

# CAPÍTULO 1

## BIODIVERSIDAD Y ECOSISTEMAS FORESTALES

- xx 1.1 Diversidad alfa de especies leñosas en relación con gradientes ambientales: Panorámica preliminar en el occidente de México y en Mesoamérica a la escala de 0.1 ha
- xx 1.2 Patterns in vegetation composition in the Volcanic Complex of Colima, Mexico
- xx 1.3 Biodiversidad y conservación en dos localidades tropicales del suroeste del municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México
- xx 1.4 Muérdagos y otras plantas parásitas en Jalisco y Colima, México. Diversidad y abundancia
- xx 1.5 Twenty new neotropical tree species of *Magnolia* (*Magnoliaceae*)
- xx 1.6 Genetic variation in isolated mexican populations of the endemic maple *Acer skutchii* Rehd
- xx 1.7 Evaluación de la división dasocrática en un bosque tropical
- xx 1.8 Repoblación de manglares en las márgenes del Río Santiago, estado de Nayarit
- xx 1.9 Crecimiento de tres especies arbóreas en una selva mediana subcaducifolia de Nayarit

## Introducción

El presente capítulo inicia con un primer apartado de seis investigaciones básicas sobre *Biodiversidad*, con escalas y enfoques distintos:

- 1.1) Se presenta una panorámica preliminar de los patrones de diversidad alfa de distintos tipos de bosque y de su recambio a lo largo de amplios gradientes de altitud y de precipitación pluvial en el occidente de México y en Mesoamérica. Es una primera aproximación, mediante el uso de análisis de gradientes directos, hacia una síntesis de la riqueza de sus bosques a la escala de 0.1 ha. Los datos derivan de múltiples autores y fueron obtenidos en el transcurso de los últimos 20 años.
- 1.2) Se clasifican y ordenan 103 relevés en el complejo volcánico de Colima, México, con ayuda de técnicas multivariadas se identifican los principales tipos de vegetación, las variables ambientales que explican ciertos atributos de la vegetación y el efecto de las perturbaciones antrópicas en la vegetación; además se generan recomendaciones para su manejo.
- 1.3) Se describe la composición florística y faunística de 450 hectáreas de bosque tropical subcaducifolio en el suroeste del municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México. Se generan elementos importantes para la toma de decisiones de manejo, así como para la protección y conservación de su biodiversidad.
- 1.4) Se analiza la diversidad, abundancia y rareza de más de 109 especies del gremio ecológico de las plantas parásitas de Jalisco y Colima, la mayoría de ellas muérdagos perjudiciales para bosques de pino y bosque de encino. Se documenta que Jalisco es uno de los dos principales centros de riqueza de plantas parásitas en México.
- 1.5) Se dimensiona la diversidad de la familia Magnoliaceae y del género *Magnolia* en el Neotrópico. Se proponen 20 especies nuevas de árboles neotropicales del género *Magnolia*: cinco de México (incluidas dos del occidente de México), *M. jaliscana*, *M. lopezobradorii*, *M. oaxacensis*, *M. sinacacolinii* y *M. vallartensis*; seis de Costa Rica: *M. costaricensis*, *M. guanacastensis*, *M. inbioana*, *M. multinervia*, *M. talamanacana* y *M. wetterii*; tres de Perú: *M. elfina*, *M. gentryi* y *M. peruviana*, dos de Ecuador: *M. equa-*

*torialis* y *M. lozanoi*; dos de Honduras: *M. atlantida* y *M. cochranii*; una de Guatemala: *M. steyermarkii* y una de Panamá: *M. chiriquiensis*.

1.6) se examina la diversidad genética de poblaciones relictuales de *Acer skutchii* (“arce” o “maple”) en Jalisco mediante marcadores microsátélites tanto nucleares como de cloroplasto; se argumenta la importancia de conservar las poblaciones de Talpa de Allende y como puede mejorarse su diversidad genética.

El segundo apartado de este capítulo incluye tres trabajos investigación aplicada sobre *Manejo y Aprovechamiento Forestal*:

1.7) Se presentan resultados sobre repoblación de manglares del Río Santiago, Nayarit, mediante la cuantificación de la abundancia de brinzales y la medición de atributos dasométricos de latizales en relación al grado de apertura total del dosel y a su cercanía al mar.

1.8) Mediante Sistemas de Información Geográfica se hace una división dasocrática de un bosque tropical, con base en datos de un inventario forestal con muestreo sistemático, se evalúa la división dasocrática con diversos índices de diversidad de especies arbóreas y se somete a prueba la hipótesis nula de capacidades productivas iguales de los rodales; además, se determina cual es el área mínima o número de sitios de muestreo necesarios para obtener una cantidad de datos confiables y representativos del número total de las especies “Preciosas <sup>1</sup>” presentes en cada unidad.

