotografías aéreas de 1972 (a blanco y negro, escala 1:50 000) y datos satelitales de alta resolución de Google Earth. Se

definió cuatro condiciones de tiempo de abandono posterior a la perturbación: a) 10 años (C10), sitio usado para ramoneo hasta el año de 1992 (existen algunos árboles del bosque original), desmontado nuevamente en 2009 y excluido por cercado desde 2011 para establecer la reserva ejidal, perturbada por prácticas de limpia con eliminación de la regeneración natural; b) 19 años (C19), se cultivó pastizales por más de 46 años, su último ciclo de uso fue 2000, perturbada por la constante recolección de leña; c) 35 años (C35), se usó como agostadero hasta que se abandonó en 1982, perturbada ocasionalmente por incendios forestales (último en 2007) y extracción de postes; d) Mayor a 40 años (C40), el lugar fue utilizado por 30 años para el ramoneo del ganado sin eliminar totalmente el bosque, la actividad se abandonó a finales de los setentas, sitio poco perturbado, eventualmente se recolecta leña.

Muestreo de la vegetación

En cada condición se establecieron parcelas de 20 × 50 m (1000m²), distribuyéndose en C10 cinco, C19 y C35 seis; y C40 tres (*sensu* Kalacska *et al.*, 2004). La cantidad de parcelas en cada condición de estudio fue proporcional a su superficie, siendo C40 la condición menos frecuente en el área de estudio. Dentro de cada parcela se midieron todos los individuos leñosos de ≥ 1.30 m de altura y con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 5 cm. Adicionalmente, se registró la altura (del suelo al ápice del árbol). Se colectaron muestras botánicas de los individuos que no fueron identificados en campo, las cuales fueron determinadas mediante comparación usando ejemplares de la colección de plantas vasculares del Herbario Eizi Matuda (HEM) de la UNICACH, Herbario de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (CHIP), y por consulta a especialistas de algunas familias. Se siguió el sistema de clasificación APGIV (Angiosperm Phylogeny Group, 2016) angiospermas. Los nombres taxonómicos fueron corroborados con la base de datos The Plant List (2013).

Análisis de datos

Se generaron curvas de especie-área a partir de las cuales se obtuvo la riqueza rarificada (S_{obs}) por condición de abandono en una superficie determinada. Se estimó también la riqueza esperada (S_{est}) mediante el uso indicadores no-paramétricos basadas en 100 aleatorizaciones sin reemplazo, eligiendo para cada condición de abandono los que se ajustarán con mayor precisión a la S_{est} . Todos los cálculos se realizaron en el programa EstimateS v. 8.2.0 (Colwell, 2009). Asimismo, se calculó la diversidad de especies de cada condición de abandono mediante los siguientes índices de diversidad α : recíproco de Simpson ($1/D$), Shannon-Wiener (H) y su respectiva medida de equitatividad (J) (Brower *et al.* 1998; Magurran, 2004).

Para caracterizar la dominancia de las especies por condición, se calculó el índice de valor de importancia relativo de cada una de las especies midiendo y sumando los valores de densidad (número de individuos por especie/total de individuos de las especies x 100), frecuencia (número de unidades de muestra en el que contabilizó una especie/el número total de unidades de muestra x 100) y dominancia (área basal de cada especie/total del área basal de todas las especies x 100) registrados en cada clase de vegetación analizada (Mueller-Dombois y Ellenberg, 2002).

Se calcularon los valores promedios de las siguientes métricas de los atributos estructurales entre las diferentes condiciones de tiempo de abandono: densidad de individuos (ind.m^2), altura máxima (de los 10 individuos más altos; m), área basal ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) y biomasa área (MgC ha^{-1}). La biomasa aérea se cuantificó mediante la aplicación del modelo alométrico propuesto por Martínez-Yrizar *et al.* (1992) para el bosque seco de México: $\log_{10} \left[10(\text{mass}) = -0.7590 + 0.9011 \log_{10} \left[\text{AB} \right] + 0.5751 \log_{10} \left[\text{DM} + 0.56541 \log_{10} \left[\text{H} \right] \right] \right]$; donde,

mass corresponde a la biomasa aérea (kg), AB: área basal (cm²), DM: densidad de la madera (g/cm³) y H: altura (m). La altura se tomó directamente de los datos del inventario de campo. La densidad de madera para cada especie se obtuvo de la consulta a la Tree Functional Attribute and Ecological Database (<http://db.worldagroforestry.org/>). Se consideraron los valores promedios de la densidad de madera a nivel de familia o género para las especies que no contaron con registro.

Los atributos de la estructura se analizaron con una prueba de Shapiro-Wilks para determinar la premisa de normalidad; todas las variables se ajustaron a este comportamiento. Por lo tanto, se aplicó un análisis de varianza de una sola vía (ANOVA, en donde cada condición representó un tratamiento y cada parcela una repetición), para identificar las diferencias entre los estos atributos y los tiempos de abandono. Cuando los valores del ANOVA fueron significativos ($P \leq 0.05$), se realizó pruebas de comparación múltiple de Tukey *a posteriori*, para conocer cuáles de los tratamientos eran estadísticamente diferentes. Este mismo procedimiento se realizó para determinar si el tiempo de abandono afecta la riqueza acumulada en cada condición de estudio.

Las diferencias significativas entre los índices de recíproco de Simpson (1/D), Shannon-Wiener (H) y equitatividad (J) con las condiciones de abandono, se obtuvo a través de una prueba de Kruskal-Wallis. Con la finalidad de conocer las diferencias estadísticas entre los tratamientos, se obtuvo la comparación de suma de rangos (U de Mann-Witney, $p < 0.05$), bajo la hipótesis nula de igualdad de condiciones, (Gardner, 2012).

La variación en la composición arbórea entre las diferentes condiciones de abandono se analizó a través de los valores promedios del índice de Beta de Bray-Curtis (S_B), $(S_B) = \frac{\sum (X_{ij} - X_{ik})}{\sum (X_{ij} + X_{ik})}$, donde X_{ij} es la abundancia de la especie i en el sitio j y X_{ik}

es la abundancia de la especie i en el sitio k . Los valores de esta medida oscilan de 0 a 1, en el cual el valor de 0 indica total identidad y el valor de 1, unidades sin especies en común. Previo a este análisis, la matriz de parcelas de muestreo y sus correspondientes especies se estandarizó mediante su transformación a una escala de raíz cuadrada. Posteriormente, se realizó un análisis de ordenamiento no métrico multidimensional (NMDS) (Minchin, 1987), el cual integró las parcelas de muestreo con base en la composición de especies. En la ordenación se utilizó una matriz de semejanza entre las parcelas de muestro pertenecientes a las cuatro condiciones de abandono, la cual contenía los valores del índice de Bray-Curtis. Para determinar las diferencias estadísticas en las dimensiones de ordenación de las especies entre las condiciones de abandono se empleó una prueba de Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (ADONIS, por sus siglas en inglés; McArdle y Anderson, 2001) usando la matriz de distancias, bajo la hipótesis nula de igualdad entre la composición arbórea. Se aplicó pruebas *a posteriori* tipo Bonferroni para identificar a los grupos de especies que difirieron entre sí sobre estas dimensiones de la ordenación. Finalmente, todos los análisis estadísticos se realizaron en R versión 3.5.3. (R Core Team, 2019).

