

Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo

M. González-Espinosa ¹, J.A. Meave ², N. Ramírez-Marcial ¹, T. Toledo-Aceves ³, F.G. Lorea-Hernández ⁴, G. Ibarra-Manríquez ⁵

(1) Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, Área de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Apartado Postal 63, 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

(2) Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad 3000, Circuito Exterior s/n, 04510 México, Distrito Federal, México.

(3) Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C., Apartado Postal 63, 91070 Xalapa, Veracruz, México.

(4) Red de Biodiversidad y Sistemática, Instituto de Ecología, A.C., Apartado Postal 63, 91070 Xalapa, Veracruz, México.

(5) Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro Núm. 8701, Colonia Ex-Hacienda de San José de La Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.

➤ Recibido el 10 de enero de 2012, aceptado el 12 de marzo de 2012.

González-Espinosa, M., Meave, J.A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G. (2012). Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas* 21(1-2):36-54.

El bosque de niebla de México, formación vegetal ampliamente conocida en este país como bosque mesófilo de montaña, incluye una variedad de asociaciones que ocupan aproximadamente 1% del territorio nacional. Por su distribución fragmentaria en las partes media y alta de las serranías húmedas (principalmente, pero no de manera continua entre 1500 y 2500 m de altitud), su compleja historia biogeográfica y su contacto con muchos otros tipos de vegetación, este bosque incluye al menos 10% de las plantas vasculares de la flora mexicana (alrededor de 27 000 especies). Recientemente se ha estimado que de un total de 762 especies arbóreas que prosperan en estos bosques, al menos 60% están en alguna categoría de amenaza de acuerdo con los criterios de la UICN (23% Vulnerable, 27% En Peligro y 11% En Peligro Crítico). Las tendencias actuales de crecimiento poblacional, de cambio de uso del suelo y el cambio climático mundial exigen acciones de conservación y restauración para revertir sus efectos. El modelo convencional de conservación consistente en establecer áreas naturales protegidas puede ser viable y todavía necesario en algunas áreas para conservar la integridad de los bosques de niebla en su conjunto. Sin embargo, en la mayor parte de su distribución se requiere de estrategias novedosas de restauración que logren conciliar su aprovechamiento sustentable y el bienestar de sus pobladores con la conservación del extraordinario patrimonio natural que representan para México y el mundo.

Palabras clave: bosque mesófilo de montaña, categorías de riesgo, Lauraceae, *Quercus*, Rubiaceae, UICN

González-Espinosa, M., Meave, J.A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G. (2012). Cloud forests of Mexico: conservation and restoration of their tree component. *Ecosistemas* 21(1-2):36-54.

The cloud forest of Mexico, a plant formation widely known in this country as mesophyllous montane forest (*bosque mesófilo de montaña*), comprises a diverse array of plant associations that collectively occupy nearly 1% of the national territory. Because of its fragmented distribution at mid- and high elevations of the humid mountain ranges (mostly but not continuously between 1500 and 2500 m altitude), its complex biogeographic history, and its adjacency with many other vegetation types, Mexican cloud forests host at least 10% of the country's vascular plant flora, estimated at around 27 000 species. A recent appraisal showed that of a total of 762 tree species that thrive in these forests, at least 60% are in one of the various threat categories defined by the IUCN (23% Vulnerable, 27% Endangered, and 11% Critically Endangered). Current trends of population growth, land use/land cover change, and global climate change demand conservation and restoration actions to help revert their effects. The conventional conservation model consisting in the establishment of natural protected areas may be viable and still necessary in some areas to preserve the integrity of cloud forests as a whole. Nevertheless, novel restoration strategies are needed across most of its original range that are capable of reconciling the sustainable exploitation of these forests and the well-being of their inhabitants with the conservation of the extraordinary natural heritage that these forests signify for Mexico and the world.

Keywords: mesophyllous montane forest, risk categories, Lauraceae, *Quercus*, Rubiaceae, IUCN

Introducción

Los bosques de niebla (BN) de México constituyen uno de los ecosistemas con mayor biodiversidad y capacidad de provisión de recursos hídricos (**Fig. 1**). Paradójicamente, estos bosques se consideran como el ecosistema terrestre más amenazado a nivel nacional. Debido a cambios de uso del suelo y los efectos derivados del cambio climático global, se les asigna una alta prioridad para su conservación y la promoción del desarrollo sustentable en áreas aledañas (Aldrich et al. 1997; CONABIO 2010; Toledo-Aceves et al. 2011; Calderón Aguilera et al. 2012). En México se han aplicado numerosos nombres a los bosques de niebla, destacando el de 'bosque mesófilo de montaña' (Rzedowski 1978; véase una revisión reciente en Villaseñor 2010). Este tipo de bosque se asocia a una estacionalidad pluvial poco marcada, una presencia frecuente de neblina al nivel de la vegetación y la ausencia de heladas en su interior. Aunque ocupa sólo 0.5-1.0% del territorio mexicano, se trata del ecosistema con la mayor densidad de especies de flora y fauna en México (Challenger 1998). Su distribución actual es marcadamente residual, no sólo por razones de su historia biogeográfica, sino en gran medida por el reciente cambio de uso del suelo para la agricultura de cultivos anuales o plantaciones de café. Estudios recientes sobre su componente arbóreo señalan, quizá de manera conservadora, que al menos 60% de sus especies enfrentan algún grado de amenaza (González-Espinosa et al. 2011). En este trabajo se presenta una breve revisión sobre la distribución, composición florística, estructura, amenazas regionales y globales, potencial de conservación y acciones de restauración de los BN de México, concentrándonos en su componente arbóreo. El espacio disponible no permite tratar los temas con gran detalle y, por tanto, se ha privilegiado el criterio de abordar aquellos que puedan motivar más interés y nuevos estudios sobre este ecosistema.

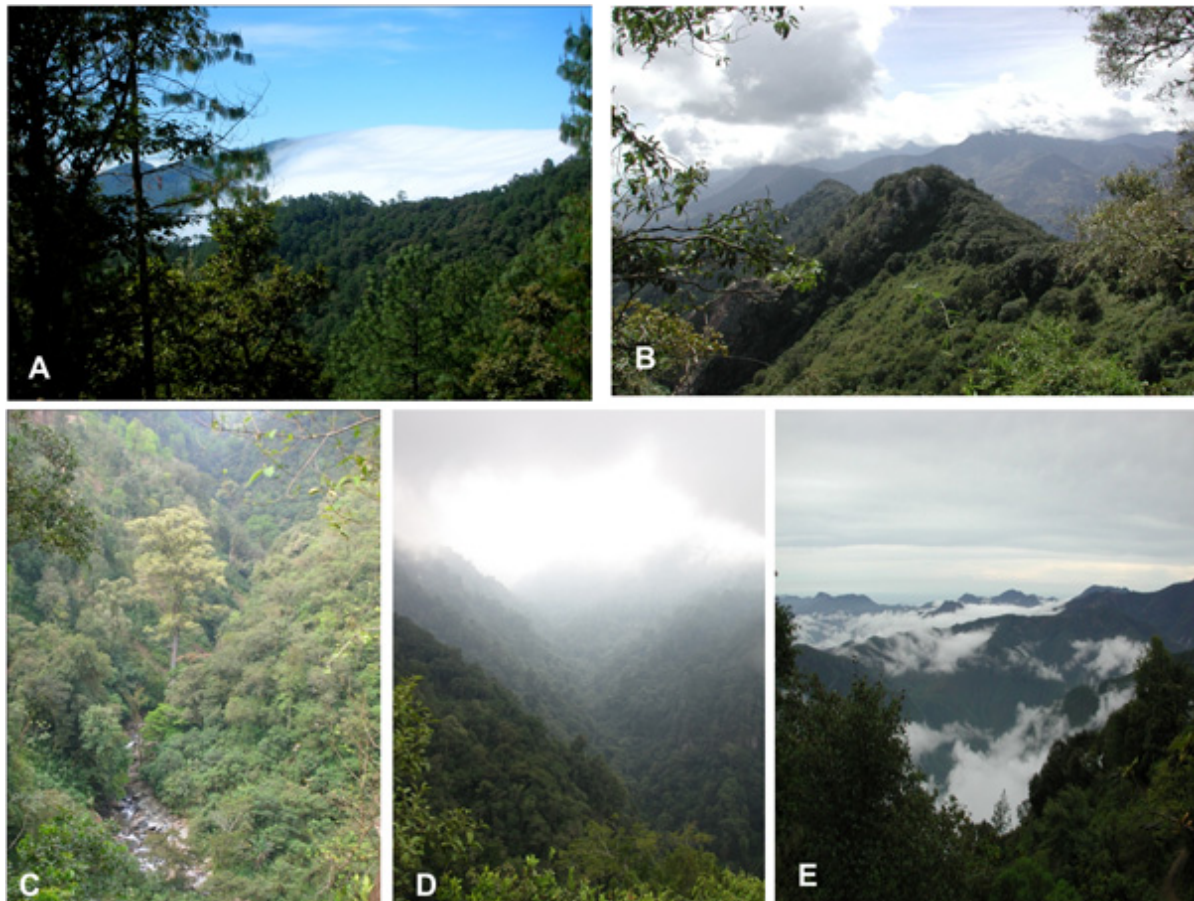


Figura 1. Bosques de niebla de México en buen estado de conservación. **(A)** Cimas cubiertas de nubes en la región de La Chinantla, estado de Oaxaca, una de las áreas que reciben mayor cantidad de lluvia en el país (aprox. 5,500 mm). En primer plano se aprecian algunas copas de pinos, especies que predominan en áreas perturbadas o en los bosques de coníferas que se ubican en la sombra orográfica de la serranía. Foto: Jorge A. Meave. **(B)** Cimas y pendientes abruptas en Teipán, estado de Oaxaca. Foto: Nancy Mejía-Domínguez. **(C)** Cañada en La Chinantla (Oaxaca) con un árbol de *Ulmus mexicana* de alrededor de 60 m de altura con follaje verde claro recientemente formado. Foto: Jorge A. Meave. **(D)** Cañada profunda en el ejido San Pedro Buenavista, estado de Veracruz. Foto: Tarín Toledo-Aceves. **(E)** Nubes sobre cañadas y laderas en Teipán (Oaxaca). Foto: Nancy Mejía-Domínguez.