1.9) Se valoran aspectos dendroméricos y de daños en *Cedrela odorata* (“cedro rojo”), *Enteolobium cyclocarpum* (“parota”) y *Bursera simaruba* (“copal”) en la Comunidad Indígena San Juan Bautista, Nayarit; sus anillos de crecimiento distinguibles permitieron medir el crecimiento acumulado en diámetro y área basal por especie, así como determinar las relaciones edad-diámetro y edad-tasa de incremento anual y valorar las implicaciones en su manejo silvícola.

## 1.1 Diversidad alfa de especies leñosas en relación con gradientes ambientales: Panorámica preliminar en el Occidente de México y en Mesoamérica a la escala de 0.1 ha

J. Antonio Vázquez-García, Miguel A. Muñoz-Castro, Ramón Cuevas-Guzmán, Yalma L. Vargas-Rodríguez, Eduardo Sahagún Godínez, Héctor Luquín-Sánchez, Edgar A. Cisneros Lepe, J. Jaqueline Reynoso Dueñas, Gregorio Nieves Hernández.

### RESUMEN

México es un país megadiverso con numerosas comunidades vegetales, que varían de los rodales pobres en especies dominados por coníferas hasta los altamente diversos bosques tropicales. Esta diferencia hasta de seis veces en la diversidad alfa es notable. La diversidad alfa tiene aplicaciones importantes, como la selección de áreas prioritarias para la conservación o el manejo de la biodiversidad. Sin embargo, no existe en el occidente de México o en Mesoamérica una síntesis que permita la comparación de diferentes comunidades forestales en términos de su diversidad y cómo se relaciona ésta con variables ambientales. Por consiguiente, este estudio pretende analizar los patrones de la diversidad alfa en lo que respecta a la riqueza de especies leñosas ( $\text{dbh} \geq 2.5 \text{ cm}$ ) con muestras de 0.1 ha, en varias partes del occidente de México a lo largo de gradientes de elevación y precipitación como una contribución hacia dicha síntesis. En el occidente de México, la diversidad alfa a partir de 146 parcelas circulares de 0.1 ha varió de 7-52 especies leñosas y disminuyó a medida que la elevación se incrementó. Las comunidades más pobres en especies fueron principalmente oyametales, mientras que los más ricos fueron principalmente bosques tropicales subcaducifolios. El gradiente de elevación presentó muestreo insuficiente entre 2600-3000 m y debajo de los 500 m. Los bosques que fueron más intensamente muestreados, como el bosque tropical subcaducifolio, el bosque mesófilo y el oyametal, mostraron un pico en sus respectivos valores de riqueza de especies leñosas. Esto sugiere una especialización fisiológica de esas comunidades a condiciones ambientales y biológicas de ciertas porciones del gradiente. Otras comunidades vegetales han sido poco muestreadas o no presentan ninguna muestra con parcelas circulares. El cambio de la vegetación a lo largo del gradiente de altitud varió desde oyametal a altas elevaciones, a bosque mesófilo, a bosque tropical caducifolio o bosque tropical subcaducifolio mixto el cual a su vez es finalmente reemplazado por un franco bosque tropical subcaducifolio. La diversidad alfa a partir de 71 cuadrantes ("transectos") de Gentry de 0.1 ha en Mesoamérica varió de 10 a 162 especies de plantas leñosas y disminuyó a medida que se incrementó la elevación. Los bosques más pobres en especies ( $\leq 15$  especies) fueron bosques tropicales secos de tipo secundario a elevaciones intermedias y bosques de encino a elevaciones medias a altas. Por el contrario, los bosques más ricos en especies ( $\geq 120$  y  $\leq 162$ ) fueron bosques tropicales de baja altitud de Panamá y Costa Rica. El gradiente de elevación varió desde cerca del nivel del mar hasta 2300 m y no fue muestreado o fue muestreado de manera insuficiente entre 350 a 800 m, de 1300 a 1900 m y por arriba de los 2000 m. El cambio de la vegetación a lo largo del gradiente de elevación varió desde el bosque de encino de alta elevación, al bosque de encino, al bosque mesófilo y al bosque tropical seco de elevación media. A baja altitud predominan el bosque tropical caducifolio y el bosque tropical perennifolio. Una intensidad de muestreo más alta se observó para el bosque tropical caducifolio, sin embargo la discontinuidad causada por la falta de muestras entre 350 y 800 m evitó la observación de algún patrón en particular para esa comunidad en particular, que es el mismo caso para otros ecosistemas con una intensidad de muestreo baja. El gradiente de precipitación media anual para parcelas circulares de 0.1 ha fue de 1073-1548 mm y la riqueza varió de 7-51 especies (promedio de 23 especies). La riqueza mostró una tendencia a incrementarse a medida que la precipitación media anual se incrementó. La riqueza estuvo correlacionada positivamente con la precipitación sólo con el bosque mesófilo y el oyametal. El gradiente de precipitación media anual para muestras de Gentry de 0.1 ha fue de 500-4593 mm, mientras que la riqueza varió de 10-161 especies (promedio de 49 especies). La riqueza se incrementó a medida que la precipitación media anual se incrementó.

