



Revista mexicana de biodiversidad

ISSN: 1870-3453

ISSN: 2007-8706

Instituto de Biología

Pérez-López, Ricardo Irving; González-Espinosa,  
Mario; Ramírez-Marcial, Neptalí; Toledo-Aceves, Tarín  
Efectos del “Método de Desarrollo Silvícola” sobre la diversidad arbórea  
en bosques húmedos de montaña del norte de Chiapas, México  
Revista mexicana de biodiversidad, vol. 91, e913326, 2020  
Instituto de Biología

DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3326>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42571632010>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UDEM  
redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc  
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal  
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso  
abierto

## Conservación

### Efectos del “Método de Desarrollo Silvícola” sobre la diversidad arbórea en bosques húmedos de montaña del norte de Chiapas, México

#### *Effects of the “Silvicultural Development Method” on tree diversity in humid mountain forests of northern Chiapas, Mexico*

Ricardo Irving Pérez-López <sup>a</sup>, Mario González-Espinosa <sup>a, \*</sup>,  
Neptalí Ramírez-Marcial <sup>a</sup> y Tarin Toledo-Aceves <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio de María Auxiliadora, 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México

<sup>b</sup> Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C., Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, 91073 Xalapa, Veracruz, México

\*Autor para correspondencia: mgonzale@ecosur.mx (M. González-Espinosa)

Recibido: 11 diciembre 2019; aceptado: 22 mayo 2020

#### Resumen

Se evalúan los efectos del “Método de Desarrollo Silvícola” (MDS) sobre la importancia relativa de especies arbóreas (VIR), la cobertura del dosel, la diversidad y la composición arbóreas a lo largo de un ciclo de tratamientos silvícolas vs. un bosque sin manejo (SM) en fragmentos de bosques húmedos de montaña del norte de Chiapas, México. Se encontraron diferencias en el VIR y diversidad arbórea entre SM y la etapa final del ciclo del MDS y su reinicio ( $p < 0.05$ ), sin diferencias con la etapa intermedia. La composición de especies y la cobertura del dosel fueron distintas entre el SM y el bosque manejado en sus distintas etapas. Se discute un proceso de reestructuración del bosque y el impacto de la reducción en la cobertura del dosel ( $> 50\%$ ) en los rodales bajo el MDS sobre este proceso. La aplicación del MDS puede mantener una parte sustancial de la estructura de la comunidad arbórea encontrada en fragmentos de bosque poco intervenidos; sin embargo, probablemente compromete también una parte sustancial de su composición florística original. Esto requiere ser evaluado en la amplia aplicación del MDS de cara al estado de conservación regional de la alta diversidad arbórea de los bosques húmedos de montaña.

*Palabras clave:* Biodiversidad; Bosques tropicales; Conservación; Cronosecuencia; Silvicultura

#### Abstract

The effects of the “Silvicultural Development Method” (MDS) on the relative importance of tree species (RIV), canopy cover, tree diversity and composition along a cycle of silvicultural treatments were evaluated and compared with unmanaged stands (SM) of montane humid forests of northern Chiapas, Mexico. Tree diversity and RIV were different among the SM and the final and initial stages of the MDS ( $p < 0.05$ ), with no difference with the intermediate stage of the latter. Tree species composition and canopy cover differed between the SM and all stages of the MDS

cycle. The forest structuring process through ecological succession and its impact by a reduced canopy cover (> 50%) are discussed. Implementing the MDS may maintain a substantial part of the tree assemblage structure as it can be found in slightly disturbed stands; yet it probably compromises the maintenance of a substantial part of the original floristic composition. These issues should be considered with regard to the wide use of the MDS in the face of the regional conservation of the high tree diversity of the montane humid forest.

**Keywords:** Biodiversity; Tropical forests; Conservation; Chronosequence; Silviculture

## Introducción

Uno de los mayores retos de las ciencias relacionadas con la sustentabilidad es cómo conciliar los intereses del desarrollo y el bienestar económico con otros intereses ambientales, sociales y culturales (Díaz et al., 2018). Diversos enfoques han abordado este dilema con la propuesta de nuevos paradigmas más incluyentes que consideran la importancia de la biodiversidad como un factor fundamental en el mantenimiento de los sistemas de aprovechamiento (Díaz et al., 2018; Kremen y Merenlender, 2018; Ortega-Álvarez et al., 2018; Sayer et al., 2013).

Las prácticas de aprovechamiento maderable, sobre todo en regiones tropicales con alta biodiversidad, han implicado en diversos momentos de su ejecución la posibilidad de afectar el funcionamiento de procesos ecológicos, principalmente reflejados en un empobrecimiento de la diversidad original de los bosques (Bawa y Seidler, 1998; Whitmore y Sayer, 1992). Sin embargo, las características particulares fundamentales de cada método de aprovechamiento forestal deben ser consideradas al evaluar su impacto real sobre la diversidad (Chaudhary et al., 2016), con la posibilidad de distintas respuestas de procesos ecológicos que involucran a diversos componentes vegetales, en algunos casos con pequeños efectos (Costa y Magnusson, 2002; Parrotta et al., 2002), o incluso con incremento de la diversidad en áreas aprovechadas (Battles et al., 2001; Thysell y Carey, 2000; Torras y Saura, 2008).

El manejo forestal para la producción de madera bajo un marco de sustentabilidad ecosistémica ha adquirido una gran importancia a nivel mundial dadas sus implicaciones económicas, ecológicas y sociales, sobre todo en bosques diversos, en donde los efectos del manejo forestal cobran mayor relevancia por los riesgos de la pérdida de especies (Bakuzis, 1969; Fredericksen y Putz, 2003; Perry, 1994; Siry et al., 2005; von Gadow et al., 2012).

Chiapas es un estado del sureste de México con una gran riqueza de especies arbóreas, estimándose para el estado poco más de 1,500 taxones (González-Espinosa y Ramírez-Marcial, 2005, 2013). Las regiones más húmedas y altas del estado incluyen vegetación que corresponde

a variantes del bosque húmedo de montaña (Villaseñor, 2010). Sin embargo, en el último medio siglo estos bosques han sufrido una reducción de casi la mitad de su superficie, debido principalmente a cambios de uso del suelo con tasas muy altas de deforestación, que han sido calculadas entre 1.3 y 4.8% anualmente (Cayuela et al., 2006; González-Espinosa et al., 2009). Los bosques remanentes presentan de manera general algún grado de degradación, evidenciado principalmente en un empobrecimiento florístico y una modificación en la estructura de sus componentes arbóreos originales (Galindo-Jaimes et al., 2002; González-Espinosa y Ramírez-Marcial, 2006; Ramírez-Marcial et al., 2001).

El método principal de manejo para la producción de madera utilizado en la región Montañas del norte de Chiapas, es el “Método de Desarrollo Silvícola” (MDS), utilizado en México desde principios de 1970 como una alternativa del Método Mexicano de Ordenación de Montes (López-Hernández et al., 2017; Sánchez-Velásquez y Pineda-López, 1993). El MDS es un sistema de manejo de alta intensidad por las características de ejecución de los distintos tratamientos silvícolas que lo constituyen; el objetivo es la extracción máxima del potencial productivo del sitio bajo aprovechamiento a través de la remoción de la cobertura total de una unidad completa de bosque. Después del corte, en el sitio abierto se presenta la regeneración natural de una cohorte de las especies aprovechables, de tal forma que al final del turno se mantiene un bosque predominantemente coetáneo (Castelán-Lorenzo y Arteaga-Martínez, 2009; Pérez-Rodríguez et al., 2013; Sánchez-Velásquez y Pineda-López, 1993). A pesar de la importancia del valor de la diversidad dentro de los sistemas de manejo forestal, son poco conocidos los efectos sobre muchos elementos de la composición arbórea por la aplicación de prácticas que fomentan la producción de madera y disminuyen la competencia en favor del establecimiento de especies deseables (Solís-Moreno et al., 2006; Hernández et al., 2019). La aplicación del MDS en grandes extensiones con bosques originales de alta biodiversidad requiere de evaluaciones detalladas en cuanto a su impacto a largo plazo, bajo una perspectiva de la transformación de estos sistemas en la escala local y sus consecuencias sobre la integridad biológica de los paisajes forestales regionales.