Distribución de los bosques de niebla

Los bosques de niebla en México incluyen, de manera general, comunidades forestales transicionales de las montañas húmedas tropicales y subtropicales entre 1500 y 2500 m de altitud, al sur del paralelo 25° de latitud norte (Villaseñor 2010; Toledo-Aceves et al. 2011) (**Fig. 2**). Sin embargo, en algunos casos se incluyen también comunidades cuya distribución puede extenderse muy por debajo (600 m) o encima (3200 m) de estos límites altitudinales debido a la influencia de la topografía (efecto *Massenerhebung*; Grubb 1971) o la alta disponibilidad local de humedad (Luna et al. 2001). Comúnmente los BN ocupan áreas húmedas contiguas a bosques más secos y estacionales con dominancia de *Pinus*, *Quercus*, o ambos, y más frescas que las ocupadas por varios tipos de bosques tropicales a menores altitudes (Miranda y Hernández X. 1963; Rzedowski 1978). La precipitación anual en localidades de BN no es menor de 1000 mm, a menudo excede 1500 mm y en algunas áreas rebasa 3000 mm (Rzedowski 1978). La región de La Chinantla (Sierra Norte de Oaxaca) es posiblemente el área más lluviosa en México (más de 5500 mm) y alberga uno de los ejemplos mejor conservados de este tipo de vegetación en el país (Meave et al. 2006). La temperatura media anual de localidades con BN puede variar de 12 a 23°C. Las heladas pueden incidir en la parte alta del dosel y en áreas abiertas (Rzedowski 1978), pero no se presentan en el interior del bosque o al nivel del suelo (Breedlove 1981; Mejía-Domínguez et al. 2012). Los suelos de los BN pueden ser profundos o someros pero con abundante materia orgánica. El sustrato geológico es tan variable como en casi cualquier tipo de vegetación en México, aunque en muchas áreas se desarrolla sobre rocas sedimentarias. Los altos niveles de precipitación y una baja evapotranspiración, resultan en suelos saturados, adecuados para organismos anaerobios, que ocasionan suelos ácidos (pH de 4 a 6; Rzedowski 1978). Debido a que este bosque se desarrolla en regiones montañosas, las pendientes donde se establece son fuertes y los terrenos abruptos.

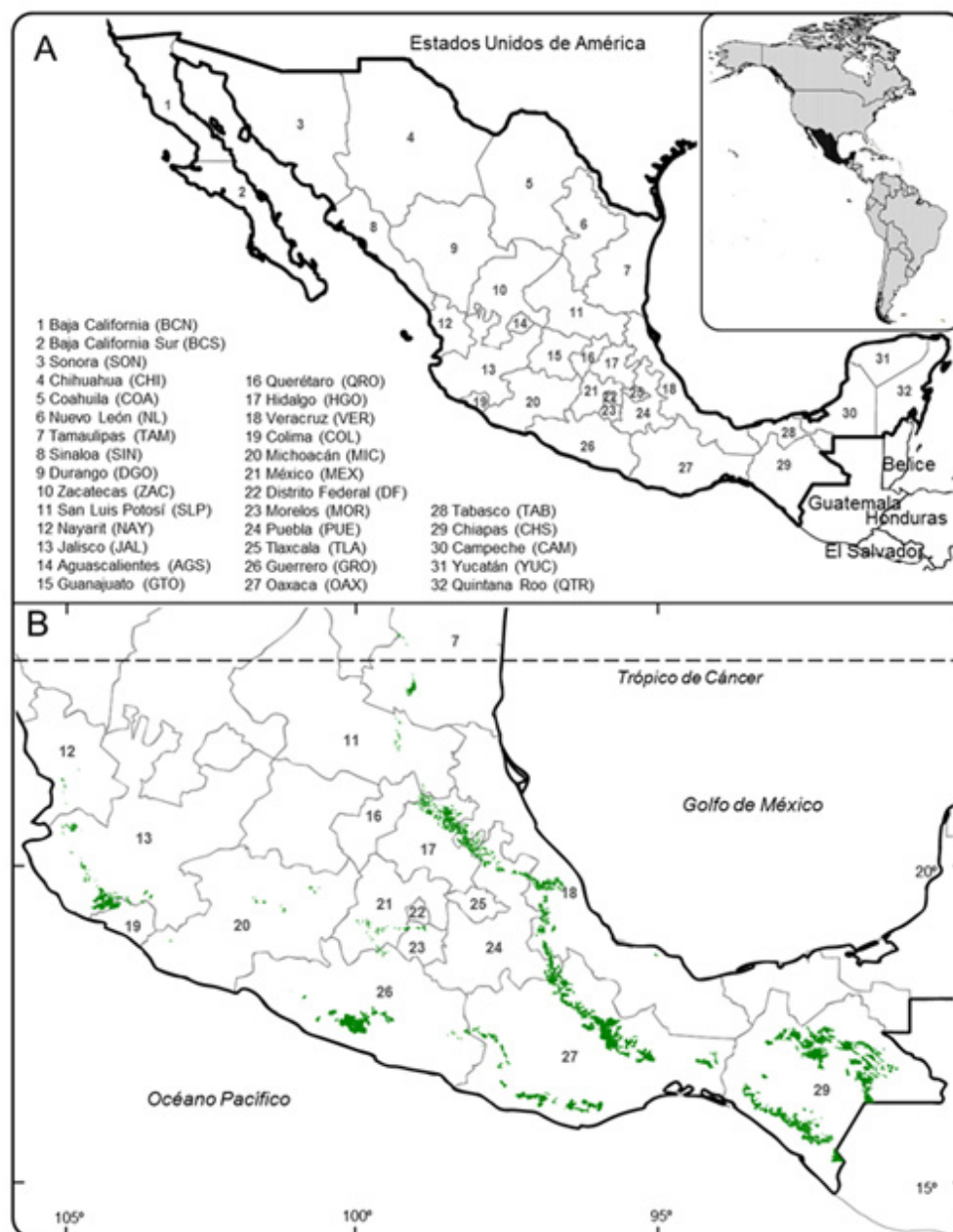


Figura 2. (A) Mapa que muestra la posición de México en Norteamérica respecto a Centroamérica y Sudamérica y la ubicación de los 31 estados de la federación y el Distrito Federal. (B) Distribución del bosque de niebla en México (manchas verdes). Elaborado por Marco A. Romero-Romero a partir de un mapa de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (González-Espinosa et al. 2011; Toledo-Aceves et al. 2011).

De manera similar a lo que ocurre con los bosques de niebla en otras regiones del mundo (Hamilton et al. 1995; Kappelle y Brown 2001; Bruijnzeel et al. 2011), su patrón de distribución en México es discontinuo, análogo a un “archipiélago de islas” de bosques húmedos rodeado por una matriz de otras formaciones vegetales (CONABIO 2010). Esta discontinuidad es más evidente en la vertiente del Pacífico, donde su distribución en Chiapas estaba muy separada de los BN de Oaxaca, Guerrero y Jalisco, incluso antes de que se perdiera mucho de su superficie (Fig. 2). Los bosques que reciben la influencia de los vientos alisios húmedos del Golfo de México, desde el sureste de San Luis Potosí hasta el norte y centro de Oaxaca, muestran una distribución más continua incluso en la actualidad. La evidencia paleoecológica señala la presencia de elementos característicos del bosque de niebla en México desde el Terciario Temprano (Eoceno-Oligoceno) y, no obstante su distribución fragmentaria, es posible identificar desde el Mioceno Inferior un núcleo florístico básico (Rzedowski y Palacios-Chávez 1977; Rzedowski 1996). Estudios sobre cambios en la vegetación en los milenios recientes indican que la distribución del bosque de niebla puede considerarse como residual, con expansiones y retracciones recurrentes (Figueroa-Rangel et al. 2008, 2010, 2012). No se dispone de una estimación precisa de la extensión de los BN debido a la tasa de cambio de uso del suelo tan alta y a la persistencia de asociaciones secundarias cuya estructura y composición están severamente alteradas (Breceda Solís-Cámara y Reyes 1990; Romero-Romero et al. 2000; Cayuela et al. 2006a,b; Vaca et al. 2011). Se estima que

las comunidades maduras y secundarias de estos bosques todavía ocupan 8800 km² del territorio mexicano y que al menos 50% de su cobertura original ha sido reemplazada por otros usos del suelo (Challenger 1998; CONABIO 2010). La densidad poblacional en las áreas de BN es relativamente baja (25 hab./km²); para el año 2005 se calculó que en estos bosques habitaban aproximadamente 390 000 personas (CONABIO 2010), aunque este número se eleva a cerca de 3 millones de habitantes si se consideran áreas contiguas con otros tipos de vegetación o usos del suelo. Es preocupante que la mayoría de esta población vive en condiciones de elevada marginación (CONABIO 2010).