## ABSTRACT

México is a megadiverse country with numerous plant communities, varying from species-poor stands dominated by conifers, to highly diverse tropical forests. This difference in alpha diversity, which can be 6-fold, is striking. Alpha diversity has important applications, such as the selection of priority areas for conservation or the management of biodiversity. However a synthesis to allow the comparison of different forest communities in terms of their diversity and how it relates to environmental variables is lacking in western Mexico and Mesoamerica. Thus, this study seeks to analyze the patterns of alpha diversity as pertains to woody plant species richness ( $\text{dbh} \geq 2.5 \text{ cm}$ ) on 0.1 ha samples, in various forests of western México across elevation and precipitation gradients as an initial contribution toward such a synthesis. In western Mexico, alpha diversity from 146 circular 0.1 ha plots ranged from 7-52 woody species and decreased as elevation increased. The species poorest communities were mostly fir forests (i.e., oyametales), whereas the richest ones were mostly tropical semideciduous forests. The elevation gradient showed insufficient sampling between 2600-3000 m and below 500 m. Forests that were more intensively sampled such as tropical semideciduous forest, mesophytic forest and fir forest showed a peak in their respective woody plant species richness. This suggests a physiological specialization of those communities to environmental and biological conditions of certain portions of the gradient. Other plant communities have been insufficiently or not sampled at all using circular plots. Vegetation change along the elevation gradient ranged from fir forests at higher elevations to mesophytic forest, to tropical deciduous forest or mixed tropical semideciduous forest which is in turn eventually replaced by pure tropical semideciduous forest. Alpha diversity from 71 0.1 ha Gentry quadrats ("transects") in Mesoamerica ranged from 10 to 162 woody plant species and decreased as elevation increased. The species poorest forests ( $\leq 15$  species) were secondary dry tropical forests from intermediate elevations and oak forests from mid to high elevations. Conversely, the species richest forests ( $\geq 120$  and  $\leq 162$ ) were lowland tropical forests from Panama and Costa Rica. The elevation gradient ranged from near sea level to 2300 m, and was insufficiently or not sampled at all between 350 to 800 m, from 1300 to 1900 m, and above 2000 m. Vegetation change along the elevation gradient ranged from high elevation oak forest, to pine forest, to mesophytic forest, and to mid elevation dry tropical forest. In the lowlands tropical deciduous forest and tropical evergreen forest predominate. A higher sampling intensity was observed for tropical deciduous forest, however the wide discontinuity caused by the lack of samples between 350 and 800 m prevented the observation of any particular pattern for that forest community, which is the same case for other ecosystems with low intensity sampling. The mean annual precipitation gradient for 0.1 ha circular plots was 1073-1548 mm and richness varied from 7-51 species (average 23 species). Richness showed a tendency to increase as mean annual precipitation increased. Richness was positively correlated with precipitation only for mesophytic and fir forests. The mean annual precipitation gradient for 0.1 ha quadrat ("transect") samples was 500-4593 mm, whereas richness ranged from 10-161 species (average 49 species). Richness increased as mean annual precipitation increased.

México es un país megadiverso en especies y ecosistemas. Su vegetación incluye desde bosques pobres en riqueza de especies, dominados por coníferas con menos de 10 especies leñosas en sitios con muestra de un décimo de hectárea, hasta los extremadamente ricos bosques tropicales perennifolios con más de 100 especies leñosas por sitio. En el occidente de México se encuentran representados la mayoría de los ecosistemas forestales del país, desde los bosques en clima cálido hasta los templados y fríos, como son: bosque tropical subperennifolio, bosque tropical subcaducifolio, bosque tropical caducifolio, bosque espinoso, bosque mesófilo de montaña (incluido el bosque de arce), bosque de pino encino, pinar, encinar, oyamental, manglar, palmar, izotal, vegetación xerofítica de altura, matorral subtropical, vegetación sabanoide y chaparrales, pastizales y zacatonales (Rzedowski y McVaugh, 1966; Rzedowski, 1978; Vázquez-García *et al.*, 1995). Estos bosques difieren considerablemente unos de otros en su diversidad alfa o riqueza de especies leñosas y su análisis permite ilustrar cómo en distintos ambientes, el ecosistema distribuye la abundancia (biomasa) de diferente manera entre distinto número de especies leñosas.