Este trabajo analiza las principales características estructurales de la comunidad de especies arbóreas modificadas por el aprovechamiento maderable a lo largo de distintas etapas reconocidas bajo el MDS. En una región de alta diversidad florística en el estado de Chiapas se comparan las comunidades promovidas por el MDS con fragmentos o rodales de bosques aledaños sin manejo forestal y relativamente poco intervenidos en décadas recientes. El análisis de los cambios en la estructura y composición arbórea a lo largo de la aplicación del MDS brinda un marco indispensable para evaluar el impacto local y las implicaciones regionales de este sistema de aprovechamiento forestal sobre la diversidad del bosque húmedo de montaña.

## Materiales y métodos

El área de estudio se incluye en la región fisiográfica Sierra de Chiapas y Guatemala, en la subprovincia fisiográfica Sierra del norte de Chiapas o Montañas del norte de Chiapas (Müllerried, 1957). La región tiene un clima semicálido húmedo con tendencia hacia templado, (A)Cm(w) y una altitud promedio de 1,800 m (García, 2004; INAFED, 2010). Las comunidades vegetales originales más extendidas corresponden a bosques mixtos con predominio de especies de *Pinus* y *Quercus*, así como *Liquidambar styraciflua* (Breedlove, 1981; Miranda, 1952; Ramírez-Marcial et al., 2001).

El trabajo se desarrolló en el municipio de Jitotol, Chiapas, México (fig. 1a). La superficie total del área para el bosque bajo manejo forestal mediante el MDS es de 163 ha, que incluye los predios forestales “San Martín” y “Santa Anita”, ubicados al sur del municipio (17°01'45" - 17°03'10" N, 92°52'10" - 92°51'12" O), con una altitud promedio de 1,700 m, encontrándose bajo este sistema de aprovechamiento desde 1996. El área representativa de un bosque sin manejo (SM) se encuentra dentro del centro ecoturístico “El Siempre Verde”, ubicado a 10-12 km en línea recta dirección norte desde los predios bajo manejo forestal, entre las coordenadas 17°08'42" y 17°08'52" N, 92°53'27" y 92°53'00" O, con una superficie de 24 ha y una altitud promedio de 1,780 m; estos bosques no han estado bajo algún sistema de manejo desde hace más de 40 años, aunque ha habido extracción esporádica de algunos individuos para la elaboración de inmuebles (Ing. José Rafael Ramos Moreno, com. pers.). Las condiciones climáticas y edáficas entre las áreas norte y sur del municipio son relativamente similares y en el pasado mantuvieron bosques similares en su estructura y composición (Breedlove, 1981; Ramírez-Marcial et al., 2001).

Los tratamientos del MDS aplicado en el área de estudio se definen a partir de turnos de alrededor de 40-

45 años, con 5 tratamientos silvícolas aplicados cada 8 años (fig. 2), según información obtenida del plan de manejo elaborado para los predios antes mencionados. Los rodales en diferentes etapas de aplicación del método definidos como liberación (L), aclareos (A) y regeneración (R) fueron considerados, bajo una perspectiva de cronosecuencia sucesional, como etapas de desarrollo que se pueden observar a través del tiempo a lo largo del ciclo de intervenciones (González-Espinosa et al., 2006; Pastur et al., 2002; Walker et al., 2010).

Para cada condición del bosque (L, A, R y SM; fig. 2), se localizaron 3 rodales de la misma edad como repeticiones distribuidas en el área de estudio, 3 para el bosque sin manejo (SM) y 3 para cada tratamiento silvícola dentro del MDS (L, A, R) (fig. 1b, c); para el caso del tratamiento de aclareos (A), que está dividido en 3 intervenciones, se consideraron solamente rodales de la segunda intervención. En cada repetición se establecieron 3 parcelas circulares de 1,000 m<sup>2</sup> para evaluar el inventario florístico del componente arbóreo (Ramírez-Marcial et al., 2001), ubicadas en áreas homogéneas a un mínimo de 20 m de distancia entre sí, así como a un mínimo de 20 m de los bordes de rodales de otros tratamientos silvícolas. Los rodales y las parcelas del bosque manejado fueron ubicadas mediante mapas previamente generados para los predios en el programa ArcMap 10.2 (ESRI, 2013) (fig. 1c). En total se obtuvieron inventarios de 1,000 m<sup>2</sup> en 36 parcelas de muestreo (submuestras dentro de las repeticiones; Steel y Torrie, 1980). En cada parcela de muestreo se registraron las características estructurales del bosque, que incluyen la densidad (número de individuos de cada especie por hectárea) y la dominancia (área basal por especie, m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) de árboles jóvenes y adultos, así como la cobertura del dosel. Se midió el diámetro normal (DN) a una altura (H) de 1.5 m, para cada individuo con DN ≥ 10.0 cm; en cada parcela se incluyó una parcela concéntrica de 400 m<sup>2</sup> en la que se evaluaron todos los individuos con 5.0 < DN < 10.0 cm y H ≥ 1.5 m al meristemo apical. Se calculó la cobertura del dosel basado en la fracción de cobertura de la vegetación y su representación gráfica mediante la fracción de apertura del dosel obtenidos con el programa CanEye V6.49 (Weiss y Baret, 2017), a partir del análisis de 4 fotografías hemisféricas tomadas con una lente “ojo de pescado” (Opteka<sup>TM</sup>, 0.20x) montada a una cámara digital (Nikon<sup>®</sup> modelo D-5200) con el objetivo dirigido al cenit sobre los distintos puntos cardinales respecto al centro de cada parcela de 1,000 m<sup>2</sup>. Los individuos fueron identificados a través del cotejo de recolecciones botánicas con especímenes depositados en el herbario ECO-SC-H de El Colegio de la Frontera