Riqueza de especies, composición y estructura

La extraordinaria riqueza biológica de los bosques de niebla ha sido ampliamente reconocida, pero pocos estudios han intentado explicarla y recopilar un inventario actualizado de su flora (Rzedowski 1996; Villaseñor 2010). Una de las causas de su alta riqueza florística se deriva de que en los BN y otros bosques húmedos colindantes se juntan elementos holárticos y meridionales, destacando el frecuente predominio de algunos de afinidad boreal en el dosel, bajo el cual crecen numerosos elementos de origen andino, en especial arbustos y hierbas (Miranda y Sharp 1950; Quintana-Ascencio y González-Espinosa 1993; Rzedowski 1996; Villaseñor 2010). Por otra parte, la distribución discontinua de los hábitats montanos húmedos con frecuencia hace que los bosques de niebla se desarrollen sobre suelos derivados de una amplia gama de sustratos geológicos (sedimentario, granítico y basáltico) y en cañadas protegidas del viento y la insolación, así como en laderas protegidas o expuestas a vientos cargados de humedad (Rzedowski 1978). Como resultado de estos factores, el bosque de niebla presenta una incidencia alta de especies endémicas (posiblemente paleoendemismos que han persistido en microhábitats con continuidad microclimática), con estimaciones preliminares de 30% de especies endémicas a México, y cerca de 60% si se abarca el territorio de México hasta el norte de Nicaragua (Rzedowski 1991). Finalmente, en siglos recientes las secuencias sucesionales derivadas del disturbio humano posiblemente han jugado un papel importante en la distribución local de algunas especies y su incorporación a comunidades secundarias derivadas de los bosques de niebla (Quintana-Ascencio y González-Espinosa 1993; Ramírez-Marcial et al. 2001; Olvera-Vargas y Figueroa-Rangel 2012), contribuyendo con ello a aumentar el número de sus especies.

Rzedowski (1996) compiló una lista de 650 géneros pertenecientes a 144 familias de plantas vasculares que contienen al menos una especie con una distribución casi o totalmente exclusiva de los bosques de niebla. Previamente, el mismo autor había propuesto un total aproximado de 2500 especies como componentes exclusivos o preferentes de estos bosques (Rzedowski 1991). Más recientemente, Villaseñor (2010), usando una definición más amplia que la de otros autores al referirse a este tipo de vegetación, reportó cifras mayores de especies ‘restringidas’ a lo que él denominó como ‘bosque húmedo de montaña’ (2822 especies, 815 géneros y 176 familias). Esta estimación indica, en términos muy generales, la presencia de 10% de las especies, 52% de los géneros y 82% de las familias conocidas en la flora mexicana (unas 27 000 especies) (Villaseñor 2003, 2010).

Recientemente se elaboró una lista de las especies de árboles presentes en los bosques de niebla basada en la opinión de numerosos expertos (762 especies distribuidas en 85 familias). Se incluyeron especies de distribución exclusiva en este tipo de vegetación y aquellas compartidas con otras formaciones vegetales (González-Espinosa et al. 2011). Al concentrarse en las especies arbóreas se logró evaluar de manera novedosa la contribución de las familias y los géneros a la composición florística de los BN (**Fig. 3**). Destacan las contribuciones de Lauraceae (71 especies) y Rubiaceae (60 especies), muy por encima de las Fagaceae y Fabaceae, con 38 y 35 especies, que les siguen en tercero y cuarto lugar, respectivamente. Entre los géneros de especies arbóreas sobresale la riqueza de encinos o robles (*Quercus*, con 37 especies) (Olvera-Vargas y Figueroa-Rangel 2012), seguidos de *Ocotea*, *Clethra*, *Saurauia*, *Miconia*, *Inga*, *Eugenia* y *Arachnothryx*, cada uno con al menos 15 especies (**Fig. 4**).

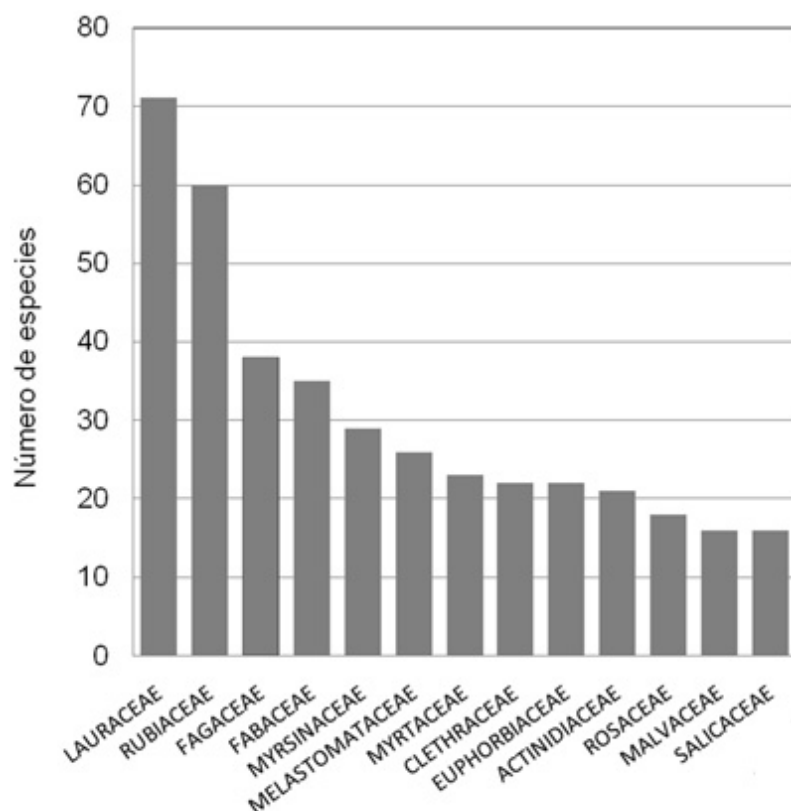


Figura 3. Familias con 15 o más especies de árboles entre las 85 familias botánicas incluidas en el listado de la Red List de México (González-Espinosa et al. 2011). Destaca la contribución de especies de las familias Lauraceae y Rubiaceae a la flora arbórea del bosque de niebla en México.

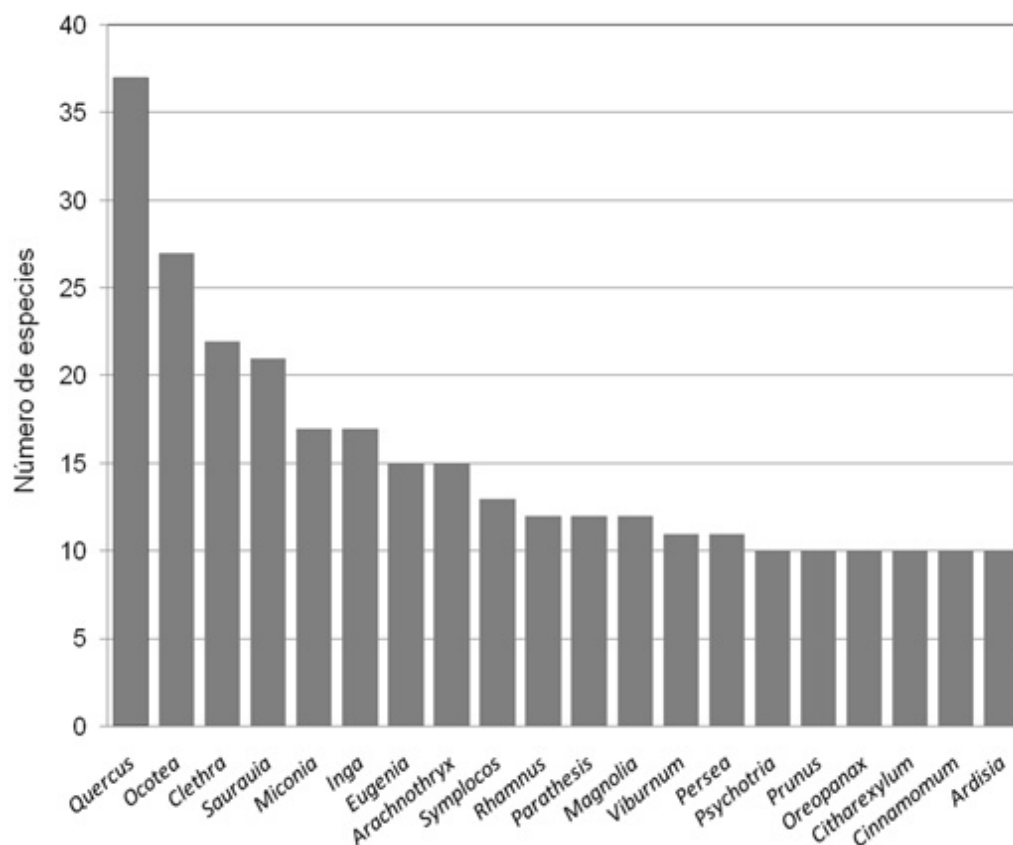


Figura 4. Géneros del bosque de niebla en México que cuentan con diez o más especies arbóreas (González-Espinosa et al. 2011).