La riqueza de especies (diversidad alfa) usualmente se relaciona de manera compleja con una combinación de numerosos factores ambientales. La altitud, latitud, precipitación pluvial, evapotranspiración, temperatura y ciertas variables del suelo han sido relacionadas

al número y abundancia de especies de plantas (Gentry, 1988, Vázquez-García, 1993; Vázquez-García y Givnish, 1998, 2000; Cuevas, 2002; Francis y Currie, 2003; Willig *et al.*, 2003; Vargas-Rodríguez *et al.*, 2005; Cuevas *et al.*, 2011). Por ejemplo, el incremento de la diversidad alfa con el decremento de la altitud ha sido documentado ampliamente (Gentry, 1982, 1988; Vázquez & Givnish, 1998). También, la riqueza de diferentes comunidades de árboles en Jalisco muestran una relación con la precipitación pluvial y evapotranspiración (Trejo y Dirzo, 2002, Reich *et al.*, 2010), tal como se documentó en los bosques tropicales perennifolios por Gentry (1982). Sin embargo, otros estudios de riqueza de plantas en el Neotrópico señalan que las variaciones en temperatura, y no de precipitación, incluso en pequeña escala, afectan al número de especies y familias presentes (Punyasena *et al.*, 2008).

El disturbio natural y antrópico afecta la diversidad y estructura de los ecosistemas. La agricultura y ganadería han impactado severamente a los bosques tropicales, los cuales, en Jalisco, muestran una reducción en su diversidad (Calderón-Aguilera *et al.*, 2012). Otros ecosistemas pueden ser favorecidos por la frecuencia de huracanes y los incendios, sin embargo, no existen datos cuantitativos suficientes para evaluar su impacto en la región occidental de México. Por lo tanto, el grado de disturbio puede limitar la evaluación real de la riqueza potencial de los bosques estudiados en este trabajo.

En la actualidad no se cuenta con una síntesis que permita comparar los distintos ecosistemas forestales en términos de la magnitud de su diversidad y su relación con variables ambientales relevantes en las distintas escalas. Esta información elemental constituye un criterio simple, práctico y relevante para caracterizar y entender en cierto grado la complejidad biológica de los ecosistemas forestales y suele ser muy usada en la selección de áreas prioritarias para la conservación o el manejo de la biodiversidad. No se conocen estudios a la escala de 0.1 ha con suficiente cobertura regional en el occidente de México, ni en Mesoamérica, que describan la relación de la riqueza de comunidades forestales con amplios gradientes de altitud y de precipitación.

El propósito de este estudio es analizar los patrones de la diversidad alfa en términos de la riqueza de especies leñosas con  $\text{dap} \geq 2.5$  cm en sitios de 0.1 ha, en distintos bosques del occidente de México y de Mesoamérica, a través de gradientes altitudinales y de precipitación pluvial, como un referente preliminar hacia una síntesis que facilite caracterizar de manera rápida y práctica la complejidad biológica y ambiental de los bosques de esta región de país y de Mesoamérica.

## MÉTODOS

La cobertura del gradiente geográfico representado en éste análisis incluyó: a) Occidente de México, bosques en un intervalo altitudinal de 500 a 3000 m, con débil a nula representación de 2600-3000 m y por debajo de los 500 m de elevación y b) Mesoamérica,

desde el occidente de México hasta Panamá, bosques un intervalo altitudinal desde cerca del nivel del mar hasta los 2300 m, con débil a nula representación de 350 a 800 m, de 1300 a 1900 m y por encima de los 2000 m.

Se utilizaron datos de riqueza de especies leñosas  $\geq 2.5$  cm  $\text{dap}$  (1.3 m a la altura de pecho) en 217 sitios de 0.1 hectárea del occidente de México y Mesoamérica. Los valores de riqueza fueron obtenidos de tesis o artículos de investigación realizados por distintos autores en diferentes regiones tanto del occidente de México como de Mesoamérica (Cuadro 1.1.1). Se utiliza la diversidad alfa potencial de los bosques por ser un criterio simple, práctico y relevante para caracterizar y entender en cierto grado la complejidad biológica de los ecosistemas forestales. Para el occidente de México, se incluyen 146 sitios que usaron el método de Parcelas Circulares de Curtis (1959), con universo de muestra aleatoriamente estratificado y limitado (Vázquez-García, 1995; Vázquez & Givnish, 1998). Para el análisis en Mesoamérica se incluyen aquellos que usan el método de Cuadrantes (“transectos”) de Gentry (1988), sin universo de muestra aleatoriamente estratificado ni limitado (método original).