Resultados

Se registró un total de 142 especies correspondientes a 96 géneros y 41 familias. Las familias con un mayor número de especies fueron Leguminosae (35), Euphorbiaceae (10), Rubiaceae (10) y Compositae (9). El resto de las familias contribuyó con seis o menos especies. *Lonchocarpus* fue el género mejor representado con 4.2% del total, seguido de *Eugenia* con 3.5%, *Acacia*, *Bursera*, *Cordia* y *Leucaena*, todos estos con 2.8%. Diecisiete especies concentraron la mitad de las abundancias totales, de las cuales *Montanoa tomentosa* con 129 individuos (5.1% del total de individuos muestreados), *Tecoma stans* con 123 (5%),

Perymenium grande con 117 (4.7%), *Eugenia savannarum* con 109 (4%) y *Machaerium arboreum* con 102 (4%) fueron las más abundantes.

Riqueza, diversidad y estructura

La riqueza acumulada mostró diferencias significativas con el tiempo de abandono ($F_3=7.1$, $p < 0.05$), especialmente entre las condiciones C10-C35 (Fig. 2a). En esta última condición de abandono también se registró el mayor número de especies acumuladas (98). Esta misma tendencia siguió la riqueza esperada, cuyo valor más alto se concentró en las parcelas con 35 años de abandono (Fig. 2d).

Se encontraron diferencias significativas en el índice de diversidad de Shannon (H') entre las condiciones de abandono (Kruskall-Wallis $\chi^2= 12.54$, $p < 0.05$), especialmente entre C10 y C35 (Tabla 1). El resto de los índices de dominancia y equitatividad no mostraron diferencias estadísticas significativas.

La abundancia total de árboles en las condiciones de estudio fue de 2,488 individuos. La condición C40 registró la mayor cantidad de árboles por hectáreas, y solo se encontraron diferencias significativas entre C10 y el resto las condiciones de abandono (Tabla 1). En los casos de altura y biomasa aérea, los valores más altos se reportaron en la condición C40, mientras que el área basal el mayor valor se presentó en C35. En todas se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) contra el tiempo de abandono, pero estas fueron más notables entre las condiciones C10 y C40 (Tabla 1).

Composición florística

El ensamblaje de especies fue consistente entre las condiciones C25, C35 y C40, aunque mostró gran variación en la condición de 10 años. De acuerdo con los valores del IVIR

acumulado, *Luehea candida* dominó la condición C10 con un 33.52%. Mientras que *Tecoma stans*, *Lysiloma acapulcense*, *Montanoa tomentosa* y *Eugenia savannarum* fueron las especies con los valores más altos de IVIR en el resto de condiciones de estudio (Tabla 2). En cuanto a la exclusividad de especies, el mayor número de estas se registró en la condición de 19 años (27 especies), seguida de la condición de 35 años (21 especies); y la menor cantidad de especies exclusivas se reportó en C40 (Tabla 2).

Las comparaciones de la similitud florística según el índice de Bray-Curtis entre las condiciones de abandono mostró una casi total disimilitud entre los bosques de edad más avanzada (88% a 92%) frente al bosque de 10 años de abandono, así como entre las condiciones de abandono C35 (79%) y C40 (83%) con respecto al bosque de 19 años. Mientras la mayor semejanza florística (66%) se presentó entre los bosques de C35-C40. En correspondencia a estos resultados el análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) reveló la conformación de tres grupos ecológicos estadísticamente diferentes (estrés: 0.13; Fig. 3). El primer grupo (A) estuvo integrado por las parcelas del bosque con 10 años de abandono, el segundo (B) por cinco parcelas del bosque con 19 años de abandono y el tercer (C) grupo estuvo conformado por una parcela de 19 años de abandono con todas las parcelas correspondientes a los bosques de 35 y >40 años de abandono. El ADONIS mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) en la composición arbórea entre todos los grupos ecológicos formados previamente en el NMDS (Tabla 3). Esta tendencia muestra la complementariedad existente entre la composición de especies de los sitios de más edad de abandono (35 y >40 años de abandono) contra las condiciones de más reciente abandono (C19 y C10).

Discusión

Se rechaza la hipótesis inicialmente planteada en este estudio, en cuanto a que el tiempo conduce la recuperación de la riqueza, diversidad y estructura del bosque tropical caducifolio, pues la mayor parte de los parámetros evaluados no aumentaron de forma lineal conforme con la edad de abandono del bosque. En el caso de la biomasa aérea, aunque siguió una tendencia monótona con el tiempo, al igual que el resto de los parámetros evaluados, solo se encontraron diferencias estadísticas altamente significativas entre las condiciones de edad más avanzada (>40 y 35 años de abandono) con la categoría de 10 años (Tabla1). Es decir, cada parámetro de la estructura sigue sendas distintas, lo cual coincide con los resultados encontrados en estudios recientes para el bosque tropical, en los cuales se descarta a la edad entre los principales factores determinantes de los cambios durante el proceso de sucesión (Dupuy *et al.* 2012, Norden *et al.*, 2015). Así también se evidencia una lenta recuperación de la composición florística (Poorter *et al.* 2016, Derroire *et al.*, 2016, Beltran- Rodríguez *et al.*, 2018). A continuación, se discute los resultados encontrados en cada atributo:

Riqueza, diversidad y estructura

La riqueza acumulada y diversidad alcanzaron valores altos en la etapa intermedia a 35 años, los cuales se aproximan a lo reportado para bosques secundarios en otras regiones del país (Oaxaca, 141 especies, H' 3.34, diámetro mínimo ≥ 1.0 , Lebrija-Trejo *et al.* 2008; Morelos, 79 especies, H' entre 2.39 y 2.73, diámetro mínimo ≥ 2.5 cm, Beltrán-Rodríguez *et al.* 2018) e incluso al bosque conservado (H' entre 2.9 y 4.17, diámetro mínimo ≥ 2.5 cm, Trejo y Dirzo, 2002). Como ya se ha demostrado para otros bosques secundarios neotropicales, los estados intermedios parece superar en riqueza y diversidad a los estados maduros o inclusive a los bosques conservados (Sheil y Brusalem, 2013). Aparentemente, este pico máximo de

acumulación de especies sea consistente con la hipótesis del disturbio intermedio descrita por Connell (1978). Aunque para el área de estudio esto se descarta, debido a que no se registraron diferencias estadísticas entre C35 y C40. Por lo tanto, la mayor acumulación de especies en C35 se explica por la confluencia de especies de aparición temprana con las de etapas avanzadas (Lebrija-Trejos *et al.*, 2010), la alta semejanza florística entre las condiciones de mayor edad, y debido a las perturbaciones, las cuales pudieron crear condiciones ambientales favorables para la presencia de especies de alta tolerancia al disturbio (Kalacska *et al.*, 2004) y limitar la regeneración de especies propias del bosque maduro vía dispersión y banco de semillas en la condición de abandono más avanzada (Hammond, 1995).

La densidad de plantas presentó un comportamiento diferente a lo mostrado en otros BTCs neotropicales, pues no llegó a estabilizarse en las primeras condiciones de abandono (Mora *et al.*, 2015, Lebrija-Trejos *et al.*, 2010; Kalacska *et al.*, 2004). De acuerdo con Chazdon *et al.* (2007), los cambios en la densidad de plantas del bosque seco son generalmente inconsistentes al tiempo de abandono, debido a que estos están influenciados por factores como la composición de especies, denso-dependencia y el disturbio. El incremento gradual de la densidad arbórea en el área de estudio, se debió principalmente a la contribución del alto número de jóvenes individuos arbóreos (5- 10 cm, 80 %) coexistiendo en los bosques de edad intermedia (\approx 35 y 40 años). Individuos por lo general pertenecientes a especies con alta capacidad de crecimiento y adaptación a las actuales condiciones de disturbio (Almazán-Núñez *et al.* 2012; Lebrija-Trejos *et al.*, 2010).

El rango de altura máxima de los árboles (9-12 m) registrado para el área de estudio mostró una tendencia casi lineal conforme al tiempo de abandono, con valores aproximados a los reportados para los bosques secundarios en Yucatán (Dupuy *et al.*, 2012, \approx 10-12 m) y al

BTC conservado en México (\approx 8-12 m, Trejo, 1998). En bosques secundarios neotropicales se han observado que la recuperación de su altura depende de la historia de vida de las especies dominantes durante la sucesión, en las etapas tempranas las especies pioneras emplean una estrategia de colocación temprana para la adquisición de recursos, crecer rápido y dominar pronto el dosel (Guariguata y Ostertag, 2001). Nuestros datos coinciden con este planteamiento, porque especies pioneras como *Lonchocarpus aff. acuminatus*, *Cochlospermum vitifolium* (Willd.) Spreng., *Heliocarpus terebinthinaceus* (DC.) Hochr., y *Bauhinia divaricata*, dominaron dosel en C10, C19 y C35.

El área basal y particularmente la biomasa aérea mostraron una tendencia monótona a aumentar con el tiempo de abandono. De manera general se sabe que estos parámetros estructurales suelen estabilizarse en las etapas tempranas de sucesión, para luego continuar acumulándose de forma lenta por varias décadas más antes de alcanzar valores aproximados a los bosques conservados (Chazdon *et al.*, 2007). Diversos estudios en BTCs de México, han mostrado que ambos atributos tienden a acumularse rápidamente las etapas tempranas de la sucesión (\geq 1 cm de DAP, 15 m²/ha; Lebrija-Trejos *et al.*, 2008; $>$ 5 cm de DAP, 20 m²/ha, Dupuy *et al.* 2012; \geq 1 cm de DAP, 34 m²/ha; Read y Lawrence, 2003; 31.0 ± 25.1 mg ha⁻¹, Rozendaal *et al.*, 2016), hasta alcanzar el promedio máximo después de 3-5 décadas. Nuestros resultados tuvieron un comportamiento contrario a estos planteamientos, debido a que ambos parámetros registraron valores bajos comparados con los bosques previamente citados. Esta situación podría deberse al efecto acumulado del uso agrícola del suelo en la región sobre la composición de especies (Marin-Spiotta *et al.*, 2007), y a las distintas perturbaciones actuales (P. ej. extracción de madera, incendios, etc.), las cuales han propiciado una recuperación lenta del área basal y la biomasa área.

Composición florística

En términos florísticos en el área de estudio se registraron elementos representativos del BTC señalados por Rzedowski (2006) como el género *Bursera* y *Ficus*, así como por el elevado número de especies la familia Fabaceae (Tabla 3; (Rzedowski, 1991; Vargas et al., 2015). Sin embargo, la composición florística esta preponderantemente representada por especies muy tolerantes al disturbio y la sequía. De acuerdo con los valores del IVIR, *Tecoma stans* (dominante en C10, C19 y C35) es una especie pionera que progresa fácilmente en áreas alteradas con suelos pedregosos y altamente resistente al estrés hídrico (Vázquez-Yanes et al., 1999). También, *Montanoa tomentosa* (dominante en C35) es una especie típica de la vegetación secundaria que posee una alta capacidad de colonizar sitios de condición muy perturbada como son los suelos con altas concentraciones de nitrógeno (Gelviz-Gelvez y Pavón, 2013). La dominancia *Luehea candida* en C10 se explica en la alta capacidad de adaptación de esta especie a los ambientes perturbados (Cordero et al., 2003) y por la contribución de la presencia de ciertos árboles remanentes, producto del fomento por parte de los productores para favorecer la protección de vertiente de agua en el ejido Viva Cardenas.

La semejanza arbórea en el área de estudio, en general fue relativamente baja (79 a 92%) entre las condiciones de menor tiempo de abandono. Con base en el valor de p de la prueba significativa basada en el ADONIS, se acepta la hipótesis que la composición de especies cambia con el tiempo de abandono, y se demuestra que las condiciones de menor edad de abandono (C10 y C19) son florísticamente diferentes entre sí y con respecto a las de mayor edad de abandono (C35-C40). Estos hallazgos coinciden con resultados de otros BTC secundarios del Neotropico, sugiriendo que la recuperación de la composición de las especies en estos bosques cambia lentamente con el tiempo (Mora et al. 2015; Lebrija-Trejo et al., 2010;

Derroire et al., 2016). Aunque las tasas de recuperación de la composición de especies de los nuevos ensamblajes es atribuida a la disponibilidad de semillas de la vegetación remanente (Norden et al., 2015; Derroire et al., 2016), el disturbio también es un factor importante que ha propiciado los cambios en la composición arbórea del área de estudio (Rocha-Loredo et al. 2010, Sánchez, 2017). Asimismo, la semejanza de especies entre las condiciones de mayor tiempo de abandono puede explicarse debido a la cercanía entre los sitios muestreados (López-Jiménez *et al.*, 2019).