Otro atributo relevante del bosque de niebla es su notable heterogeneidad fisionómica, determinada por el cambio de las especies dominantes entre sitios incluso muy cercanos (p. ej. Williams-Linera 1991, 2002; Rincón Gutiérrez 2007), con alturas de dosel muy variables, desde 2.5 m, como en las partes altas del volcán San Martín Tuxtla en Veracruz (Álvarez del Castillo 1977) y del cerro Salomón, en Oaxaca (Ishiki Ishihara 1988), hasta bosques con el dosel a 35-40 m de altura, del que sobresalen los que posiblemente son los árboles más altos en México, pertenecientes a la especie *Ulmus mexicana*, con individuos que alcanzan hasta 75 m de altura, en zonas muy húmedas de Oaxaca y de la Sierra Madre de Chiapas (Miranda 1952; González-Espinosa et al. 2011). El bosque de niebla incluye especies arbóreas tanto perennifolias como caducifolias, con tamaños y formas de hojas muy variables (Rzedowski 1996; Williams-Linera 2007), sobre todo dependiendo del gradiente altitudinal (Velázquez-Rosas et al. 2002). Si se consideran las 2500 especies de plantas vasculares que Rzedowski (1996) incluye como casi o totalmente asociadas a los BN en México, la mayor riqueza se encuentra en las epífitas (32%), seguidas de los arbustos y las hierbas (24%), los árboles (18%) y con porcentajes menores, los bejucos y lianas (2%). Se observa un claro predominio de las dicotiledóneas (52%) sobre las monocotiledóneas (28%) y las pteridofitas (20%), con sólo 10 especies de gimnospermas.

Aunque la fauna que habita los bosques de niebla en México no ha sido evaluada de manera tan completa como la flora, diferentes estudios indican también una diversidad elevada. Por ejemplo, se ha propuesto que estos bosques tienen el promedio más alto de especies de mamíferos al compararlos con otros ecosistemas (Fa y Morales 1993). Las causas principales que se han invocado para explicar la alta riqueza de fauna son similares a las mencionadas para la vegetación, así como procesos de coevolución de las plantas y la fauna asociada, especialmente los polinizadores (Gentry 1982). Además de ser muy diversa, la fauna también muestra un componente endémico importante (Fa y Morales 1993); se estima que 11% de las 182 especies de aves reportadas para el BN están restringidas a este ecosistema (Challenger 1998). De las especies endémicas de Mesoamérica, Flores-Villela y Navarro (1993) reportan la presencia de 126 especies de reptiles, 100 de anfibios y 45 de mamíferos en este tipo de vegetación en México.

Conservación y amenazas sobre los bosques de niebla

Las principales amenazas para los bosques de niebla en México, como en otras regiones del mundo, se asocian con el cambio de uso del suelo y la limitada migración hacia altitudes mayores (y posible extinción) de algunas poblaciones por cambio climático global (Pounds et al. 1999; Still et al. 1999; Téllez-Valdés et al. 2006; Williams-Linera 2007; Boehmer 2011; Toledo-Aceves et al. 2011) (**Fig. 5**). Se ha estudiado poco cómo el calentamiento global puede afectar la distribución de las especies que alcanzan el límite de los 2500 m, generalmente aceptado como cota superior del BN en México (p. ej. Téllez-Valdés et al. 2006; Golicher et al. 2008). En muchas áreas fuera del Eje Neovolcánico Transversal (EVT), que corre del Océano Pacífico al Golfo de México, en las latitudes centrales del país, las especies que alcanzan esta cota de altitud difícilmente encontrarían áreas más arriba donde refugiarse. Sin embargo, debe notarse que en el EVT los fragmentos de este tipo de bosque son escasos y pequeños (**Fig. 2**) y que, posiblemente, las migraciones dependerían fuertemente de factores fisiográficos y climáticos locales. También será importante evaluar los efectos sobre las distribuciones de las especies, y del BN en su conjunto, no sólo en términos de la altitud, sino también a lo largo de las serranías que se extienden hacia el norte, como la historia paleogeográfica indica que ha ocurrido.

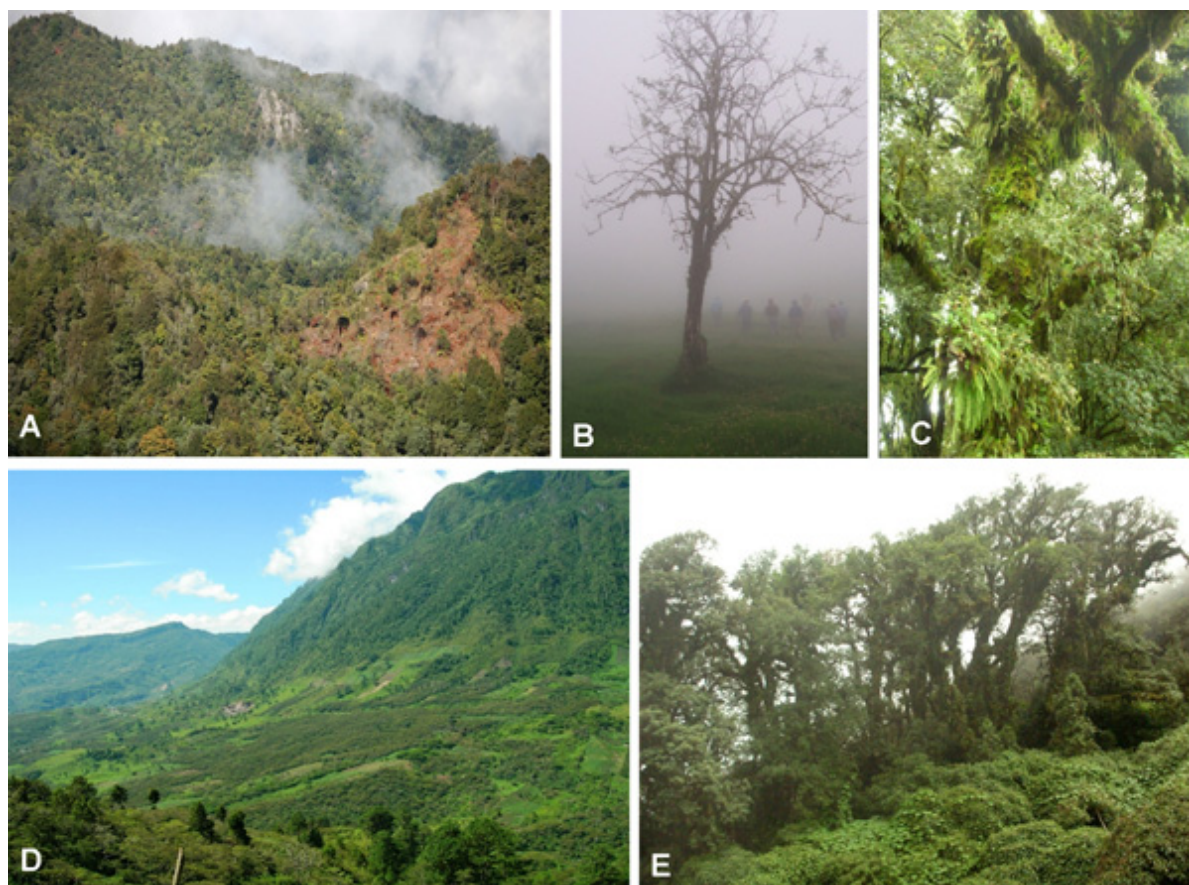


Figura 5. Paisajes de bosques de niebla en México con diferentes tipos de disturbio. (A) Laderas con deslizamientos de suelo y deforestación selectiva de *Quercus* spp. para obtener leña y producir carbón (primer plano) en las faldas del volcán Tzontehuitz, Meseta Central de Chiapas. Foto: Neptalí Ramírez-Marcial. (B) Árbol remanente en terreno convertido a potrero para ganado bovino y caballar en el centro de Veracruz. Foto: Tarín Toledo-Aceves. (C) Carga abundante de epífitas en las ramas de un árbol ubicado en el borde de un fragmento remanente de bosque de niebla en la Sierra Mazateca (Oaxaca). Las epífitas (orquídeas, helechos, bromeliáceas y otras), típicas de los bosques de niebla tropicales, son muy sensibles, aunque en grado diferente, a los efectos de la fragmentación y al disturbio humano. Foto: Jorge A. Meave. (D) Plantaciones de café de sombra, y algunos maizales y potreros en la parte baja de una ladera abrupta en la región de las Montañas del Norte de Chiapas. Foto: Neptalí Ramírez-Marcial. (E) Árboles remanentes con sus copas recortadas por los vientos fuertes en la región de la Sierra Mazateca, estado de Oaxaca. Foto: Jorge A. Meave.

A pesar de esfuerzos considerables recientes, no se dispone aún de bases de información adecuadas sobre dos variables básicas para definir el grado de afectación de los BN: el tamaño de los fragmentos relativamente conservados y el grado de la degradación en la composición y estructura de sus comunidades secundarias (CONABIO 2010; Calderón-Aguilera et al. 2012). Se ha mencionado que al menos la mitad de la extensión original ha sido deforestada o dedicada a usos que implican transformaciones severas en su interior, aunque mantengan un dosel parecido al original, notablemente por el cultivo de 'café de altura', de alta calidad, en plantaciones bajo la sombra de algunas especies de árboles nativos (Challenger 1998). Investigaciones recientes sobre la deforestación en las montañas del centro de Chiapas confirman que más de la mitad de la superficie clasificada como 'bosque' corresponde a comunidades secundarias (De Jong et al. 1999; Vaca et al. 2011), y que cerca de 50% del área forestal se perdió entre 1975 y 2000 (Cayuela et al. 2006b). Estudios más enfocados en la clasificación de las imágenes de satélite (Cayuela et al. 2006c), han mostrado con claridad sobrestimaciones previas de la superficie de los BN, las cuales se han utilizado en la planificación y ejecución de acciones para su conservación (p. ej. Palacio-Prieto et al. 2000; CONABIO 2010). Una conclusión preliminar, pero preocupante, sugiere que los bosques de niebla se encuentran en condiciones más precarias en cuanto a la amplitud de su extensión de lo que está generalmente aceptado a nivel nacional.