Los sitios de muestreo a la escala de un décimo de hectárea para especies leñosas  $\geq 2.5$  cm de  $\text{dap}$  constituyen una forma simple, rápida, eficaz, que permite generar resultados fáciles de comparar con una vasta información disponible en los ámbitos nacional e internacional, especialmente cuando se usa el método de Parcelas Circulares de Curtis (1959), en sus dos versiones con y sin universo de muestra aleatoria limitado,

o cuando se usa el método de Cuadrantes de Gentry (1988), en sus dos versiones con y sin universo de muestra limitada. Además en el concepto de leñosas se incluye un amplio espectro biológico representado por tres relevantes gremios (árboles, arbustos y lianas).

Mediante el análisis de gradiente directo (Whittaker, 1973) se relacionó la riqueza de especies leñosas en relación con la altitud y la precipitación, usando el coeficiente de correlación de Pearson. Los datos de promedios anuales de precipitación pluvial fueron obtenidos de diversas fuentes (Hijmans *et al.*, 2005; Vázquez-García *et al.*, 1995).

En virtud de que los dos tipos de muestreo [Parcelas Circulares de Curtis y Cuadrantes de Gentry] se aplicaron en diferentes sitios con diferentes proporciones de tipos de vegetación, no podemos comparar ambas series de datos en sentido estricto, por lo que procedimos a analizar las dos situaciones por separado.

## RESULTADOS

### Diversidad Alfa y Altitud

Parcelas Circulares (occidente de México):

La diversidad alfa para 146 sitios de 0.1 ha en el occidente de México varió de 7 a 52 especies leñosas y disminuyó con el incremento de la altitud ( $r=-0.6458$ ,  $p<0.001$ ) (Cuadro 1.1.1, Fig. 1.1.1). Los ecosistemas más pobres en especies leñosas fueron ciertos oyametales (<8 especies) mientras que entre los más ricos (>42 especies) fueron un rodal de bosque tropical subcaducifolio de baja elevación (<1000 m), y 4 rodales de elevación

intermedia (1100-1400 m), de éstos últimos, tres de bosque tropical subcaducifolio y uno de bosque mesófilo. Desafortunadamente no disponemos de datos para los manglares, los cuales serán tan pobres en especies como los bosques de *Abies*.

Los bosques que tuvieron mayor intensidad de muestreo reflejan un pico intermedio de la riqueza de leñosas y estos son el bosque tropical subcaducifolio, el bosque mesófilo de montaña y el oyametal. En cambio, el bosque tropical caducifolio y el bosque de pino han sido insuficientemente muestreados usando parcelas circulares. El bosque espinoso, el izotal y el chaparral tienen hasta ahora nula representación con este método.

El cambio de vegetación en el gradiente altitudinal va desde oyametales en zonas de mayor altitud a bosque mesófilo perennifolio y luego a bosque mesófilo mixto de elevación intermedia donde también convergen el bosque tropical caducifolio y los bosques de transición entre el bosque mesófilo y el bosque tropical subcaducifolio, continuando con un franco bosque tropical subcaducifolio de elevación intermedia y finalizando con uno de baja elevación.

Cuadrantes de Gentry (Mesoamérica):

La diversidad alfa para 71 sitios de 0.1 ha en el occidente de México y Mesoamérica (hasta Panamá) varió de 10 a 162 especies leñosas y disminuyó con el incremento de la altitud ( $r=-6587$ ,  $p<0.001$ ) (Cuadro 1.1.1, Fig. 1.1.2).

Los bosques más pobres ( $\leq 15$  especies) fueron algunos bosques tropicales secos de Zenzontla, Jalisco, de tipo secundario y el



encinar de Motozintla, Chiapas, ambos de elevaciones intermedias y el encinar de Cerro Grande, Jalisco, de las partes de mayor altitud. Los bosques más ricos ( $\geq 120$  y  $\leq 162$ ) fueron algunos bosques tropicales de Panamá y Costa Rica de baja altitud.

El cambio de la vegetación en el gradiente altitudinal va desde encinares de mayor elevación, pasando por bosques de pino, bosque mesófilo y bosque tropical seco (de elevación intermedia), mientras que en las partes bajas predomina el bosque tropical caducifolio y el bosque tropical perennifolio.

La mayor intensidad de muestreo se observó para el bosque tropical caducifolio, sin embargo, por la amplia discontinuidad debida a la falta de sitios de muestreo entre 350 y 800 m de altitud, no se alcanza a apreciar algún patrón particular para esta comunidad forestal, al igual que para otros ecosistemas que han sido muestreados con menor intensidad.

## Diversidad Alfa y Precipitación Pluvial

Parcelas Circulares (occidente de México):

El gradiente en precipitación media anual de los sitios forestales con muestreos de parcelas circulares fue de 1073 a 1548 mm y el de riqueza fue de 7 a 51 especies por 0.1 ha (promedio de 23 especies). La riqueza en general tuvo una tendencia a aumentar con el incremento de la precipitación media anual, ( $r=0.409$ ,  $p<0.001$ ). Esta misma tendencia se observa dentro de diferentes tipos de vegetación, por ejemplo del oyametal y del bosque mesófilo con mayor precipitación tienden a tener mayor riqueza (Cuadro 1.1.1, Fig. 1.1.3). Entre los sitios de bosque tropical caducifolio y subcaducifolio en forma particular no se observó que existiera una correlación entre riqueza y precipitación.