Resiliencia de los bosques secundarios

En el presente estudio se encontró una rápida recuperación de la riqueza arbórea frente una lenta recuperación de la estructura y la composición florística. La resiliencia del BTCs representada por la alta capacidad de recuperación en términos de diversidad y riqueza de especies en las primeras etapas de la sucesión, se debe a la gran cantidad de especies con dispersión anemócora (Hilje *et al.*, 2015), las cuales tienen mayor capacidad de crecer y progresar en ambientes perturbados (Vieira y Scariot, 2006; Bongers et al., 2009). En cambio, la menor capacidad de recuperación de la estructura y composición de los bosques en la reserva, coinciden con los planteamientos de Mora et al. (2014), Derroire et al. (2016) y Poorter et al., (2016), al señalar que estos bosques poseen una menor resiliencia en comparación con los bosques húmedos, debido a que resultan ser más sensibles a los factores de sitio, tales como el uso previo del suelo, tipo e intensidad de la perturbación. La Depresión Central posee un lago historial de disturbio, pues hasta inicios del siglo XX estuvo sometida a una intensa explotación forestal (Vargas et al., 2000), asociada con el uso rotativo de cultivos agrícolas-ganadería extensiva. A su vez, la escasa presencia de individuos arbóreos de tallas grandes (< 60 cm) producto de la tala clandestina, aún observada durante los recorridos de campo, es un indicador

proxy (Rüger *et al.*, 2008) de los cambios negativos de las perturbaciones sobre la estructura y resiliencia de estos bosques.

Conclusiones

Los bosques caducifolios secundarios de la Depresión Central fueron diferentes en diversidad, estructura y composición florística, entre las condiciones tempranas con las de mayor tiempo de abandono. Consecuentemente, la mayoría de los atributos ecológicos evaluados no siguieron el mismo patrón conforme el tiempo de abandono, por lo que no se considera al tiempo como el principal factor que influencia sobre las tasas de recuperación. Por otro lado, los bosques secundarios se distinguieron por su alta riqueza de especies (alta resiliencia), especialmente C35-C40, confirmando la importancia ecológica que tienen para resguardar la diversidad arbórea local. Por el contrario, la composición y estructura mostraron una recuperación lenta (baja resiliencia) a causa de la heterogeneidad ambiental y el historial de disturbio entre las condiciones.

Finalmente, se recomienda que los planes acción de la reserva en futuro incorporen los bosques en sus diferentes etapas de sucesión. Los BTCs son importantes fuentes de propagúlos, base para los programas de conservación y restauración, los cuales además requieren de estudios más detallados para conocer el efecto de las perturbaciones sobre la estructura del bosque a fin de mejorar su capacidad de resiliencia.

Reconocimientos

Referencias

Almazán-Núñez, R. C., Arizmendi, A. M., Eguiarte, L. E., & Corcuera, P. M. (2012).

Changes in composition, diversity and structure of woody plants in successional stages of

tropical dry forest in southwest Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 1096-1109. doi: 10.22201/ib.20078706e.2012.4.1011

Angiosperm Phylogeny Group [APG]. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181: 1-20. doi:10.1111/boj.12385

Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe C. & Islas, A. (2002). Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Sciences*, 13(2): 145-158. doi: 10.1111/j.1654-1103.2002.tb02034.x

Beltrán-Rodríguez, L., Valdez-Hernández, J.J., Luna-Cavazos, M., Romero-Manzanares, A., Pineda-Herrera, E., Maldonado-Almazan, B., Borja de la Rosa, M.A. & Blancas-Vazquez, J. (2018). Estructura y diversidad arborea de bosques tropicales caducifolios secundarios en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89:108-122. doi: 10,2201/ib.20078706e.2018.2004

Becknell, J. M., Kucek, L. K. & Powers, J. S. (2012). Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: a literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management*, 276: 88–95. doi: 10.1016/j.foreco.2012.03.033

Bongers, F., Poorter, L., Hawthorne, W. D. & Sheil, D. (2009). The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. *Ecology Letters*, 12:1-8. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01329.x.

Brower, J. E., Zar, J. H. & Ende, C. N. (1998). *Field and laboratory methods for general ecology* (4ta. ed.). Boston, USA: WCB-McGraw-Hill.

- Castillo-Campos, G., Halffter, G. y Moreno, C. E. (2008). Primary and secondary vegetation patches as contributors to floristic diversity in a tropical deciduous forest landscape. *Biodiversity Conservation*, 17:1701–1714. doi: 10.1007/s10531-008-9375-7
- Challenger, A., & Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO] (Ed.), *Capital natural de México, Volumen II: Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 37-73). México: CONABIO.
- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., Van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. & Finegan, B. (2007). Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362(1478): 273–289. doi: 10.1098/rstb.2006.1990
- Chazdon, R. L., Harvey, C., Martínez-Ramos, M., Balvanera, P., Stoner, K., Schondube, J., Avila-Cabadilla, L. & Flores-Hidalgo, M. (2011). Seasonally dry tropical forest biodiversity and conservation value in agricultural landscapes of Mesoamerica. En Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., & Ceballos, G. (Eds.), *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation* (pp. 195–220). Washington, DC: Island Press. doi:10.5822/978-1-61091-021-7_12
- Ceballos, G., Martínez, A. L., García, E., Creel, J. B., & Dirzo, R. (2010). Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. México. D.F., México: CONABIO/Fondo de Cultura Económica.
- Colwell, R.K. (2009). EstimateS v. 8.2.0. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. USA: University Connecticut.

- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199:1302-1310. doi: 10.1126/science.199.4335.1302
- Cordero, J., Boshier, D.H., CATIE & OFI. (2003). *Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas*. Great Britan: Forest Reserch Programme.
- Derroire, G., Balvanera, P., Castellanos-Castro, C., Decocq, G., Kennard, D. K., Lebrija-Trejos, E., Leiva, J., Oden, P., Powers, J.S., Rico-Gray, V., Tigabu, M. & Healey, R. (2016). Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. *Oikos*, 125:1386–1397. doi: 10.1111/oik.03229
- Dupuy, J. M., Hernández-Stefanoni, J. L., Hernández-Juárez, R. A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J. O., Leyequién-Abarca, E., Tun-Zul, F., & May-Pat, F. (2012). Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. *Biotropica*, 44(2): 151–162 2012. doi: 10.1111/j.1744-7429.2011.00783.x
- Espinosa-Jiménez, J. A., López-Cruz, A., Pérez-Farrera, M. A. y López, S. (2014). Inventario florístico de la cañada la Chacona-Juan Crispín y zonas adyacentes, Depresión Central de Chiapas, México. *Botanical Sciences*, 92 (2), 205-241. doi:10.17129/botsci.30
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México: Instituto de Geografía y Universidad Nacional Autónoma de México.
- Guariguata, M. & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148 (1-3): 185-2006. doi:10.1016/S0378-1127(00)00535-1

- Gardner, T.A., Barlow, J., R. Chazdon, Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A. y & Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(2): 561-582. Doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x
- Gelviz-Gelvez, S. M. & Pavón, H. N. (2013). Diversidad de especies arbustivas en una zona semiárida de México. *Ciencias Forestales y Medio Ambiente*, 19(3): 223-335. doi: 10.5154/r.rchscfa.2012.08.049
- Gentry, A. H. (1995). Diversity and floristic composition of Neotropical dry forest. En Bullock, S. H., Mooney, H. A. & Medina, E. (Eds.), *Seasonally dry tropical forests* (pp. 146-194). Reino Unido:Cambridge University Press.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (1985). Carta Edafológica 1:250 000 Tuxtla Gutiérrez E15-11. México: INEGI.
- Janzen, D. H. (2004). Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 200, 227-247. doi:10.1016/j.foreco.2004.07.001
- Hammond, D.S. (1995). Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture, Chiapas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 11(2): 295-313. doi: 10.1017/s0266467400008762
- 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. doi: 10.1177/194008291500800109

- Kalacska, M., G.A. Sánchez-Azofeita, J. C. Calvo-Alvarado, M. Quesada, B. Rivardy & D. H. Janzen. (2004). Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 200:227-247. doi: doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.001
- Linares, V. E. (2016). La región Zoque en época prehispánica. En *Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural [SEMAHN]. Ecoregión Zoque: retos y oportunidades ante el cambio climático* (pp. 111-129). Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México: SEMAHN.
- Leirana-Alcocer, J.L., Hernández-Betancourt, S., Salinas-Peba, L. & Guerrero-González, L. (2009). Cambios en la estructura y composición de la vegetación relacionados con los años de abandono de tierras agropecuarias en la selva baja caducifolia espinosa de la reserva de Dzilam, Yucatán. *Polibotánica*, 27: 53-70.
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E. A., Meave, J. A., Poorter, L., & Bongers, F. (2011). Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *Journal Tropical Ecology*, 27 (5): 477-489. doi.org/10.1017/S0266467411000253
- Lebrija-Trejos, E., Meave, J.A., Poorter, L., Pérez-García, E.A. & Bongers, F. (2010). Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspective of Plant Ecology*, 12:267-275. doi: 10.1016/j.ppees.2010.09.002
- Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Pérez-García, E.A., & Meave, J.A. (2008). Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica*, 40:422-431. doi: 10.1111/j.1744-7429.2008.00398.x

- López, E.J.G. (2006). Estimación de tormentas y avenidas para el diseño de las obras de protección del Río Sabinal. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Chiapas, Chiapas, México.
- López-Toledo, J.F., Váldez-Hernández, J.I., Pérez-Farrera, M. A. & Celina-Alcalá, V.M. (2012). Composición y estructura arbórea de un bosque tropical estacionalmente seco en la reserva de la biosfera La Sepultura, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 3(12): 44-55. doi: 10.29298/rmcf.v3i12.507
- López-Jiménez, L., Durán-García, R. & Dupuy-Rda, J.M. (2019). Recuperación de la estructura, diversidad y composición de una selva mediana subperennifolia en Yucatán, México. *Madera y Bosques*, 25(1): 1-16. doi: 10.21829/myb.2019.2511587
- Lohbeck, M., Poorter, L., Martínez-Ramos, M. & Bongers, F. (2015). Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. *Ecology*, 96(5): 1242–1252. Doi:10.1890/14-0472.1
- Marin-Spiotta, E., Cusak, C., Ostertag, R. & Silver, W.L. (2007). Trends in above and belowground carbon with forest regrowth after agricultural abandonment in the Neotropics. En Randall, W.M. (Ed.), *Post-agricultural succession in the Neotropics* (pp. 22-72). USA: Springer. doi: 10.1007/978-0-387-33642-8_2
- Martínez-Ramos, M., & García-Orth, X. (2007). Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Botánica*, 80:69-84. doi:10.17129/botsci.1758
- Martínez-Yrizar, A, Sarukhan, J., Pérez-Jiménez, A., Rincon, E., Maass, J. M., Solis-Magallanes, A. & Cervantes, L. (1992). Above-ground phytomass of a tropical deciduous

forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 8(1): 87-96. doi:
10.1017/S0266467400006131

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Reino Unido: Blackwell Publishing.

Miranda, F. (1952). *La vegetación de Chiapas: primera parte (1ra ed.)*. Chiapas, México:
Gobierno del Estado de Chiapas.

Meli P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación
académica. *Interciencia*, 28(10): 581-589.

Medina, S.L., Anaya, G.M., Volke, H.V. & Ortiz, C.S. (2005). Formulación de un plan de
desarrollo agropecuario y forestal para una comunidad ejidal del municipio de San
Fernando, Chiapas, México. *Mundo Agrario* 5: 1374-1405.

McArdle, B.H., & Anderson, M.J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a
comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82: 290–297.

Minchin, P.R. (1987). An evaluation of relative robustness of techniques for ecological
ordinations. *Vegetatio*, 69:89–107. doi:10.1007/BF00038690

Mora, F., Martínez-Ramos, M., Ibarra-Manríquez, G., Pérez-Jiménez A., Trilleras, J. &
Balvanera, P. (2015). Testing chronosequences through dynamic approaches: time and
site effects on tropical Dry Forest succession. *Biotropica*, 47: 38–48.
doi:10.1111/btp.12187

Mueller-Dombois, D. & Ellemberg, H. (2002). *Aims and methods of vegetation ecology* (2da.
Ed.). New Jersey, USA: Blackburn Press.