Una evaluación de la flora arbórea de los bosques de niebla de México efectuada con las categorías establecidas por la UICN (González-Espinosa et al. 2011) ha permitido, con base en el conocimiento de expertos, un acercamiento a la degradación de los BN remanentes a través de la evaluación de las poblaciones. Se encontró que más de 60% de las 762 especies incluidas en el estudio pueden ser calificadas a nivel mundial bajo alguna categoría de amenaza: VU (Vulnerable, 23%), EN (En Peligro, 27%) y CR (En Peligro Crítico, 11%). Aunque sólo se reportan en la categoría NT (Casi Amenazada) 10.2% de las especies, es posible que el cambio de uso del suelo y el calentamiento global obliguen a incluir a varias de ellas en categorías de mayor

riesgo en pocos años. Solamente se declara como EX (Extinta) una pequeña fracción de las especies (0.4%), pero es posible que algunas ahora evaluadas como CR o EN puedan confirmarse como extintas en los próximos años, toda vez que los hábitats donde fueron recolectadas o registradas por última vez hace 40, 50 ó 60 años han sufrido severas transformaciones que hacen improbable su persistencia (p. ej. Navarrete et al. 2010). Es muy probable que si la evaluación con los criterios de la UICN se aplicara sólo a nivel nacional se tendría un incremento marcado en las categorías CR y EN, y algunas de las incluidas como de Preocupación Menor (LC, 28.3%) tendrían que incluirse en alguna de las categorías de amenaza.

Recientemente fueron publicados los estudios más detallados e incluyentes disponibles a la fecha sobre las amenazas y oportunidades de conservación y desarrollo sustentable del bosque de niebla en México (CONABIO 2010; Toledo-Aceves et al. 2011). Con base en talleres en los que participaron 40 expertos se obtuvo información respecto a la calidad de los sitios, las amenazas que ponen en riesgo su permanencia e integridad, y las oportunidades para su conservación. Mediante el uso de herramientas de análisis multicriterio se evaluaron 13 regiones previamente definidas. El reporte *in extenso* proporciona información detallada para identificar 15 subregiones de prioridad crítica, 17 de alta prioridad y 10 de prioridad moderada (CONABIO 2010).

Limitaciones y oportunidades para la conservación

Las mayores oportunidades para la conservación de los bosques de niebla en México deberán buscar el desarrollo rural de las poblaciones que los habitan o que ocupan áreas aledañas a ellos a partir de la sustentabilidad de sus modos de vida. A pesar de las dificultades de acceso a muchos sitios donde se localizan estos bosques, el clima favorable y sus fértiles suelos han atraído a las poblaciones humanas desde hace siglos. Además, estos ecosistemas representan un capital natural importante para el presente y el futuro de estas poblaciones, las cuales obtienen de ellos de manera directa alimentos, forrajes, madera para leña y construcciones rústicas, agua, hojarasca, medicinas, plantas para ornamento o ceremonias religiosas, entre otros (Miranda 1952; Challenger 1998; Wolf y Konings 2001; Gispert Cruells et al. 2004; Eleutério y Pérez-Salicrup 2006; Endress et al. 2006; Sánchez-Velázquez et al. 2008). La estrategia de proteger fragmentos remanentes del BN en áreas remotas posiblemente no alcanzará para mantener este ecosistema en México. Para conservarlo de manera más integral serán necesarias estrategias de uso sustentable que concilien los intereses y el conocimiento de las poblaciones rurales con la provisión de servicios ecosistémicos a las poblaciones urbanas (cerca de 80% de los habitantes del país) (Koleff et al. 2012). Toledo-Aceves et al. (2011) presentaron un diagnóstico del estado actual y las amenazas del BN en México y recomendaciones para su conservación y manejo sustentable. A continuación discutimos algunas de las principales limitaciones y alternativas en el camino hacia la conservación de estos bosques.

Necesidad de una evaluación adecuada

La conservación y el manejo de la biodiversidad demanda su inventario confiable (Walters 2011). En el caso del bosque de niebla en México se requiere de mejores evaluaciones de su distribución y del grado de deterioro en su composición, estructura y funcionamiento (Toledo-Aceves et al. 2011; Calderón-Aguilera et al. 2012). Los avances logrados han dependido casi exclusivamente de información y herramientas analíticas basadas en sensores remotos (p. ej. Palacio-Prieto et al. 2000, Cayuela et al. 2006a,b; CONABIO 2010). Sin menoscabo de la enorme utilidad de esta tecnología para responder algunas preguntas en ciertas escalas espaciales, hay una ingente urgencia de confirmar, complementar o anticipar la interpretación de imágenes de satélite con la exploración botánica en las áreas estudiadas, el levantamiento de inventarios cuantitativos (preferiblemente con protocolos comparables a los aplicados en otras regiones), y la debida documentación del trabajo de campo con ejemplares de herbario para procurar la identificación inequívoca de las especies.

La deficiencia de información original de campo sobre la distribución y el estado de conservación de los bosques de niebla pueden ser aún más limitantes cuando se intenta modelar el área de distribución de las especies con base en su relación con variables abióticas (Golicher et al. 2008, en prensa; Cayuela et al. 2009) o evaluar las tendencias de cambio de la diversidad florística a niveles que trasciendan la superposición de coberturas en imágenes de satélite de diferentes años. Incluso para regiones evaluadas desde hace más de 20 años, como la Sierra de Manantlán en Jalisco (Santiago-Pérez y Jardel 1993; Santiago-Pérez et al. 2003), no se dispone de reportes de tendencias de la diversidad florística basados en inventarios repetidos. La necesidad de estas evaluaciones, sólo posibles con aves y mariposas en algunos países desarrollados (Walters 2011), no se restringe a los BN sino se reconoce como una prioridad mundial para todos los ecosistemas. A este respecto, es pertinente el desarrollo de capacidades humanas residentes o cercanas a los BN, que permitirían conseguir información original sobre la presencia de las especies y posibles cambios fenológicos derivados del calentamiento global. Ante los evidentes fracasos de conservación de la biodiversidad y la necesidad de actuar con mayor rapidez a nivel mundial (Walters 2011), hay un potencial importante en la estrategia de fortalecimiento de capacidades locales con parataxónomos y paraecólogos, personas sin entrenamiento escolarizado que mediante capacitación técnica y con el aporte de su conocimiento tradicional botánico y ecológico, pueden ayudar a conocerla mejor y más rápidamente y promover su conversión en un recurso sustentable (Janzen 1991; Simons 2011).

Alternativas del uso del suelo

La coincidencia espacial de los bosques de niebla con el hábitat adecuado para el cultivo del café ha sugerido una posible conciliación de la conservación con el manejo de sistemas tradicionales conocidos como ‘café de sombra’ (Perfecto y Snelling 1995; Greenberg et al. 1997; Moguel y Toledo 1999), al menos donde se mantienen cafetales con distinto grado de desarrollo o de edades diferentes (Bandeira et al. 2005). Sin embargo, el sistema tradicional del café de sombra no ha alcanzado a mostrar su apoyo a la conservación en los paisajes mixtos, encontrándose que favorece principalmente a especies animales de hábitos generalistas (Tejeda-Cruz y Sutherland 2004; Philpott et al. 2008; Tejeda-Cruz et al. 2010) o plantas francamente heliófilas (Bandeira et al. 2005; Toledo-Aceves et al. 2012). Muchas especies arbóreas del BN tienen una distribución muy restringida y sus pequeñas poblaciones sólo se encuentran en bosques maduros (González-Espinosa et al. 2011). Si se omite el estado de las poblaciones en los diferentes tipos de fragmentos de los paisajes, la distancia entre rodales de bosques maduros puede ser suficientemente grande como para impedir el movimiento de dispersores, incrementando el riesgo de extinción por aislamiento de pequeños grupos de individuos. Al considerar este tipo de efectos en cascada en el análisis de la integridad de la riqueza arbórea (Janzen 1970; Novotny et al. 2006), es razonable proponer que los cafetales de sombra serían más efectivos para la conservación de la diversidad del BN si se enriquecieran con la introducción de especies arbóreas escasas y propias de los bosques más maduros. Finalmente, además de mantener paisajes de estructura compleja con mezclas de fragmentos diferentes, que incluyan plantaciones, cultivos y remanentes forestales bajo aprovechamiento, seguirán siendo necesarias las reservas de bosques de niebla para (1) disponer de fuentes de propágulos para la restauración pasiva, (2) mantener los estratos arbustivo y de hierbas que son severamente dañados por las actividades de cultivo del cafetal y, (3) producir plantas necesarias en la restauración activa de áreas deforestadas y en el enriquecimiento de cafetales y bosques degradados.