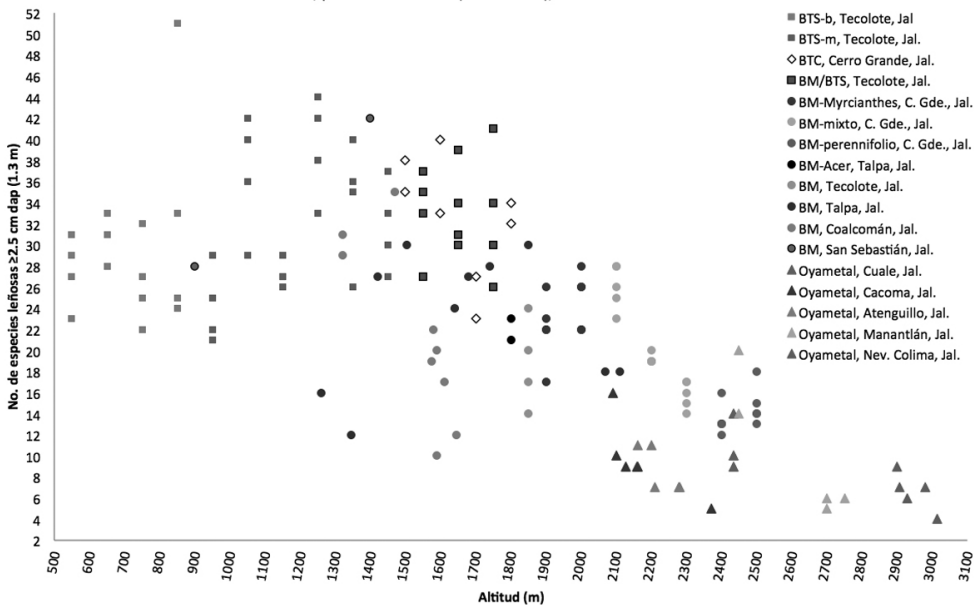


Figura 1.1.1 Diversidad alfa en relación a la altitud en bosques del occidente de México. 144 sitios de 0-1 ha, parcelas circulares (Curtis, 1959), con universo de muestra limitado

Cuadrantes de Gentry (Mesoamérica):

El gradiente en precipitación media anual de los sitios forestales con muestreos en cuadrantes (transectos) con el método de Gentry en el presente estudio fue de 500 a 4593 mm y el de riqueza fue de 10 a 161 especies por 0.1 ha (promedio de 49 especies) (Cuadro 1.1.1, Fig. 1.1.4). Al igual que en las parcelas circulares muestreadas con el método de Curtis, la riqueza en los cuadrantes en general tuvo una tendencia a aumentar con el incremento de la precipitación media anual ( $r=0.7533$ ,  $p<0.001$ ).

## DISCUSIÓN

### Diversidad Alfa y Altitud

Parcelas circulares (Occidente de México):

Se describen por primera vez patrones de diversidad alfa de especies leñosas en amplios

gradientes de altitud y de precipitación pluvial en el occidente de México y Mesoamérica a la escala de 0.1 ha para multi-comunidades forestales. Se apoya la hipótesis de que la diversidad alfa aumenta con el decremento de la altitud (Gentry, 1988; Vázquez-García & Givnish, 1998). Sin embargo, en lo individual, para ciertas comunidades forestales con importante intensidad de muestreo (e.g. Bosque tropical subcaducifolio, bosque tropical caducifolio y bosque mesófilo de montaña) parece haber un pico intermedio de diversidad alfa dentro de cada uno de sus respectivos intervalos altitudinales. Resalta el hecho extraordinario de que tan solo en el gradiente de los bosques del occidente de México, existan comunidades con una diversidad alfa cinco veces menor que otras, como son algunos oyametales con respecto de ciertos rodales de bosque tropical subcaducifolio o de bosque mesófilo de montaña.