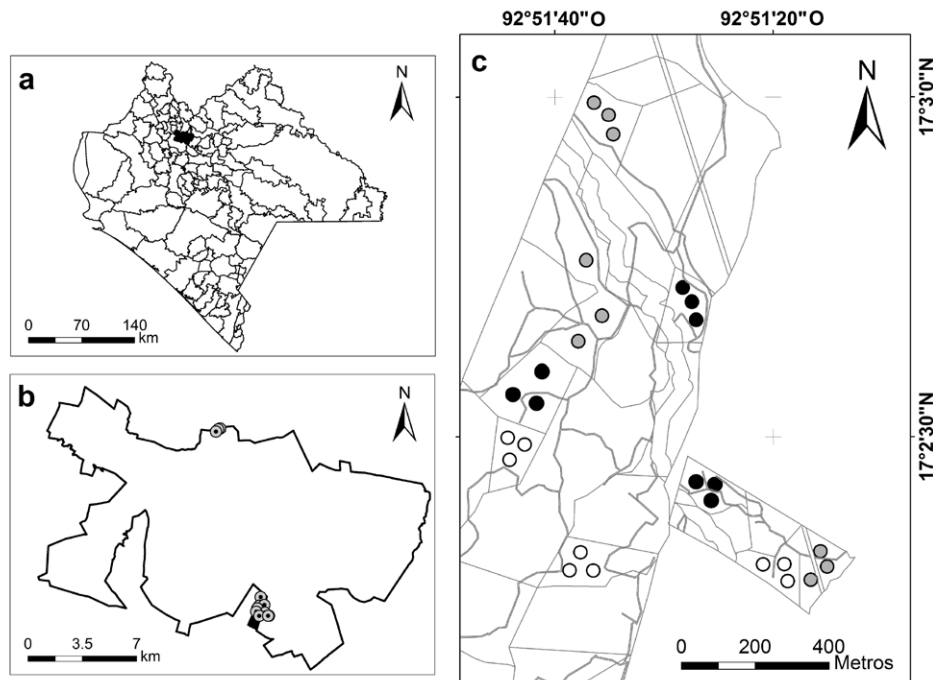


Figura 1. a) Estado de Chiapas, con el municipio de Jitotol remarcado en negro; b) polígono municipal de Jitotol con los rodales del bosque sin manejo ubicados en la parte norte del municipio y los rodales del bosque con manejo ubicados en la parte sur; c) predios forestales “San Martín” y “Santa Anita”, y distribución de las parcelas de muestreo sobre distintos rodales en diferentes etapas de un ciclo de tratamientos silvícolas bajo el “Método de Desarrollo Silvícola”: liberación (gris), aclareos (negro) y regeneración (blanco).

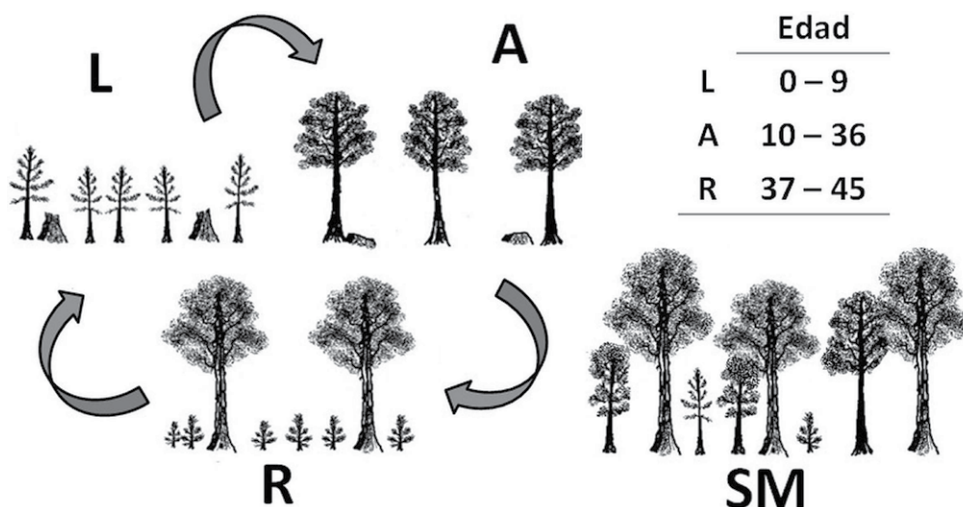


Figura 2. Estructura esquemática del ciclo de tratamientos silvícolas con intervalos de edad del bosque recomendada para su aplicación a lo largo de un turno de 40-45 años bajo el “Método de Desarrollo Silvícola” y de un bosque sin manejo en las montañas del norte de Chiapas. Los rangos de edad señalan la duración del efecto del tratamiento aplicado al inicio del periodo. Corta de liberación (L): remoción del estrato adulto para fomentar el desarrollo del renuevo coetáneo de *Pinus* spp.; aclareos (A): cortas parciales divididas en 3 etapas, efectuadas para favorecer la mejor conformación de los individuos aprovechables; regeneración (R): remoción de la mayor parte del estrato adulto después de la producción de semilla para la regeneración espontánea de una cohorte coetánea de *Pinus* spp., las especies de interés comercial; bosque sin manejo forestal (SM) con más de 40 años sin manejo.

Sur (ECOSUR), en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

Se calculó el valor de importancia relativa (VIR) con la densidad y la dominancia relativas (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974), mismo que fue separado para *Pinus* spp. (VIR-P) y especies de latifoliadas (VIR-L). Se realizaron análisis de la diversidad con base en los números de Hill ( $^0D$ ) como son la riqueza efectiva de especies ( $^0D$ ), el número de especies típicas ( $^1D$ ) calculado a partir del exponencial del índice de entropía de Shannon y el número de especies dominantes ( $^2D$ ) mediante el inverso del índice de concentración de Simpson (Chao et al., 2014). La información fue analizada mediante el programa R, con los paquetes Vegan y BiodiversityR (Oksanen et al., 2017; R Development Core Team, 2008). Para evaluar la variación en la composición de especies entre las distintas condiciones del bosque, se realizó un árbol de relaciones mediante el índice de similitud de Morisita-Horn (Magurran, 1988) calculado con el programa Past 3.0 (Hammer et al., 2013).

Se realizó un análisis de varianza entre las distintas condiciones del bosque para las variables  $^0D$ ,  $^1D$ ,  $^2D$ , VIR-P, VIR-L y la cobertura del dosel. Con base en pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y de homocedasticidad de la varianza de Levene, las variables  $^1D$  y  $^2D$  fueron analizadas con la variante de Welch para varianzas diferentes. La información fue analizada mediante la rutina Rstatix (Kassambara, 2019) en el programa R (R Development Core Team, 2008).

## Resultados

Se registró un total de 24 especies de árboles pertenecientes a 16 familias (tabla 1). Las especies con mayor abundancia fueron *Pinus* spp., *Quercus* spp., *Liquidambar styraciflua* y *Nyssa sylvatica*. Del total de especies registradas, 8 estuvieron representadas por un único individuo y 16 por menos de 10 individuos; más de 50% del total de especies fueron poco frecuentes (fig. 3).

Los valores de diversidad fueron diferentes entre las distintas condiciones del bosque para  $^0D$  ( $F_{3,32} = 6.75$ ,  $p < 0.001$ ),  $^1D$  ( $F_{3,17.3} = 8.33$ ,  $p < 0.001$ ) y  $^2D$  ( $F_{3,17.3} = 7.96$ ,  $p < 0.002$ ). La prueba post hoc de Tukey solamente mostró mayor riqueza de especies ( $^0D$ ) en A respecto a la etapa R entre tratamientos silvícolas dentro del bosque con manejo; el bosque sin manejo (SM) mostró valores más altos respecto de la primera (L) y última etapas (R) del ciclo de tratamientos silvícolas bajo el MDS en cuanto a  $^0D$  (prueba de Tukey), así como con  $^1D$  y  $^2D$  (prueba de Games-Howell) (fig. 4). La similitud medida por el índice de Morisita-Horn presentó un valor de 0.92. La similitud fue alta en los tratamientos silvícolas del bosque manejado bajo el MDS, al comparar las comunidades arbóreas entre

L y R (0.95), así como al comparar la etapa A con L (0.87) y R (0.80). El bosque sin manejo (SM) se segregó del bosque manejado al presentar valores bajos de similitud respecto de los distintos tratamientos silvícolas del bosque manejado; L (0.43), A (0.66) y R (0.49) (fig. 5).