México es un país con experiencias valiosas de manejo forestal comunitario (Bray et al. 2003, 2007). Aunque la riqueza silvícola de los bosques de niebla es notablemente menor que en otros ecosistemas forestales manejados comunitariamente en México, las poblaciones locales obtienen de ellos numerosos productos forestales que podrían ser manejados de una manera más sustentable. Ya se recalcó la notable presencia de especies de *Quercus* en el dosel de muchos BN en México. Además de la necesidad urgente de encontrar usos maderables industriales de mayor valor para la madera de los robles, es indudable que son la fuente más apreciada para leña y carbón, uno de los pocos productos forestales que brindan ingresos monetarios a las comunidades. Algunas experiencias en marcha en Chiapas y Oaxaca indican que, si se considera en primera instancia el interés de las propias comunidades en un plan de restauración forestal, es posible diseñar paisajes más complejos, con corredores y áreas más extensas para la producción de leña y de otros productos forestales no maderables (p. ej. epífitas; Wolf y Konings 2001), donde se maneje la densidad de plantación y de las copas de especies de *Quercus* y se incluya el enriquecimiento de otras especies de hábitats maduros bajo su dosel (González-Espinosa et al. 2008).

Restauración pasiva y activa

La restauración es un proceso clave para la conservación y manejo adecuado de los bosques de niebla en México y otras regiones con situaciones sociopolíticas y económicas similares. Incluso si se ampliaran las áreas protegidas con nuevos fragmentos de BN, la restauración de poblaciones en los bosques secundarios o degradados aledaños tendría efectos favorables, si se considera la conexión entre fragmentos maduros como parte de la estrategia (véase Janzen 1983, para el caso de fragmentos de hábitat maduro muy distantes). García-Barrios et al. (2009) señalan que en muchas regiones de México que antaño estuvieron cubiertas por BN se presenta la migración de jóvenes a regiones urbanas del país y los Estados Unidos, como una opción ante la prolongada crisis de la agricultura de economía campesina y la falta de empleo local. Estos autores también analizan porqué en México la emigración en áreas marginales no ha favorecido la conservación al fomentar la recuperación de los bosques, a diferencia de lo observado en otros países con condiciones socioeconómicas similares. En la República Dominicana y Puerto Rico la disminución poblacional ha reducido la presión sobre los bosques al concentrarse la actividad agrícola e industrial de altos insumos en áreas urbanas y suburbanas (Aide y Grau 2004; Grau y Aide 2008; Grau et al. 2008). Al parecer, desde la perspectiva de la conservación, la restauración pasiva en el BN en México no ha tenido efectos favorables similares debido a que la agricultura minifundista, típicamente mexicana, no ha dejado de tener impacto sobre los bosques. Esta situación señala la necesidad de diseñar nuevas estrategias para la coexistencia de la conservación con el desarrollo agrícola en paisajes complejos que incluyan pequeñas unidades productivas y el uso sustentable de bosques comunitarios.

Por el contrario, es posible augurar mayor éxito a la restauración activa en territorios comunitarios donde persisten bosques de niebla colindantes con áreas susceptibles de manejo sustentable (Ramírez-Marcial et al. 2006). Varios elementos relacionados con la presencia de especies de *Quercus* en muchos sitios de BN en México permiten sustentar esta opinión, ya que estos árboles reúnen atributos aprovechables en la restauración: (1) predominan en el BN (**Figs. 3 y 4**), frecuentemente en el dosel; (2) constituyen un grupo funcional natural en la sucesión, lo que facilita la restauración y el manejo silvícola (Ramírez-Marcial et al. 2008, 2010); (3) representan un grupo ecológico clave (*keystone*) en la estructura de los BN al facilitar el reclutamiento de muchas especies del interior del bosque y al proporcionar hábitats indispensables para muchísimas especies de epífitas, hongos, insectos y vertebrados; (4) son relativamente fáciles de utilizar en la restauración,

pues sus semillas se recolectan fácilmente, tienen alta germinación, sus plántulas se manejan con facilidad, sobreviven bien en condiciones de campo y facilitan el establecimiento natural de muchas otras especies tolerantes a la sombra (Quintana-Ascencio et al. 1992; Bonfil y Soberón 1999; Ramírez-Marcial et al. 2010); y (5) muchas especies de *Quercus* no presentan problemas agudos de conservación (González-Espinosa et al. 2011). Sin embargo, puede considerarse también el uso combinado de otras especies que tienen tasas de crecimiento mayores que las especies de *Quercus*, como *Alnus acuminata* subsp. *arguta*, *Carpinus caroliniana*, *Clethra* spp., *Liquidambar styraciflua*, *Meliosma dentata*, entre otras (Ramírez-Marcial et al. 2006).

Nuevos esquemas hacia la sustentabilidad

La política pública de fomento forestal maneja ahora dos nuevos esquemas que tienen potencial para incidir en la conservación y el uso sustentable de los bosques de niebla en México. Nos referimos al pago por servicios ambientales (PSA) y a la implementación del Programa de Colaboración de las Naciones Unidas para la reducción de las emisiones de carbono por deforestación y degradación de los bosques en los países en desarrollo (Programa REDD+) (Alexander et al. 2011; van Dam et al. 2011). Se trata de programas de intervención diseñados y aplicados por primera vez en países con condiciones sociales, económicas y políticas diferentes de las que prevalecen en México, y en especial en las áreas del BN, caracterizadas por su marginación y alto grado de identidad étnica. Ambas iniciativas tienen un potencial importante pero también algunas limitaciones, y han sido materia de debates en diferentes ámbitos, prevaleciendo por ahora posiciones divididas, con la postura entusiasta de las entidades gubernamentales y algunas instituciones académicas frente a la posición de las organizaciones de base, que en algunos casos se oponen a su aplicación sin cortapisas, por identificar elementos violatorios de la capacidad de decisión sobre sus territorios e incluso sobre la soberanía nacional (Corbera et al. 2011).

El PSA ha sido promovido desde hace algunos años por el gobierno y algunas organizaciones en ciertas regiones, pero no se ha establecido ampliamente como una estrategia viable para el desarrollo y conservación de bosques comunitarios. La principal limitante es que el monto de los pagos, en calidad de renta por el no uso, no alcanzan para que un ejidatario pueda dar a su familia una vida digna; esto podría superarse en parte si se establecieran programas complementarios de aprovechamiento sustentable de los recursos del bosque conforme se recupera. Sin embargo, un estudio reciente en México reveló que la mayoría de los apoyos otorgados como PSA se asignan a áreas con bajo riesgo de deforestación, señalando la necesidad de modificar los mecanismos para que, en efecto, ayuden a la recuperación de áreas degradadas circundantes (Muñoz-Piña et al. 2008). Para intentar un impacto positivo sobre la conservación y recuperación de los bosques, los apoyos debieran dirigirse a iniciativas de largo plazo de manejo en co-responsabilidad con los dueños de los bosques, en lugar de sólo servir como rentas para evitar su uso (Fonseca et al. 2012).

El programa REDD+ busca incidir más en mitigar la reducción de emisiones de carbono que en apoyar la adaptación de las poblaciones ante el cambio climático. Se busca apoyar los esfuerzos internacionales para conservar los bosques con el propósito de combatir el cambio climático global. Se plantea que la tarea a realizar redundará en otros beneficios: conservación de ecosistemas económicamente vinculados con el agua, suelos fértiles y otros servicios ambientales. El programa promete ir más allá de considerar la deforestación y la degradación de los bosques, para lo cual incluye la conservación, el manejo sustentable y la promoción de los almacenes de carbono en los bosques.

En ambos casos se trata de programas incipientes que no han logrado entusiasmar a grandes grupos de propietarios de predios donde hay, hubo o puede haber bosques de niebla. Las limitaciones actuales incluyen el bajo monto de los pagos, la falta de confianza y certidumbre en la durabilidad de los apoyos, la renuncia a la capacidad de decisión sobre los territorios durante lustros o décadas, y el no partir de las necesidades e intereses de las comunidades respecto al uso sustentable de los bosques. Ahora se debate en México acerca de cuánto pueden estos dos esquemas apoyar la conservación y el desarrollo sustentable de los BN y otros. Es posible que estos programas logren mejores y más rápidos beneficios si atienden, en primera instancia, las necesidades, los intereses y las aspiraciones de las comunidades dueñas y usufructuarias de los bosques y terrenos aledaños, y así alentar acciones de largo plazo que mejoren sus condiciones de vida y las de los bosques de niebla.

Conclusiones

El bosque de niebla en México representa un valiosísimo capital natural para la provisión de múltiples servicios ambientales, tanto para las poblaciones locales como para el resto de la sociedad mexicana y la comunidad internacional. Lamentablemente, su integridad se enfrenta a muy severas amenazas ante la carencia de opciones y planes de ordenamiento del territorio que conjuguen la conservación con el uso sustentable de los recursos en condiciones de pobreza de los pobladores locales, un conjunto de tareas que implican resolver problemas de gran complejidad a través de diferentes escalas espaciales. No obstante las dificultades inherentes y el poco tiempo disponible para resolverlas, es alentador ver que las comunidades tienen capacidad para organizarse y responder adaptativamente. A partir de esto, se vislumbra la posibilidad de un futuro mejor para los bosques de niebla y para las comunidades que los habitan si se trabaja con ellas, considerando en

primera instancia sus necesidades, y aplicando el mejor conocimiento que tanto ellas como las instituciones académicas y las agencias de desarrollo pueden usar en conjunto para superar su marginación.