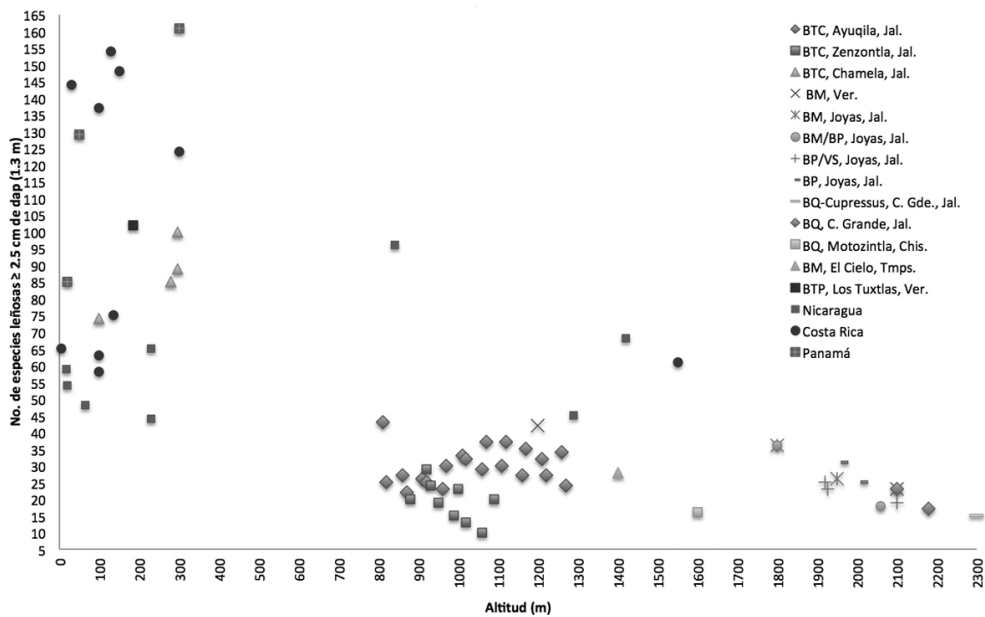


Figura 1.1.2 Diversidad alfa en relación a la altitud en bosques de Mesoamérica. 71 sitios de 0.1 ha, transectos (Gentry, 1988) sin universo de muestra limitado

El incremento de la riqueza con el decremento de la elevación podría estar explicado por la hipótesis de ausencia de equilibrio expuesta por Vázquez-García & Givnish (1998) que se basa en una serie de efectos en cascada: a) La lixiviación de nutrientes hacia las partes bajas puede estar generando un gradiente de fertilidad que aumenta con el decremento de la elevación, b) la mortalidad dependiente de la densidad también tiende a incrementarse hacia las partes bajas, ligado a un gradiente de disminución de defensas anti-herbívoros, lo que contribuye a una mayor mortalidad hacia las partes bajas, generando espacios para el establecimiento de un mayor número de especies.

Futuros muestreos de vegetación con este método deben enfocarse en altitudes por debajo de los 500 m, en el intervalo de 2600 a 3000 m o más, con la finalidad de completar las lecturas de riqueza en la escala

de 0.1 ha a lo largo de todo el gradiente altitudinal del occidente de México.

El hecho de que ciertas comunidades vegetales con suficiente intensidad de muestreo presenten un pico de riqueza intermedia, sugiere un compartimiento del gradiente donde diferentes comunidades se han especializado fisiológicamente a la eficiente explotación de un segmento particular de condiciones ambientales y bióticas. Esto también explica la falta de correlación significativa con la altitud que en ocasiones se ha registrado, cuando se examinan gradientes de altitud cortos (Guerra, 2005).

El intervalo de alta heterogeneidad en los valores de riqueza (de 8-42 especies), ubicado entre 1400 y 1800 m, puede ser explicado por un ambiente óptimo y no exclusivo con baja frecuencia e intensidad de heladas que genera una dinámica de relativa inestabilidad ambiental que fomentan la convergen-