El VIR mostró diferencias entre las distintas condiciones del bosque para las variables VIR-P ( $F_{3,32} = 9.76$ ,  $p < 0.0001$ ) y VIR-L ( $F_{3,32} = 9.86$ ,  $p < 0.0001$ ). La prueba post hoc de Tukey entre tratamientos silvícolas dentro del MDS indicó un incremento en el VIR-P de 67% observado en A, a 87% observado en R ( $p < 0.05$ ), y una reducción de los valores de VIR-L de un 33% a un 13% ( $p < 0.05$ ) en el mismo sentido; el SM mostró valores más bajos para VIR-P y mayores para VIR-L respecto de las etapas L ( $p < 0.001$ ) y R ( $p < 0.0001$ ) dentro del ciclo de tratamientos silvícolas bajo el MDS (fig. 6).

La cobertura del dosel mostró diferencias entre las distintas condiciones del bosque ( $F_{3,32} = 23.72$ ,  $p < 0.0001$ ). La prueba de Tukey no mostró diferencias entre las distintas etapas dentro del ciclo de tratamientos silvícolas bajo el MDS; de manera general, SM presentó valores más altos de cobertura del dosel respecto de las diferentes etapas del bosque manejado bajo el MDS (L, A y R) ( $p < 0.0001$ ). Esta relación se observó claramente en imágenes promedio de la fracción de apertura del dosel (fig. 7).

## Discusión

El ciclo de tratamientos bajo el MDS culmina con la corta de regeneración (R), en la que se extrae la mayor parte del estrato arbóreo y se reduce considerablemente el número de especies arbóreas presentes en la etapa previa (fig. 4), lo que crea condiciones de alta iluminación en el piso forestal (fig. 7) y favorece la renovación diferenciada de las especies de *Pinus* observada al reinicio del ciclo (L). El reinicio del ciclo tras la corta de liberación presenta la mayor abundancia de individuos adultos de especies de *Pinus* (fig. 3); sin embargo, el efecto sobre la diversidad arbórea iniciado en la etapa final (R) es constante hacia este punto, al mantener comunidades menos diversas y con mayor dominancia por un pequeño número de especies en comparación con los rodales de bosques sin manejo (figs. 3, 4). A su vez, la composición de especies arbóreas no cambia al pasar del estado final a un reinicio del ciclo (fig. 5). El reinicio del ciclo presenta también una tendencia caracterizada por el restablecimiento de la presencia de *N. sylvatica* y *L. styraciflua* en la comunidad, mismas que alcanzan su mayor presencia hasta la etapa de aclareos (fig. 3). El proceso de intervención durante estas etapas, crea condiciones del bosque en las cuales diversos factores ecológicos (clima, suelo, e interacciones bióticas) actúan de forma diferenciada sobre cada especie para favorecer

Tabla 1

Especies arbóreas con número de individuos adultos, distribuidas por familia, registradas en las parcelas de muestreo en un bosque húmedo de montaña bajo el “Método de Desarrollo Silvícola” (MDS) y en un bosque sin manejo forestal (SM) en el norte de Chiapas, México.

Especie	Acrónimo	SM	MDS	Familia
<i>Saurauia oreophila</i> Hemsl.	Sao	0	1	Actinidiaceae
<i>Viburnum jucundum</i> C.V.Morton	Vib	0	5	Adoxaceae
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	Liq	124	31	Altingiaceae
<i>Ilex brandegeana</i> Loes.	Ilex	1	0	Aquifoliaceae
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. et Planch.	Dar	0	1	Araliaceae
<i>Oreopanax capitatus</i> (Jacq.) Decne. et Planch.	Oca	2	0	
<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. et Planch.	Oxa	1	0	
<i>Hedyosmum mexicanum</i> C.Cordem.	Hme	0	1	Chloranthaceae
<i>Clusia</i> aff. <i>salvinii</i> Donn.Sm.	Clu	0	1	Clusiaceae
<i>Vernonanthura patens</i> (Kunth) H.Rob.	Ver	0	3	Asteraceae
<i>Cornus disciflora</i> Moc. et Sessé ex DC.	Codi	23	0	Cornaceae
<i>Quercus calophylla</i> Schltdl. et Cham.	Qca	3	3	Fagaceae
<i>Quercus sapotifolia</i> Liebm.	Qsa	19	23	
<i>Quercus segoviensis</i> Liebm.	Qse	1	23	
<i>Inga oerstediana</i> Benth.	Ing	1	0	Fabaceae
<i>Heliocarpus donnellsmithii</i> Rose	Hdo	1	1	Malvaceae
<i>Nyssa sylvatica</i> Marshall	Nys	12	62	Nyssaceae
<i>Pinus tecunumanii</i> F.Schwerdtf. ex Eguiluz et J.P.Perry	Pt	96	538	Pinaceae
<i>Pinus maximinoi</i> H.E.Moore	Pm	1	310	
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.	Po	96	66	
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. et Schult.	Myco	0	8	Primulaceae
<i>Parathesis chiapensis</i> Fernald.	Par	1	3	
<i>Frangula capreifolia</i> (Schltdl.) Grubov	Fca	4	0	Rhamnaceae
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Pr	0	1	Rosaceae

o inhibir su establecimiento (Kozłowski, 2002; Shields et al., 2007).

La etapa intermedia (A) representa el estado de mayor reestructuración del bosque dentro de la secuencia en el ciclo de tratamientos silvícolas bajo el MDS. Esta etapa presenta una mayor riqueza de especies totales, menor importancia relativa de *Pinus* spp. y mayor importancia de especies latifoliadas, respecto a las condiciones creadas por la corta final (figs. 4, 6). En este punto del ciclo, la comunidad arbórea presenta un arreglo de especies distinto del observado desde la corta final, con *L. styraciflua* y *N. sylvatica* entre las especies mejor representadas en la comunidad (figs. 3, 5). El restablecimiento espontáneo de especies de latifoliadas en la comunidad como parte de un proceso de sucesión ecológica secundaria, es una tendencia reconocida en otros sistemas de aprovechamiento maderable (Ramírez-Santiago et al., 2019). Los cambios considerables en la riqueza y composición de especies observados en la etapa de aclareos pueden ser el resultado de condiciones

favorables fomentadas por los tratamientos silvícolas, condiciones que continúan modificándose conforme el bosque avanza en el proceso de maduración (Battles et al., 2001; Pastur et al., 2002; Torras y Saura, 2008).

En la etapa intermedia, antes de ser realizada la corta final, las comunidades del bosque aprovechado tienden hacia una mayor similitud en la presencia y proporción de los principales componentes arbóreos (*Pinus* spp., *L. styraciflua* y *N. sylvatica*) respecto a lo observado en bosques sin manejo (figs. 3, 6). Igualmente, se presentan valores similares de dominancia y riqueza de especies (fig. 4), aunque la composición de especies (en su mayoría poco frecuentes), no es la misma (fig. 5). Estos resultados coinciden con estudios previos que comparan la biodiversidad entre bosques con algún sistema de manejo y los no-manejados, en los que se reporta que los mayores efectos del manejo no se reflejan tanto en una pérdida del número total de especies (aunque sí una reducción perceptible), como en cambios en la composición (Cleary,

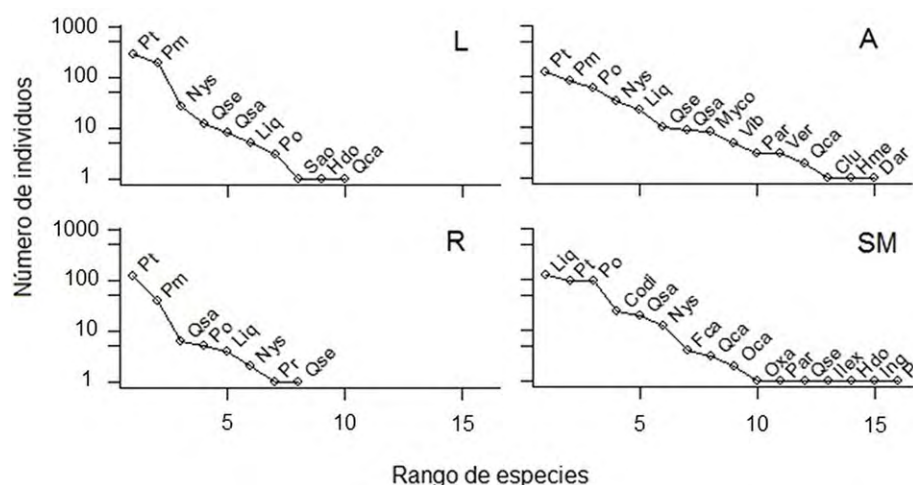


Figura 3. Distribución de rango-abundancia ( $\log_{10}$ ) para las especies arbóreas (ver acrónimos en la tabla 1) presentes en diferentes etapas de un ciclo de tratamientos silvícolas bajo el “Método de Desarrollo Silvícola”: liberación (L), aclareos (A), regeneración (R) y en un bosque sin manejo (SM).