Murphy, P.G., & Lugo, A.E. 1986. Structure and biomass of a subtropical dry forest in Puerto
Rico. *Biotropica*, 18(2): 89-96, doi:10.2307/2388750

- Norden, N., Angarita, A. H., Bongers, F., Martínez-Ramos, M., Granzow-De la Cerda, I., Breugel, M., Lebrija-Trejos, E. & Chazdon, R. L. 2015. Sucesional dynamic in Neotropical forest are as uncertain as they are predictable. *PNAS*, 112(26):8013-8018, doi:10.1073/pnas.1500403112
- Ponce-Mendoza, A., Ceballos-Ramirez, J. M., Gutierrez-Micelli, F. & Dendooven, L. (2010). Emission of nitrous oxide and carbon dioxide from semi-arid tropical soils in Chiapas México. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34:1617-1628. doi:10.1590/S0100-06832010000500015
- Pérez-Farrera, M.A. & Espinosa, E.M. (2010). Depresión Central-Comalapa, Chiapas. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, J. B. & Dirzo, R. (Eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (pp. 543-547). México: CONABIO.
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda-Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Craven, D., de Almeida-Cortez, J. S., Cabral, G. A. L., de Jong, B. H. J., Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., Espírito-Santo, M. M., Fandino, M. C., César, R. G., Hall, J. S., Hernández-Stefanoni, J. L., Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., Kennard, D., Letcher, S. G., Licona, J. C., Lohbeck, M., Marín-Spiotta, E., Martínez-Ramos, M., Massoca, P., Meave, J. A., Mesquita, R., Mora, F., Muñoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y. R. F., Ochoa-Gaona, S., de Oliveira, A. A., Orihuela-Belmonte, E., Paña-Claros, M., Pérez-García, E. A., Piotto, D., Powers, J. S., Rodríguez-Velázquez, J., Romero-Pérez, I. E., Ruíz, J., Saldarriaga, J. G., Sánchez-Azofeifa, A., Schwartz, N. B., Steininger, M. K., Swenson, N. G., Toledo, M., Uriarte, M., van Breugel, M., van der Wal, H., Veloso, M.

D. M., Vester, H. F. M., Vicentini, A., Viera, I. C. G., Vizcarra-Bentos, T., Williamson, G. B., & Rozendaal, D. M. A. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530(7589): 211-214. doi: 10.1038/nature16512

Sánchez-Molina, D. (2014). Estructura y composición florística de la subcuenca del río Sabinal, Chiapas, México. Tesis de licenciatura, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Chiapas, México.

Standley, P.C. & Steyermark, J. A. (1944). *Studies of Central American Plants V*, Botanical Series 23(3). Chicago: Field Museum of Natural History.

Secretaría de Medio Ambiente y Vivienda [SEMAVI]. (2009). Programa de ordenamiento ecológico territorial de la subcuenca del Río Sabinal. México: SEMAVI.

Sheil, D., & Burslem, D.F. (2003). Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends Ecology Evolution* 18:18–26. doi:10.1016/S0169-5347(02)00005-8

The International Plant List [INPI]. (2012). The international plant names index. Recuperado de <https://www.ipni.org/>

Trejo, I. (1998). Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo. Tesis de doctorado, Universidad Autónoma de México, D.F., México.

Trejo I., & Dirzo, R. (2000). Deforestation and seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94: 133-142.

Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, G.A., Álvarez-Anorve, M., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espírito-Santo, M.M., Fagundes, M., Fernandes, G.W., Gamon, J., Lopezaraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Cerdeira, M. L., Power, J.S., Neves, f., Rosas-Guerrero, V. Sayago, R., & Sanchez-Montoya, G. (2009). Succession and

management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology Management*, 258:1014-1024. doi:10.1016/j.foreco.2009.06.023

Read, L. & Lawrence, D. (2003). Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forest of the Yucatan. *Ecological Applications*, 13(1): 85-97. doi:10.1890/1051-0761(2003)013[0085:ROBFSC]2.0.CO;2

Rzedowski, J. (1991). El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*, 15: 47–64. doi: 10.21829/abm15.1991.620

Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1ra ed.). México: CONABIO.

Rzedowski J., & Calderon, G. (2013). Datos para la apreciación de la flora fanerogámica del bosque tropical caducifolio de México. *Acta Botánica Mexicana*, 102: 1-23. doi:10.21829/abm102.2013.229

Rocha-Loredo, A.C., Ramírez-Marcial, N., & González-Espinosa M. (2010). Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87: 89-103. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsoci.313>

Rozendaal, M. A. , Chazdon, R. L., Arreola-Villa, F., Balvanera, P., Bentos, T. V., Dupuy, J. M., Luis Hernández-Stefanoni, J., Jakova, C.C., Lebrija-Trejos, E., Lohbeck, M., Martínez-Ramos, M., Massoca, P., Meave, J.A., Mesquita, R., Mora, F., Pérez-García, E. Romero-Pérez, E., Saenz-Pedroza, I., Breugel, M., William, B., & Bongers, F. (2016). Demographic drivers of aboveground biomass dynamics during secondary succession in

Neotropical dry and wet forests. *Ecosystems*, 20(2): 340-353. doi: 10.1007/s10021-016-0029-4

Rüger, N., Williams-Linera, G., Kissling, W.D., & Huth, A. (2008). Long-Term impacts of fuelwood extraction on a tropical montane cloud forest. *Ecosystems*, 11: 868–881. doi:10.1007/s10021-008-9166-8

Vaqueira, J.P. (2009). Cuando no florecen las ciudades: la urbanización tardía e insuficiente de Chiapas. En Lira, C.V. & Rodríguez, A. K. (Eds.). *Ciudades mexicanas del siglo xx. Siete estudios históricos, México* (pp. 57-178). México: COLMEX/UAM/SEP/CONACyT.

Vargas, M.F., Escobar, S., & Del Ángel, R. (2000). Áreas Naturales Protegidas de México con Decretos Federales. Recuperado de <http://www.paot.mx/centro/ine-semarnat/anp/AN01.pdf>

Vargas, G., Werden, L. K. & Powers, J.S. (2015). Explaining legume success in tropical dry forests based on seed germination niches: a new hypothesis. *Biotropica*, 47(3): 277–280. doi: 10.1111/btp.12210

Vázquez-Yanes, C., Batis, A. I., Alcocer, S. M., Gual, M. D. & Sánchez, C. D. (1999). Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación, Informe final- J084. México: CONABIO/Instituto de Ecología/UNAM.