Agradecimientos

Los autores agradecen la oportunidad brindada por el Dr. Luis Cayuela al invitarnos a contribuir con este artículo de síntesis en el número monográfico sobre diversidad y conservación de bosques neotropicales de la revista *Ecosistemas*.

Referencias

- Aide, T.M., Grau, H.R. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305:1915-1916.
- Aldrich, M., Billington, C., Edwards, M., Laidlaw, R. 1997. *Tropical Montane Cloud Forests: An Urgent Priority for Conservation*. World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Reino Unido.
- Alexander, S., Nelson, C.R., Aronson, J., Lamb, D., Cliquet, A., Erwin, K.L., Finlayson, C.M., de Groot, R.S., Harris, J.A., Higgs, E. S., Hobbs, R.J., Robin Lewis III, R.R., Martinez, D., Murcia, C. 2011. Opportunities and challenges for ecological restoration within REDD+. *Restoration Ecology* 19:683-689.
- Álvarez del Castillo, C. 1977. Estudio ecológico y florístico del cráter del volcán San Martín Tuxtla, Veracruz, México. *Biotica* 2:3-54.
- Bandeira, F.P., Martorell, C., Meave, J.A., Caballero, J. 2005. The role of rustic coffee plantations in the conservation of wild tree diversity in the Chinantec region of Mexico. *Biodiversity and Conservation* 14:1225-1240.
- Boehmer, F.J. 2011. Vulnerability of tropical montane rain forest ecosystems due to climate change. En: Brauch, H.G., Oswald Spring, U., Grin, J., Mesjasz, C., Kameri-Mbote, P., Nehera, N.C., Chourou, B., Krummenacher, H. (eds.), *Coping with Global Environmental Change, Disasters and Security*, pp. 789-802. Springer, Heidelberg, Alemania.
- Bonfil, C., Soberón, J. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics as related to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. *Applied Vegetation Science* 2:189-200.
- Bray, D.B., Merino-Pérez, L., Negreros-Castillo, P., Segura-Warnholtz, G., Torres-Rojo, J.M., Vester, H.F.M. 2003. Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology* 17:672-677.
- Bray, D.B., Merino, L., Barry, D. 2007. *Los Bosques Comunitarios de México: Manejo Sustentable de Paisajes Forestales*. Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAT)/Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, México, Distrito Federal, México. Disponible en: http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/descarga.html?cv_pub=532&tipo_file=pdf&filename=532
- Breceda Solís-Camara, A., Reyes, G. 1990. Composición florística de la vegetación secundaria inducida por actividades agrícolas en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biósfera "El Cielo", Tamaulipas, México. *Biotam* 2:30-41.
- Breedlove, D.E. 1981. *Flora of Chiapas. Part I: Introduction to the Flora of Chiapas*. California Academy of Sciences, San Francisco.
- Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N., Hamilton, L.S. 2011. *Tropical Montane Cloud Forests. International Hydrological Series*. Cambridge University Press, Reino Unido.
- Calderón-Aguilera, L.E., Rivera-Monroy, V.H., Porter-Bolland, L., Martínez-Yrizar, A., Ladah, L.B., Martínez-Ramos, M., Alcocer, J., Santiago-Pérez, A.L., Hernández-Arana, H.A., Reyes-Gómez, V.M., Pérez-Salicrup, D. 2012. An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: current trends and research gaps. *Biodiversity and Conservation* 21:589-617.
- Cayuela L., Golicher D.J., Rey-Benayas J.M. 2006a. The extent, distribution, and fragmentation of vanishing montane cloud forest in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 38:544-554.

- Cayuela, L., Rey Benayas, J.M., Echeverría, C. 2006b. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management* 226:208-218.
- Cayuela, L., Golicher, J.D., Salas Rey, J., Rey Benayas, J.M. 2006c. Classification of a complex landscape using Dempster-Shafer theory of evidence. *International Journal of Remote Sensing* 27:1951-1971.
- Cayuela, L., Golicher, J.D., Newton, A.C., Kolb, M., de Albuquerque, F.S., Arets, E.J.M.M., Alkemade, J.R.M., Pérez, A.M. 2009. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science* 2:319-352.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México/Agrupación Sierra Madre, México, Distrito Federal, México.
- CONABIO. 2010. *El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, Distrito Federal, México. Disponible en: <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bMesofilo.html>
- Corbera, E., Estrada, M., May, P., Navarro, G., Pacheco, P. 2011. Rights to land, forests and carbon in REDD+: insights from Mexico, Brazil and Costa Rica. *Forests* 2:301-342.
- De Jong B.H.J., Cairns, M.A. Haggerty, P.K., Ramírez-Marcial, N., Ochoa-Gaona, S., Mendoza-Vega, J., González-Espinosa, M., March-Mifsut, I. 1999. Land-use change and carbon flux between 1970's and 1990's in central highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management* 23:373-385.
- Eleutério, A.A., Pérez-Salicrup, D. 2006. Management of tree ferns (*Cyathea* spp.) for handicraft production in Cuetzalan, Mexico. *Economic Botany* 60:182-186.
- Endress, B.A., Gorchoy, D.L., Berry, E.J. 2006. Sustainability of a non-timber forest product: effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. *Forest Ecology and Management* 234:181-191.
- Fa, J.E., Morales, L.M. 1993. Patterns of mammalian diversity in Mexico. En: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. pp. 319-361, Oxford University Press, Nueva York.
- Figueroa-Rangel, B.L., Willis, K.J., Olvera-Vargas, M. 2008. 4200 years of pine-dominated upland forest dynamics in west-central Mexico: human or natural legacy? *Ecology* 89:1893-1907.
- Figueroa-Rangel, B.L., Willis, K.J., Olvera-Vargas, M. 2010. Cloud forest dynamics in the Mexican neotropics during the last 1300 years. *Global Change Biology* 16:1689-1704.
- Figueroa-Rangel, B.L., Willis, K.J., Olvera-Vargas, M. 2012. Late-Holocene successional dynamics in a transitional forest of west-central Mexico. *The Holocene* 22:143-153.
- Flores-Villela, O., Navarro, A.G. 1993. Un análisis de los vertebrados terrestres endémicos de Mesoamérica en México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 44:387-395.
- Fonseca, W., Navarro, G., Alice, F., Rey-Benayas, J.M. 2012. Análisis económico de las inversiones forestales considerando el mercado de la madera, el pago de los servicios ambientales, y los pagos por créditos de carbono como incentivos en la región Caribe de Costa Rica. *Ecosistemas* 21(1-2):21-35.
- García-Barrios, L., Galván-Miyoshi, Y.M., Valdivieso-Pérez, I.A., Masera, O.R., Bocco, G., Vandermeer, J. 2009. Neotropical forest conservation, agricultural intensification, and rural out-migration: the Mexican experience. *BioScience* 59:863-873.
- Gentry, A.H. 1982. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69:557-593.

- Gispert Cruells, M., González Esquinca, A.R., Rodríguez González, H., Luna Cazáres, L., de la Cruz-Chacón, I. 2004. *La Montaña de Humo: Tesoros Zoques de Chiapas*. Universidad Nacional Autónoma de México/Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, México, Distrito Federal, México.
- Golicher, D.J., Cayuela, L., Alkemade, J.R.M., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 2008. Applying climatically associated species pools to the modeling of compositional change in tropical montane forests. *Global Ecology and Biogeography* 17:262-273.
- Golicher, D.J., Cayuela, L., Newton, A.C. (En prensa). Effects of climate change on the potential species richness of Mesoamerican forests. *Biotropica*. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2011.00815X.
- González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Rey Benayas, J.M. 2008. Restauración de bosques en montañas tropicales de territorios indígenas de Chiapas, México. En: González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J.M., Ramírez-Marcial, N. (eds.), *Restauración de Bosques en América Latina*, pp. 137-162, Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE)/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.
- González-Espinosa, M., Meave, J.A., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G., Newton, A.C. 2011. *The Red List of Mexican Cloud Forest Trees*, Fauna and Flora International, Cambridge, Reino Unido. Disponible en: http://globaltrees.org/rl_mexican_cloudforest.htm
- Grau, H. R., Aide, M. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society* 13(2):16. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/>
- Grau, H.R., Pérez-Ceballos, M., Martinuzzi, S., Encarnación, X., Aide, T.M. 2008. Cambios socioeconómicos y regeneración del bosque en República Dominicana. En: González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J.M., Ramírez-Marcial, N. (eds.), *Restauración de Bosques en América Latina*, pp. 211-227, Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE)/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.
- Greenberg, R., Bichier, P., Angón, A.C., Reitsma, R. 1997. Bird populations in rustic and planted shade coffee plantations of eastern Chiapas, Mexico. *Biotropica* 29:501-514.
- Grubb, P.J. 1971. Interpretation of the 'Massenerhebung' effect on tropical mountains. *Nature* 229:44-45.
- Hamilton, L.S., Juvik, J.O., Scatena, F.N. 1995. *Tropical Montane Cloud Forests*. *Ecological Studies* 110. Springer, Nueva York.
- Ishiki Ishihara, M. 1988. Las selvas bajas perennifolias del cerro Salomón, región de Chimalapa, Oaxaca: flora, comunidades, y relaciones fitogeográficas. Tesis de Maestría en Ciencias, Colegio de Postgraduados, Chapingo, Estado de México, México.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104:501-528.
- Janzen, D.H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41:402-410.
- Janzen, D.H. 1991. How to save tropical biodiversity: The National Biodiversity Institute of Costa Rica. *American Entomologist* 37:159-171.
- Kappelle M., Brown A.D. 2001. *Bosques Nublados del Neotrópico*. Instituto Nacional de Biodiversidad, Heredia, Costa Rica.
- Koleff, P., Urquiza-Haas, T., Contreras, B. 2012. Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Ecosistemas* 21(1-2):6-20.
- Luna, I., Velázquez, A., Velázquez, E. 2001. México. En: Kappelle M., Brown A.D. (eds.), *Bosques Nublados del Neotrópico*, pp. 183-229, Instituto Nacional de Biodiversidad, Heredia, Costa Rica.
- Meave, J.A., Rincón, A., Romero-Romero, M.A. 2006. Oak forests of the hyper-humid region of La Chinantla, Northern Oaxaca Range, Mexico. En: Kappelle M. (ed.), *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests*, pp. 113-126, Springer, Berlín, Alemania.