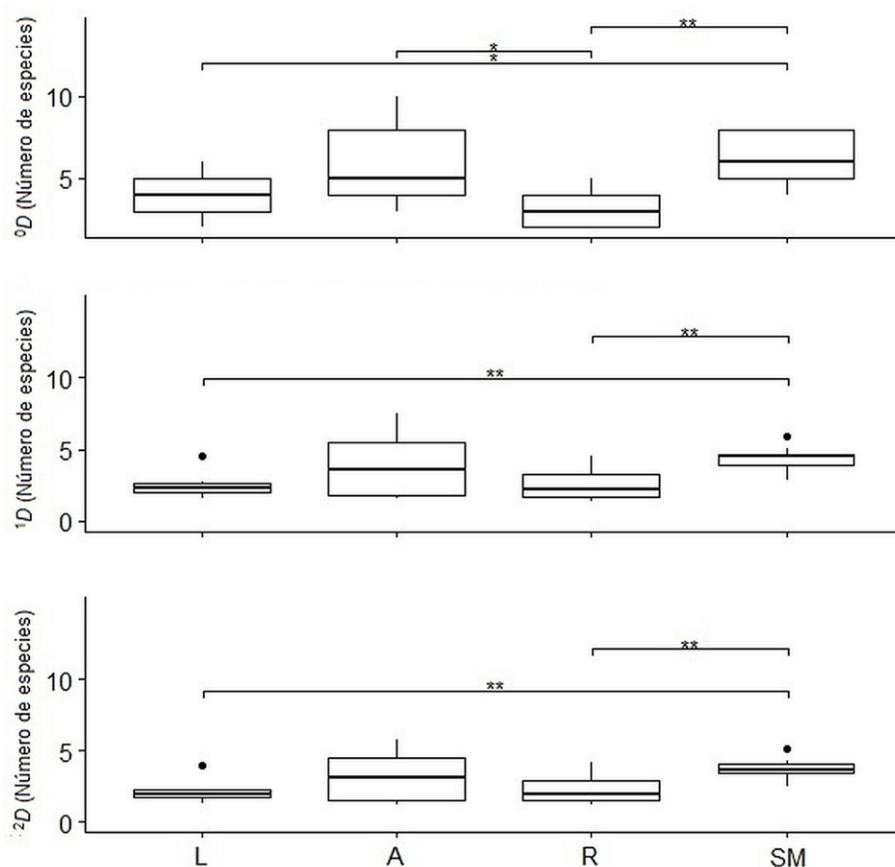


Figura 4. Riqueza de especies arbóreas ( $^0D$ ), especies arbóreas típicas ( $^1D$ ) y especies arbóreas dominantes ( $^2D$ ), presentes en diferentes etapas de un ciclo de tratamientos silvícolas bajo el “Método de Desarrollo Silvícola”: liberación (L), aclareos (A), regeneración (R) y en un bosque sin manejo (SM). \*\*\* =  $p < 0.0001$ , \*\* =  $p < 0.001$ , \* =  $p < 0.05$ .



2004; Galindo-Jaimes et al., 2002; González-Espinosa et al., 1995, 2009; Lewis, 2001).

El bosque sin manejo, que en el área de estudio de manera frecuente ha sido sometido a extracción selectiva de baja intensidad sin planificación, mantiene una mayor codominancia entre *Pinus* spp., *Quercus* spp. y *L. styraciflua* dentro de la comunidad, además de incluir poblaciones considerables de *Cornus disciflora*, especie considerada en categoría de vulnerable de acuerdo a la UICN (González-Espinosa et al., 2011) y prácticamente ausente en todas las etapas del bosque manejado (fig. 3). De manera general, a pesar de observar una reestructuración en la etapa de aclareos, las poblaciones de *L. styraciflua* y *C. disciflora* abundantes dentro del bosque sin manejo, podrían reducirse o ser extirpadas localmente por efecto de una intervención constante bajo el MDS. Este empobrecimiento florístico se puede acrecentar debido a que la mayoría de las especies presentes en el bosque sin manejo pueden ser consideradas “raras” o “escasas” y sensibles a los efectos del aprovechamiento, dados sus requerimientos específicos para la regeneración asociados a la mayor cobertura del dosel propia de bosques más maduros (Camacho-Cruz et al., 2000; Galindo-Jaimes et al., 2002). Estos efectos sobre diferentes grupos funcionales de especies arbóreas han sido también reconocidos en sistemas de aprovechamiento en regiones tropicales con alta diversidad (Martini et al., 1994).

El proceso de aprovechamiento mediante el MDS muestra un efecto muy severo sobre la cobertura del dosel. Incluso en sus estados de mayor grado de reestructuración se registra menos de la mitad de la cobertura que se puede observar en el bosque sin manejo (fig. 7). La cobertura del dosel se ha documentado como un componente muy sensible a los procesos del aprovechamiento forestal, que a su vez tiene un gran impacto sobre las condiciones biofísicas y microclimáticas de los bosques, con efectos sobre la regeneración de una gran cantidad de especies (Brown, 1993; Cannon et al., 1994; Malmer y Grip, 1990; Méndez-Dewar et al., 2014, 2015; Pereira et al., 2002). Se ha encontrado que la cobertura vegetal es un factor determinante en la restricción y mantenimiento de un gran número de especies sensibles al disturbio en bosques húmedos de montaña (Camacho-Cruz et al., 2000; Galindo-Jaimes et al., 2002). La disponibilidad de luz en el piso forestal es clave para el entendimiento de procesos ecológicos que condicionan la composición y riqueza de especies al interior del bosque, así como por sus efectos en las interacciones con distintos grupos de organismos (Cleary et al., 2007; Costa y Magnusson, 2003; Ishii et al., 2004; Malcolm y Ray, 2000; Padmawathe et al., 2004).