Velva, E. R. (1977). The genus *Machaerium* (Leguminosae) in Mexico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 37:119-146. doi: 10.17129/botsci.1165

Vieira, D.L.M., A. Scariot. (2006). Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology*, 14:11-20. doi:10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x

- Villalobos, S.M. (2012). Patrones, procesos y mecanismos de la comunidad regenerativa de un bosque tropical caducifolio en un gradiente sucesional. Tesis de doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia.
- R Core Team. (2013). R: a language and environment for statistical computing. Recuperado de <http://www.R-project.org/>
- Young, T.P., D.A. Petersen, J.J. Clary. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters*, 8: 662-67. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00764.x
- William-Linera, G., Álvarez-Aquino, C., Hernández-Ascención, E. & Toledo, M. (2011). Early sucesional sites and the recovery of vegetation structure and tree species of the tropical dry forest in Veracruz, Mexico. *New Forests*, 42: 131-148. doi:10.1007/s11056-010-9242-8

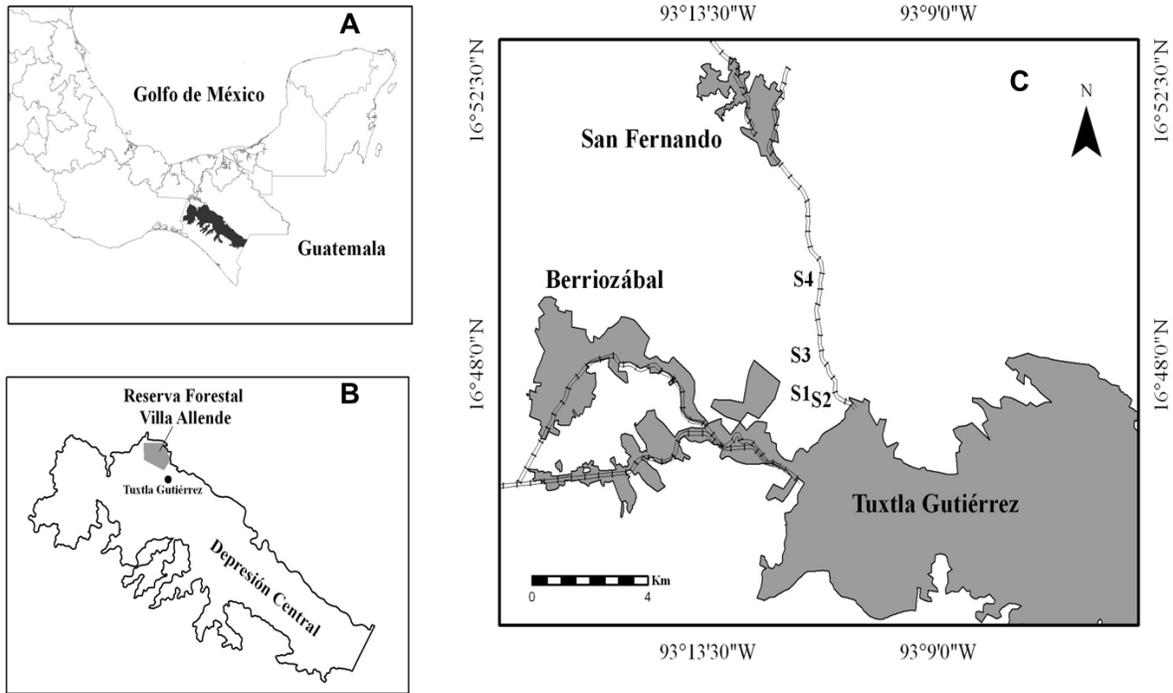


Figura 1. Localización de la Depresión Central, Chiapas, México (A), Reserva Forestal de Villa Allende (B) y los sitios de muestreo (C). Condiciones de abandono: S1= 35 años, S2=40 años, S3=19 años, S4=40 años.

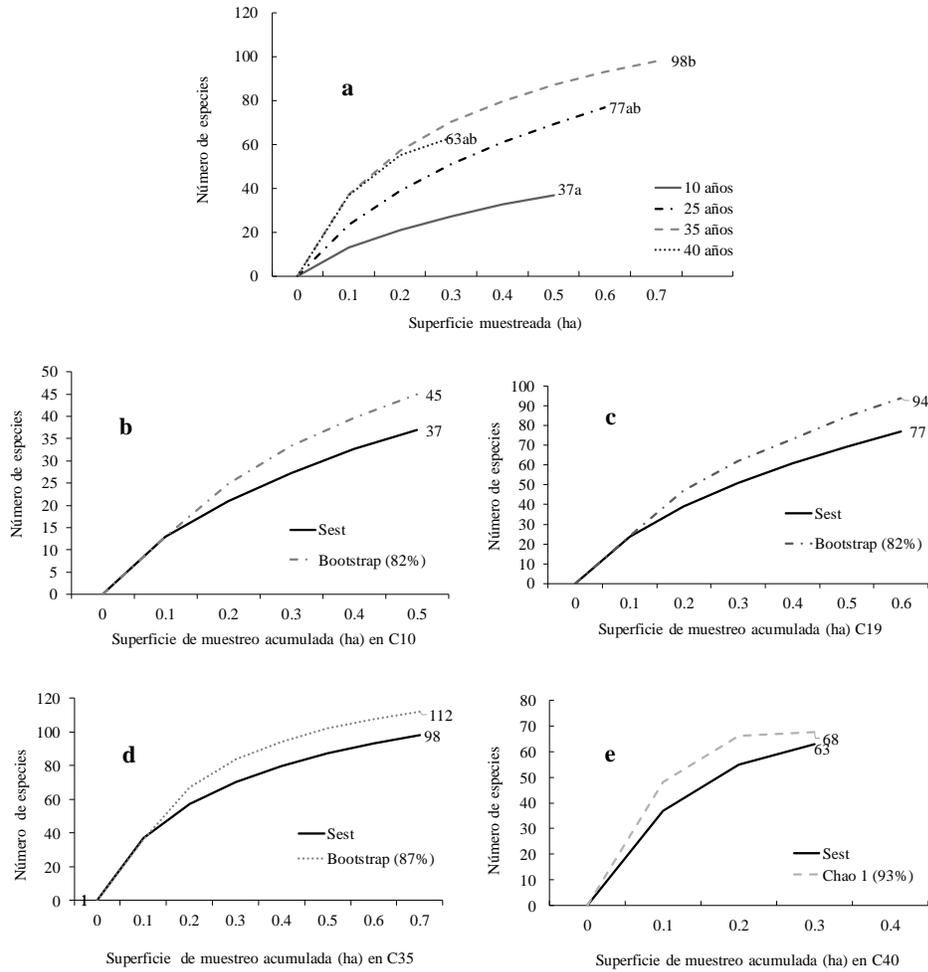


Figura 2. Curvas de especie-área por tiempo de abandono en la Depresión Central, Chiapas, México. a) Riqueza acumulada. Letras diferentes entre curvas indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.005$); b, c, d y e riqueza esperada mediante los estimados no-paramétricos con mayor precisión.