- Mejía-Domínguez, N.R., Meave, J.A., Díaz-Avalos, C. 2012. Spatial structure of the abiotic environment and its association with sapling community structure and dynamics in a cloud forest. *International Journal of Biometeorology* 56:305-318.
- Miranda, F. 1952. *La Vegetación de Chiapas*, dos volúmenes. Ediciones del Gobierno del Estado, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Miranda, F., Sharp, A.J. 1950. Characteristics of the vegetation in certain temperate regions of eastern Mexico. *Ecology* 31:313-333.
- Miranda, F., Hernández-X., E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 29:29-179.
- Moguel, P., Toledo, V.M. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13:11-21.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J.M., Braña, J. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725-736.
- Navarrete, D., Méndez, D., Flamenco, A., Alba, P. 2010. Situación actual, fragmentación, áreas prioritarias de conservación y principales amenazas del bosque mesófilo de Chiapas. En: Pérez Farrera, M.A., Tejeda Cruz, C., Silva Rivera, E. (eds.), *Los Bosques Mesófilos de Montaña en Chiapas: Situación Actual, Diversidad y Conservación*, pp. 295-321. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Novotny, V., Drozd, P., Miller, S.E., Kulfan, M., Janda, M., Basset, Y., Weiblen, G.D. 2006. Why are there so many species of herbivorous insects in tropical rainforests? *Science* 313:1115-1118.
- Olvera-Vargas, M., Figueroa-Rangel, B.L. 2012. Estructura diferencial y zonación de bosques montanos dominados por encino en el centro-occidente de México. *Ecosistemas* 21(1-2): 74-84.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.-F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma-Muñoz, M., Trejo-Vázquez, I., Peralta-Higuera, A., Prado-Molina, J., Rodríguez-Aguilar, A., Mayorga-Saucedo, R., González-Medrano, F. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43:83-203.
- Perfecto, I., Snelling, R. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological Applications* 5:1084-1097.
- Philpott, S.M., Arendt, W.J., Armbrrecht, I., Bichier, P., Diestch, T.V., Gordon, C., Greenberg, R., Perfecto, I., Reynoso-Santos, R., Soto-Pinto, L., Tejeda-Cruz, C., Williams-Linera, G., Valenzuela, J., Zolotoff, J.M. 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds, and trees. *Conservation Biology* 22:1093-1105.
- Pounds A.J., Fogden P.L., Campbell J.H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398:611-615.
- Quintana-Ascencio, P. F., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 1992. Acorn removal, seedling survivorship, and seedling growth of *Quercus crispipilis* in successional forests of the highlands of Chiapas, Mexico. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 119:6-18.
- Quintana-Ascencio, P.F., González-Espinosa, M. 1993. Afinidad fitogeográfica y papel sucesional de la flora leñosa de los bosques de pino-encino de Los Altos de Chiapas, México. *Acta Botanica Mexicana* 21:43-57.
- Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M., Williams-Linera, G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* 154:311-326.
- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., González-Espinosa, M., López-Barrera, F. 2006. Establishment, survival and growth of tree seedlings under successional montane oak forests in Chiapas, Mexico. En: Kappelle, M. (ed.), *Ecology and Conservation of Neotropical Oak Forests, Ecological Studies No. 185*, pp. 177-189, Springer, Berlín, Alemania.

Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., González-Espinosa, M. 2008. Clasificación de grupos funcionales vegetales para la restauración del bosque mesófilo de montaña. En: Sánchez-Velázquez, L.R., Galindo-González, J.R., Díaz-Fleischer, F. (eds.), *Ecología, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Montaña en México*, pp. 51-72, CONABIO/Universidad Veracruzana/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.

Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Martínez-Icó, M., Luna-Gómez, A., Golicher, D., González-Espinosa, M. 2010. *Árboles y Arbustos de los Bosques de Montaña en Chiapas*. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

Rincón Gutiérrez, A.A. 2007. Estructura y composición florística de los bosques tropicales húmedos de montaña de Santa Cruz Tepetotutla, Oaxaca, México. Tesis de licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, Distrito Federal, México.

Romero-Romero, M., Castillo, S., Meave, J., van der Wal, H. 2000. Análisis florístico de la vegetación secundaria derivada de la selva húmeda de montaña de Santa Cruz Tepetotutla (Oaxaca), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 67:89-106.

Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, Distrito Federal, México.

Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación preliminar. *Acta Botanica Mexicana* 15:47-64.

Rzedowski J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botanica Mexicana* 35:25-44.

Rzedowski J., Palacios-Chávez, R. 1977 El bosque de *Engelhardtia* (*Oreomunnea*) *mexicana* en la region de la Chinantla (Oaxaca, México): una reliquia del Cenozoico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 36:93-123.

Sánchez-Velázquez, L.R., Ramírez-Bamonde, E., Andrade-Torres, A., Rodríguez-Torres, P. 2008. Ecología, florística y restauración del bosque mesófilo de montaña. En: Sánchez-Velázquez, L.R., Galindo-González, J.R., Díaz-Fleischer, F. (eds.), *Ecología, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Montaña en México*. pp. 9-49, CONABIO/Universidad Veracruzana/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.

Santiago-Pérez, A.L., Jardel, E.J. 1993. Composición y estructura del bosque mesófilo de montaña de la Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima. *Biotam* 5:13-26.

Santiago-Pérez, A. L., Jardel-Peláez, E. J., Cuevas-Guzmán, R. (2002) [2003]. Rareza y estado de conservación de especies arbóreas del bosque mesófilo de montaña en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. *Ibugana* 10:5-22.

Simons, C. 2011. Uncertain future for tropical ecology. *Science* 332:298-299.

Still, C.J., Foster, P.N., Schneider, S.H. 1999. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. *Nature* 398:608-610.

Tejeda-Cruz, C., Sutherland, W.J. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation* 7:169-179.

Tejeda-Cruz, C., Silva-Rivera, E., Barton, J.R., Sutherland, W.J. 2010. Why shade coffee does not guarantee biodiversity conservation. *Ecology and Society* 15:13. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art13/>

Téllez-Valdés O., Dávila-Aranda P., Lira-Saade R. 2006. The effects of climate change on the long-term conservation of *Fagus grandifolia* var. *mexicana*, an important species of the cloud forest in eastern Mexico. *Biodiversity and Conservation* 15:1095-1107.

Toledo-Aceves, T., Meave, J.A., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 2011. Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management* 92:974-981.

Toledo-Aceves, T., García-Franco, J. Hernández-Rojas, A., MacMillan, K. 2012. Recolonization of vascular epiphytes in a shaded coffee agroecosystem. *Applied Vegetation Science* 15: 99-107

- Vaca, R.A., Golicher, D.J., Cayuela, L. 2011. Using climatically based random forests to downscale coarse-grained potential natural vegetation maps in tropical Mexico. *Applied Vegetation Science* 14:388-401.
- van Dam, C. 2011. Indigenous territories and REDD in Latin America: opportunity or threat? *Forests* 2:394-414.
- Velázquez-Rosas, N., Meave, J., Vázquez-Santana, S. 2002. Elevational variation of leaf traits in montane rain forest tree species at La Chinantla, southern México. *Biotropica* 34:534-546.
- Villaseñor, J.L. 2003. Diversidad y distribución de las Magnoliophyta de México. *Interciencia* 28:160-167.
- Villaseñor J.L. 2010. *El Bosque Húmedo de Montaña en México y sus Plantas Vasculares: Catálogo Florístico-Taxonómico*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- Walters, M. 2011. *Adequacy of Biodiversity Observations Systems to Support the CBD 2020 Targets. A report prepared by the Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network (GEO BON) for the Convention on Biological Diversity*. Disponible en: <http://www.ebone.wur.nl/UK/Publications/>
- Williams-Linera, G. 1991. Nota sobre la estructura del estrato arbóreo del bosque mesófilo de montaña en los alrededores del campamento "El Triunfo", Chiapas. *Acta Botanica Mexicana* 13:1-7.
- Williams-Linera, G. 2002. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity and Conservation* 11:1825-1843.
- Williams-Linera, G. 2007. *El Bosque de Niebla del Centro de Veracruz: Ecología, Historia y Destino en Tiempos de Fragmentación y Cambio Climático*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México.
- Wolf, J.H.D., Konings, C.J.F. 2001. Toward the sustainable harvesting of epiphytic bromeliads: a pilot study from the highlands of Chiapas, Mexico. *Biological Conservation* 101:23-31.