Durante un turno forestal bajo el MDS se presentan una serie de intervenciones sistemáticas que modifican drásticamente la estructura del bosque en comparación con las observadas en un bosque sin manejo, con cambios más

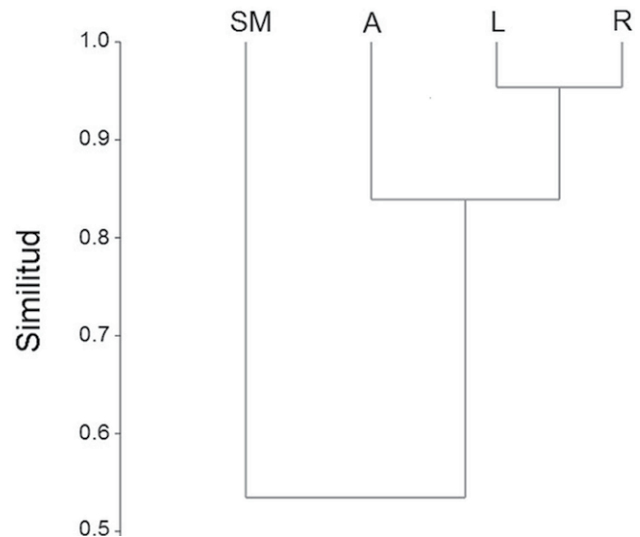


Figura 5. Árbol de relaciones bajo el índice de similitud de Morisita-Horn para la composición de especies arbóreas presentes en diferentes etapas de un ciclo de tratamientos silvícolas bajo el “Método de Desarrollo Silvícola”: liberación (L), aclareos (A), regeneración (R) y en un bosque sin manejo (SM).

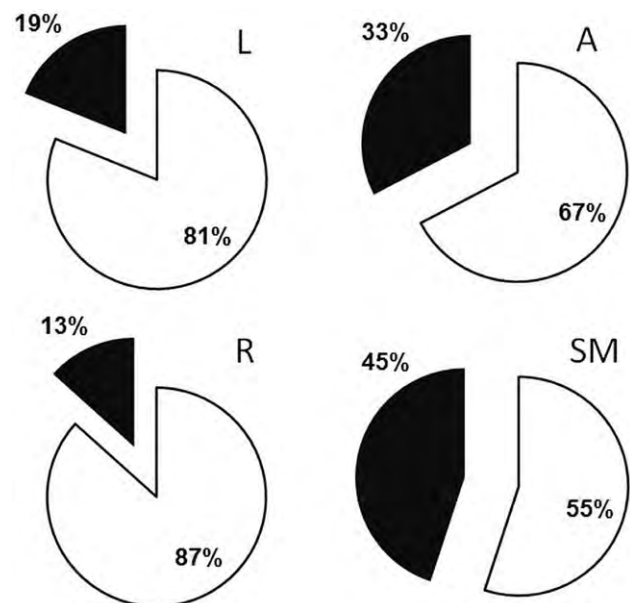


Figura 6. Distribución porcentual del valor de importancia relativa promedio (VIR) para los 2 grupos arbóreos principales: VIR-P (*Pinus* spp., blanco) y VIR-L (latifoliadas, negro), presentes en diferentes etapas de un ciclo de tratamientos silvícolas bajo el “Método de Desarrollo Silvícola”: liberación (L), aclareos (A), regeneración (R) y en un bosque sin manejo (SM).

evidentes al inicio y al final del ciclo. Sin embargo, previo a la corta final, algunos atributos de la comunidad forestal bajo el MDS se pueden asemejar al bosque no manejado como resultado de un proceso de sucesión ecológica. Se ha propuesto que el proceso de sucesión de un bosque mixto aprovechado puede culminar con una estructura de la comunidad similar a la de un bosque maduro (Kozlowski, 2002). Esta tendencia es observada en algún punto del desarrollo a lo largo del MDS aplicado a bosques húmedos de montaña, considerados de alta diversidad y rápido desarrollo. Sin embargo, este proceso culmina por efecto de la corta final que implica la remoción total de la biomasa y la cobertura del dosel en recuperación, lo que resalta la importancia del mantenimiento de áreas aledañas con bosques poco intervenidos como sitios de resguardo de una parte importante de la diversidad regional (Vásquez-Cortez et al., 2018).

Estudios realizados sobre el efecto de técnicas silvícolas de manejo intensivo en bosques de otras regiones del país, en especial en bosques de baja diversidad de las áreas montañosas del norte del país, han registrado principalmente efectos de bajo impacto sobre los principales componentes arbóreos de la diversidad presente (Hernández-Salas et al., 2013; Hernández et al., 2019); sin embargo, se ha

registrado un mayor efecto de las prácticas silvícolas al considerar como referencia bosques maduros más diversos (Ramírez-Santiago et al., 2019). Es necesario ampliar el análisis de casos en los que se aplican métodos de manejo intensivos como el MDS, en particular aplicado en regiones con bosques de alta diversidad y considerando diferentes condiciones del estado de conservación de la diversidad florística regional preexistente. A pesar de que el presente estudio incluyó fragmentos de bosque con sólo una pequeña parte del conjunto regional de especies que cabría esperar para un bosque húmedo de montaña maduro en la región de estudio (Breedlove, 1981; Campos-Sánchez et al., 2017; González-Espinosa y Ramírez-Marcial, 2013; Ramírez-Marcial et al., 2001), no puede dejarse de resaltar la alta relevancia de los patrones locales de diversidad, ya que un número sustancial de las especies registradas en este estudio se han calificado en alguna categoría de vulnerabilidad y prioridad respecto a su conservación (González-Espinosa et al., 2011).

El reconocimiento de los factores ecológicos que propician una alta diversidad de especies no compartidas entre un bosque poco intervenido y su contraparte bajo manejo forestal, podría fundamentar acciones de restauración ecológica activa para apoyar la regeneración

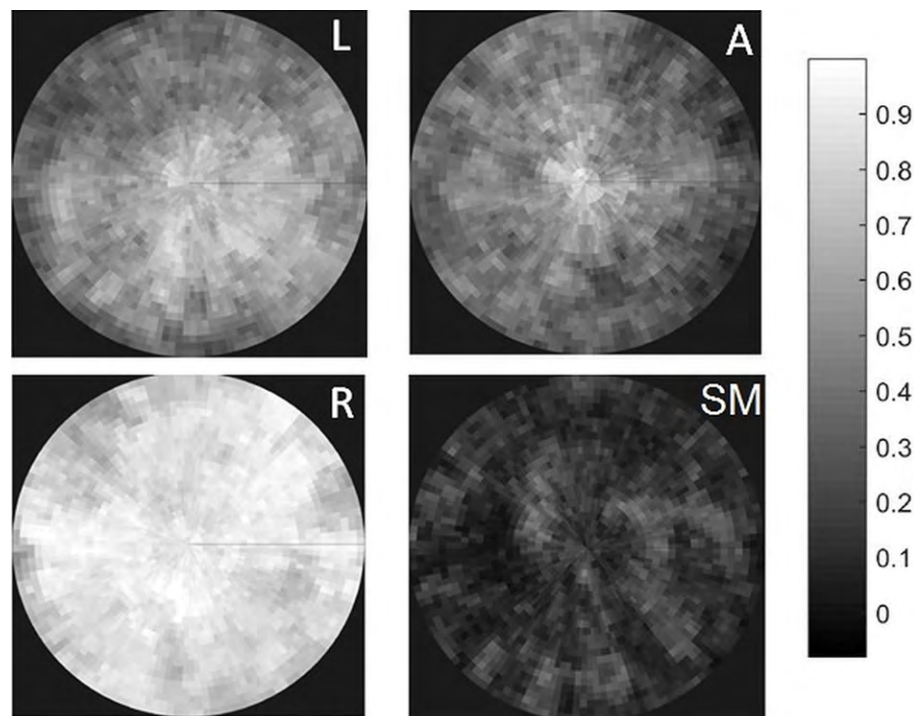


Figura 7. Representación de la fracción de apertura del dosel promedio presente en diferentes etapas de un ciclo de tratamientos silvícolas bajo el “Método de Desarrollo Silvícola”: liberación (L), aclareos (A), regeneración (R) y en un bosque sin manejo (SM). Las partes claras representan áreas de mayor penetración de luz a través del dosel forestal mientras las oscuras señalan una mayor proyección de sombra por cobertura.

natural requerida por especies particularmente sensibles a efectos del manejo (Ramírez-Marcial et al., 2003, 2001). Con base en los resultados derivados del presente trabajo se concluye que el ciclo de tratamientos que integran al MDS vistos como una unidad, mantienen una parte considerable de la estructura de la comunidad arbórea encontrada en fragmentos de bosque poco intervenidos, aunque probablemente comprometiendo una parte también considerable de su composición original. Su impacto real sobre la diversidad podría estar en relación con las condiciones del bosque húmedo de montaña a nivel regional, por lo que la persistencia y uso más extendido del MDS requiere de este tipo de consideraciones en el marco de acciones para el futuro.