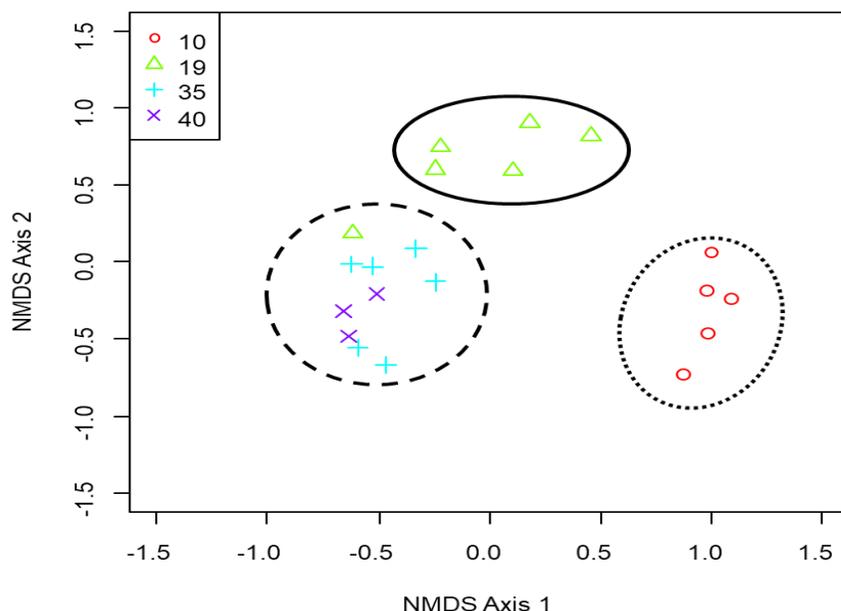


Figura 3. Ordenación Multidimensional No-Métrico basado en la raíz cuadrada de las abundancias de todas las especies y por condición de abandono (años). Las líneas indican la afinidad de parcelas de acuerdo a las abundancias: Grupo A: línea continua, Grupo B: línea puntuada, y Grupo C: línea con rayas.

Tabla 1. Valores promedios de los atributos estructurales y diversidad por tiempo de abandono de los bosques secundarios en la Depresión Central, Chiapas, México. Las letras diferentes indican diferencias estadísticas entre las condiciones de estudio (Tukey, $p > 0.05$; (*)U de Mann-Whitney, $p < 0.05$).

Condiciones	H ^(*)	Densidad de individuos (ind. ha ⁻¹)	Altura máxima (m)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Biomasa área (MgC ha ⁻¹)
10 años	2.14 ^a	410 ^a	6.7 ^a	6.5 ^a	16.0 ^a
19 años	2.59 ^{abc}	1341 ^b	10.2 ^{bc}	11.1 ^{ab}	25.8 ^{ab}
35 años	3.03 ^{bc}	1581 ^b	9.08 ^{ab}	16.7 ^b	37.7 ^b
> 40 años	2.87 ^{abc}	1730 ^b	12.2 ^c	15.0 ^b	42.8 ^b

Tabla 2. Especies con mayores valores de importancia y especies exclusivas por condición de abandono en la Depresión Central, Chiapas, México.

Condición	Especies	IVIR	Especies exclusivas
10 años	<i>Luehea candida</i> (Moç. & Sessé ex DC.) Mart.	33.52	<i>Annona purpurea</i> , <i>Tabebuia rosea</i> , <i>Lonchocarpus aff. acuminatus</i> , <i>Machaerium bilovatum</i> , <i>Gyrocarpus mocinoi</i> , <i>Guazuma ulmifolia</i> , <i>Cedrela odorata</i> , <i>Picramnia antidesma subsp. fessionia</i> , <i>Picramnia antidesma</i> , <i>Guettarda macrosperma</i> , <i>Celtis iguanaea</i> , <i>Cecropia obtusifolia</i>
	<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	6.77	
	<i>Lonchocarpus aff. acuminatus</i>	6.66	
	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	6.05	
	<i>Annona purpurea</i> Moc. & Sessé ex Dunal	3.73	
	Otras 32 especies	43.27	
	19 años	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	7.61
<i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth.		7.03	
<i>Perymenium grande</i> Hemsl.		6.28	
<i>Heliocarpus terebinthinaceus</i> (DC.) Hochr.		5.93	
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.		5.67	
Otras 72 especies		67.47	
35 años		<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	7.21
	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	3.64	
	<i>Hauya elegans</i> DC.	3.49	

> 40 años	<i>Machaerium arboreum</i> (Jacq.) Benth.	3.13	<i>pauciflora</i> , <i>Adelia aff. oaxacana</i> , <i>Croton niveus</i> , <i>Euphorbia lundelliana</i> , <i>Bauhinia cookii</i> , <i>Lonchocarpus aff. guatemalensis</i> , <i>Lonchocarpus sp2</i> , <i>Lysiloma auritum</i> , <i>Cedrela tonduzii</i> , <i>Eugenia breedlovei</i> , <i>Hamelia patens</i> , <i>Hintonia latiflora</i> , <i>Solanum ruizii</i>
	<i>Bauhinia divaricata</i> L.	3.09	
	Otras 93 especies	79.44	
	<i>Eugenia savannarum</i> Standl. & Steyerm.	8.44	<i>Rollinia mucosa</i> , <i>Capparis indica</i> , <i>Calliandra aff. mexicana</i> , <i>Lonchocarpus minimiflorus</i> , <i>Malvaviscus arboreus</i> , <i>Phyllanthus acuminatus</i> , <i>Coccoloba barbadensis</i> , <i>Casimiroa edulis</i>
	<i>Machaerium chiapense</i> Brandegees	6.74	
	<i>Machaerium arboreum</i> (Jacq.) Benth.	6.73	
	<i>Coccoloba barbadensis</i> Jacq.	5.05	
	<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	3.40	
	Otras 58 especies	69.65	

Tabla 3. Pruebas de diferencias en la composición arbórea entre los grupos ecológicos con base en el procedimiento de ADONIS, en la Depresión Central, Chiapas, México.

Significancia estadística: $p < 0.05$; corrección de Bonferroni valor de α ajustado: 0.016.

Comparación entre grupos ecológicos	F	R²	Valor de p
Grupo A vs Grupo B	6.58	0.46	0.008
Grupo A vs Grupo C	3.8	0.22	0.001
Grupo B vs Grupo C	6.59	0.33	0.001