### Agradecimientos

De manera especial a los propietarios de los predios forestales “San Martín” y “Santa Anita”, y del centro ecoturístico “El Siempre Verde”, por las facilidades en la realización del levantamiento de la información. A José Rafael Ramos Moreno por su asesoría y a Henry Castañeda Ocaña por su esencial colaboración en el campo. Este trabajo fue financiado con recursos otorgados por la Rufford Foundation (Núm. de donación 25259-1 a RIPL) y con recursos fiscales asignados a MGE por El Colegio de la Frontera Sur. RIPL recibió una beca del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología para estudios doctorales (Núm. Reg. 555290).

### Referencias

- Bakuzis, E. B. (1969). Forestry viewed in an ecosystem perspective. En G. M. van Dyne (Ed.), *The ecosystem concept in natural resource management* (pp. 189–258). New York: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-713450-5.50015-4>
- Battles, J. J., Shlisky, A. J., Barrett, R. H., Heald, R. C. y Allen-Diaz, B. H. (2001). The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 146, 211–222. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00463-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00463-1)
- Bawa, K. S. y Seidler, R. (1998). Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*, 12, 46–55. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96480.x>
- Breedlove, D. E. (1981). *Flora of Chiapas: part 1. Introduction to the flora of Chiapas*. San Francisco: California Academy of Sciences.
- Brown, N. (1993). The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 9, 153–168. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400007136>
- Camacho-Cruz, A., González-Espinosa, M., Wolf, J. H. D. y de Jong, B. H. J. (2000). Germination and survival of tree species in disturbed forests of the highlands of Chiapas, Mexico. *Canadian Journal of Botany*, 78, 1309–1318. <http://dx.doi.org/10.1139/b00-103>
- Campos-Sánchez, E., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Navarrete-Gutiérrez, D. A. y Pérez-Farrera, M. Á. (2017). Riqueza de especies arbóreas en bosques de montaña de Chiapas: estimaciones a partir de datos de herbarios e inventarios florísticos. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 832–844. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.015>
- Cannon, C. H., Peart, D. R., Leighton, M. y Kartawinata, K. (1994). The structure of lowland rainforest after selective logging in west Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 67, 49–68. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)90007-8](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(94)90007-8)
- Castelán-Lorenzo, M. y Arteaga-Martínez, B. (2009). Establecimiento de regeneración de Pinus patula Schl. et Cham., en cortas bajo el método árboles padres. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15, 49–57.
- Cayuela, L., Benayas, J. M. R. y Echeverría, C. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management*, 226, 208–218. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.047>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. et al. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L. P. y Hellweg, S. (2016). Impact of forest management on species richness: global meta-analysis and economic trade-offs. *Scientific Reports*, 6, 23954. <http://dx.doi.org/10.1038/srep23954>
- Cleary, D. F. R. (2004). Assessing the use of butterflies as indicators of logging in Borneo at three taxonomic levels. *Journal of Economic Entomology*, 97, 429–435. <http://dx.doi.org/10.1093/jee/97.2.429>
- Cleary, D. F. R., Boyle, T. J. B., Setyawati, T., Anggraeni, C. D. y Loon, E. E. V. (2007). Bird species and traits associated with logged and unlogged forest in Borneo. *Ecological Applications*, 17, 1184–1197. <http://dx.doi.org/10.1890/05-0878>
- Costa, F. R. C. y Magnusson, W. E. (2002). Selective logging effects on abundance, diversity, and composition of tropical understory herbs. *Ecological Applications*, 12, 807–819. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012%5B0807:SLEOAD%5D2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012%5B0807:SLEOAD%5D2.0.CO;2)
- Costa, F. R. C. y Magnusson, W. E. (2003). Effects of selective logging on the diversity and abundance of flowering and fruiting understory plants in a central Amazonian forest. *Biotropica*, 35, 103–114. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00267.x>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z. et al. (2018). Assessing nature’s contributions to people. *Science*, 359, 270–272. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aap8826>

- ESRI. (2013). ESRI ArcMap GIS software v. 10.2 for Desktop. Recuperado el 22 de abril, 2020 de: <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>
- Fredericksen, T. S. y Putz, F. E. (2003). Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation*, 12, 1445–1453.
- Galindo-Jaimes, L., González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P. y García-Barrios, L. (2002). Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, Mexico. *Plant Ecology*, 162, 259–272.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México D.F.: UNAM.
- González-Espinosa, M., Meave, J. A., Lorea-Hernández, F. G., Ibarra-Manriquez, G. y Newton, A. C. (2011). *The Red List of Mexican cloud forest trees*. Cambridge: Fauna & Flora International.
- González-Espinosa, M., Ochoa-Gaona, S., Ramírez-Marcial, N. y Quintana-Ascencio, P. F. (1995). Current land-use trends and conservation of old-growth forest habitats in the highlands of Chiapas, Mexico. En M. H. Wilson y S. A. Sader (Eds.), *Conservation of Neotropical migratory birds in Mexico* (pp. 190–198). Orono: The Maine Agriculture and Forestry Experiment Station.
- González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. (2005). Riqueza de especies de árboles en Chiapas: variación espacial y dimensiones ambientales asociadas al nivel regional. En M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial y L. Ruiz-Montoya (Eds.), *Diversidad biológica en Chiapas* (pp. 81–116). México: Plaza y Valdés.
- González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. (2006). El disturbio antrópico y la conservación y restauración de bosques de las montañas del centro y norte de Chiapas. En K. Oyama y A. Castillo (Eds.), *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: perspectivas desde la investigación científica, México, Vol. 21* (pp. 278–291). México: UNAM, Siglo XXI.
- González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. (2013). Comunidades vegetales terrestres. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Gobierno del Estado de Chiapas (Eds.), *La biodiversidad en Chiapas: estudio de estado Vol. 2* (pp. 21–42). México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. y Galindo-Jaimes, L. (2006) Secondary succession in montane pine-oak forests of Chiapas, Mexico. En M. Kappelle (Eds.), *Ecology and conservation of Neotropical montane oak forests* (pp. 209–221). Berlin: Springer-Verlag. [http://dx.doi.org/10.1007/3-540-28909-7\\_16](http://dx.doi.org/10.1007/3-540-28909-7_16)
- González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Galindo-Jaimes, L., Camacho-Cruz, A., Golicher, D., Cayuela, L. et al. (2009). Tendencias y proyecciones del uso del suelo y la diversidad florística en Los Altos de Chiapas, México. *Investigación Ambiental*, 1, 40–53.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2013). *PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. Paleontological Statistics, PAST, 3.0 the Past of the Future*. Recuperado el 24 de octubre, 2019 de: <http://palaeo-electronica.org>
- Hernández, F. J., Deras-Ávila, A. G., Deras-Ávila, N. I. y Colín, J. G. (2019). Influence of the seed tree method on the diversity of regeneration in a mixed forest in Durango, Mexico. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 25, 219–234. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2018.09.066>
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A. et al. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19, 189–200. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.08.052>
- INAFED (Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal). (2010). *Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México: estado de Chiapas*. Recuperado el 28 de octubre, 2019 de: <http://www.inafed.gob.mx>
- Ishii, H. T., Tanabe, S. y Hiura, T. (2004). Exploring the relationships among canopy structure, stand productivity, and biodiversity of temperate forest ecosystems. *Forest Science*, 50, 342–355.
- Kassambara, A. (2019). *Rstatix: pipe-friendly framework for basic statistical tests in R*. Recuperado el 15 de abril, 2020 de: <https://github.com/kassambara/rstatix>
- Kozłowski, T. T. (2002). Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 158, 195–221. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00712-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00712-X)
- Kremen, C. y Merenlender, A. M. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science*, 362, 1–10. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aau6020>
- Lewis, O. T. (2001). Effect of experimental selective logging on tropical butterflies. *Conservation Biology*, 15, 389–400. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015002389.x>
- López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez-Gonzalez, J. C., González-Tagle, M. A. y Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23, 39–51.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Londres: Croom Helm. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Malcolm, J. R. y Ray, J. C. (2000). Influence of timber extraction routes on central African small-mammal communities, forest structure, and tree diversity. *Conservation Biology*, 14, 1623–1638. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99070.x>
- Malmer, A. y Grip, H. (1990). Soil disturbance and loss of infiltrability caused by mechanized and manual extraction of tropical rainforest in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 38, 1–12. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90081-L](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(90)90081-L)

- Martini, A. M. Z., Rosa, N. de A. y Uhl, C. (1994). An attempt to predict which Amazonian tree species may be threatened by logging activities. *Environmental Conservation*, 21, 152–162. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892900024589>
- Méndez-Dewar, G., González-Espinosa, M. y Equihua, M. (2014). Spatial heterogeneity of light and tree sapling responses in the understory of disturbed montane forests. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 8, 448–455. <http://dx.doi.org/10.3832/ifor1195-007>
- Méndez-Dewar, G., González-Espinosa, M. y Equihua, M. (2015). From seedling to sapling: tree species responses to spatial and temporal understory light heterogeneity in disturbed tropical montane forests. *Botanical Sciences*, 93, 719–729. <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.169>
- Miranda, F. (1952). *La vegetación de Chiapas*. Tuxtla Gutierrez: Ediciones del Gobierno del Estado.
- Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, D. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley.
- Müllerried, F. K. G. (1957). *Geología de Chiapas*. México, D.F.: Gobierno del Estado de Chiapas.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D. et al. (2017). *Vegan community ecology package: ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists*. R package version 2.4.-2. Recuperado el 12 de agosto, 2019 de: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan>
- Ortega-Álvarez, R., Casas, A., Figueroa, F. y Sánchez-González, L. A. (2018). Producir y conservar: nuevos horizontes en torno a los modelos de integración y separación territorial. *Sociedad y Ambiente*, 18, 11–44. <http://dx.doi.org/10.31840/sya.v0i18.1874>
- Padmawathe, R., Qureshi, Q. y Rawat, G. S. (2004). Effects of selective logging on vascular epiphyte diversity in a moist lowland forest of Eastern Himalaya, India. *Biological Conservation*, 119, 81–92. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.024>
- Parrotta, J. A., Francis, J. K. y Knowles, O. H. (2002). Harvesting intensity affects forest structure and composition in an upland Amazonian forest. *Forest Ecology and Management*, 169, 243–255. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00758-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00758-7)
- Pastur, G. M., Peri, P. L., Fernández, M. C., Staffieri, G. y Lencinas, M. V. (2002). Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *Journal of Forest Research*, 7, 165–174. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02762606>
- Pereira, Jr. R., Zweede, J., Asner, G. P. y Keller, M. (2002). Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 168, 77–89. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00732-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00732-0)
- Pérez-Rodríguez, F., Vargas-Larreta, B., Aguirre-Calderón, O. A., Corral-Rivas, J. J. y Rojo-Alboreca, A. (2013). Proceso analítico jerárquico para seleccionar métodos de manejo forestal en Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4, 55–72.
- Perry, D. A. (1994). *Forest ecosystems*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- R Development Core Team. (2008). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Recuperado el 12 de febrero, 2019 de: <http://www.r-project.org>
- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A. y González-Espinosa, M. (2003). *Guía para la propagación de especies leñosas nativas de Los Altos y Montañas del Norte de Chiapas*. San Cristóbal de las Casas: El Colegio de la Frontera Sur.
- Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M. y Williams-Linera, G. (2001). Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 154, 311–326. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00639-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00639-3)
- Ramírez-Santiago, R., Ángeles-Pérez, G., Hernández-de la Rosa, P., Cetina-Alcalá, V. M., Plascencia-Escalante, O. y Clark-Tapia, R. (2019). Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 25, 1-12. <http://dx.doi.org/10.21829/myb.2019.2531818>
- Sánchez-Velásquez, L. R. y Pineda-López, M. del R. (1993). Conservación y desarrollo rural en zonas de montaña: El manejo forestal como un elemento potencial en Veracruz. *BIOTAM*, 5, 35–44.
- Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., Pfund, J. L., Sheil, D., Meijaard, E. et al. (2013). Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 110, 8349–8356. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1210595110>
- Shields, J. M., Webster, C. R. y Nagel, L. M. (2007). Factors influencing tree species diversity and *Betula alleghaniensis* establishment in silvicultural openings. *Forestry*, 80, 293–307. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpm013>
- Siry, J. P., Cubbage, F. W. y Ahmed, M. R. (2005). Sustainable forest management: global trends and opportunities. *Forest Policy and Economics*, 7, 551–561. <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2003.09.003>
- Solís-Moreno, R., Aguirre-Calderón, Ó. A., Treviño-Garza, E. J., Jiménez-Pérez, J., Jurado-Ybarra, E. y Corral-Rivas, J. (2006). Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 12, 49–64. <http://dx.doi.org/10.21829/myb.2006.1221242>
- Steel, R. G. D. y Torrie, J. H. (1980). *Principles and procedure of statistics*. New York: McGraw Hill.
- Thysell, D. R. y Carey, A. B. (2000). *Effects of forest management on understory and overstory vegetation: a retrospective study*, Vol. 488. Portland: USDA, For. Serv. Gen. Tech. Rep. Pacific Northwest Research Station.
- Torras, O. y Saura, S. (2008). Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management*, 255, 3322–3330. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.013>
- Vásquez-Cortez, V. F., Clark-Tapia, R., Manzano-Méndez, F., González-Adame, G. y Aguirre-Hidalgo, V. (2018). Estructura, composición y diversidad arbórea y arbustiva en tres condiciones de manejo forestal de Ixtlán de Juárez,

- Oaxaca. *Madera y Bosques*, 24, 1-13. <http://dx.doi.org/10.21829/myb.2018.2431649>
- Villaseñor, J. L. (2010). *El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico*. México D. F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-UNAM.
- von Gadow, K., Pukkala, T. y Tomé, M. (2012). *Sustainable forest management* (Vol. 1). Amsterdam: Springer.
- Walker, L. R., Wardle, D. A., Bardgett, R. D. y Clarkson, B. D. (2010). The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology*, 98, 725–736. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01664.x>
- Weiss, M. y Baret, F. (2017). *CAN\_EYE V6. 4.91 User Manual*. Recuperado el 12 de agosto, 2019 de: <http://jecam.org>
- Whitmore, T. C. y Sayer, J. A. (1992). *Tropical deforestation and species extinction*. New York: Chapman & Hall.