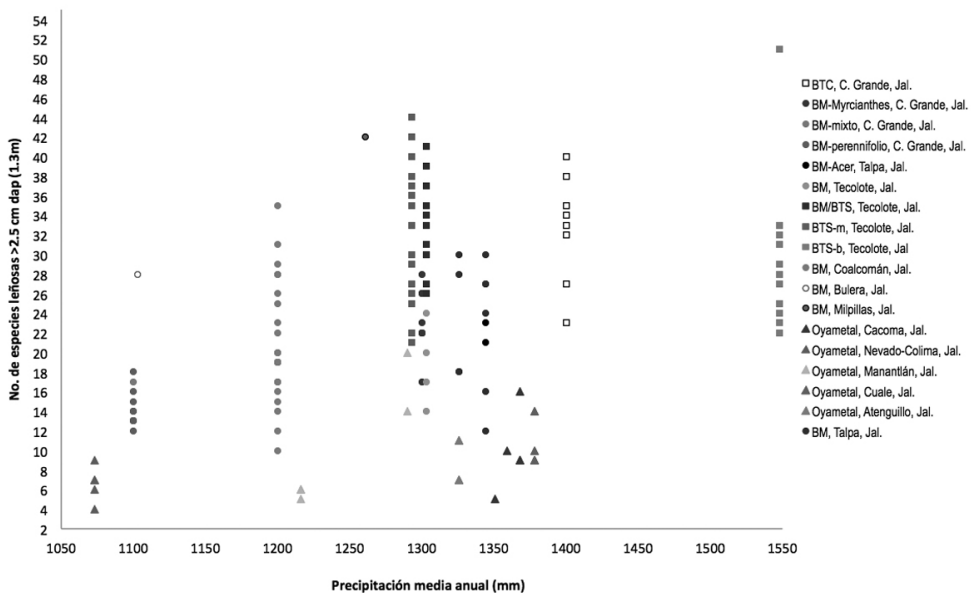


Figura 1.1.3 Diversidad alfa en relación a la precipitación pluvial en bosques del occidente de México. 144 sitios de 0.1 ha, parcelas circulares (Curtis, 1959), con universo de muestra limitado

cia de rodales de al menos cinco distintas comunidades forestales (bosque tropical subcaducifolio, bosque tropical caducifolio, bosque mesófilo de montaña así como el encinar y el pinar), creando diversas franjas de ecotonía entre diversas comunidades que con frecuencia dificultan en este segmento la distinción entre distintos tipos de vegetación. Por el contrario, en gradientes altitudinales de pequeña escala (200-300 m de gradiente) es común encontrar pequeñas laderas cuyas discontinuidades de vegetación hacen muy evidente el cambio de vegetación, frecuentemente con rodales que van desde el bosque tropical caducifolio en las partes bajas, pasando por encinares en las partes intermedias y coronados en las lomas con bosque de pino.

Los rodales ubicados en los límites altitudinales inferiores de cada tipo de bosque se encuentran usualmente muy alejados del promedio de riqueza para su tipo de vegetación, lo que quizá corresponda, al menos en parte, con una más acentuada perturbación antrópica en esas zonas. De ser excluidos los sitios de mayor perturbación, posiblemente se elevaría aún más el valor de la correlación y su nivel de significancia (Cuevas, 2002).

Cuadrantes de Gentry (Mesoamérica).

Los resultados a través del uso de transectos apoya la hipótesis de que la diversidad alfa aumenta con el decremento de la altitud (Gentry, 1988; Vázquez-García

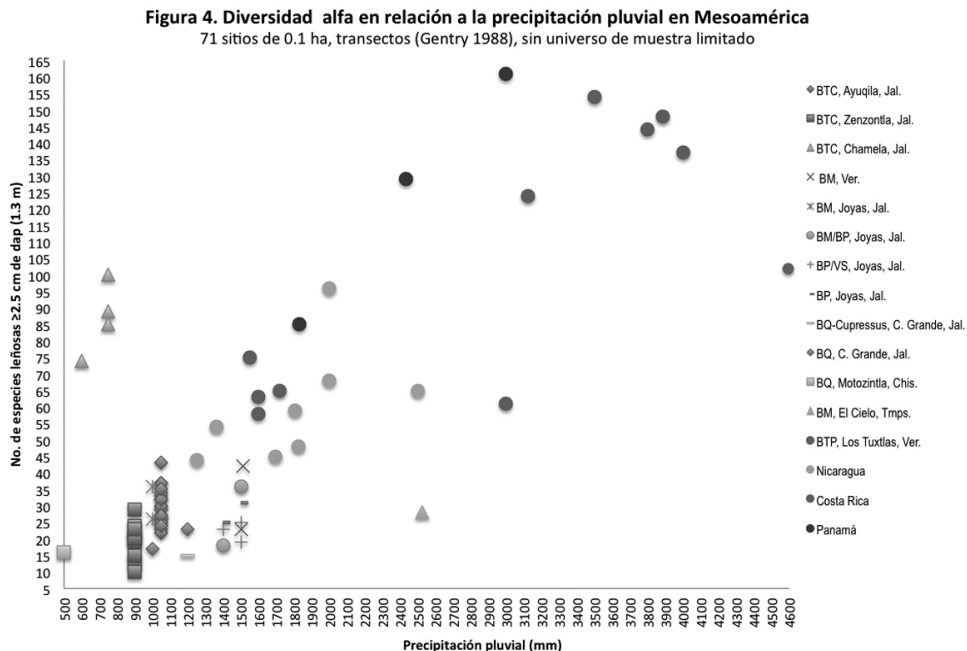


Figura 1.1.4 Diversidad alfa en relación a la precipitación pluvial en Mesoamérica. 71 sitios de 0.1 ha, transectos (Gentry, 1988), sin universo de muestra limitado

& Givnish, 1998). Resalta el hecho extraordinario de que en la región de Mesoamérica existan rodales de bosque de ocho a diez veces menos ricos (encinares), con respecto de los bosques tropicales perennifolios de Panamá y Costa Rica y seis veces menos ricos que los bosques perennifolios de Los Tuxtlas, Veracruz o 5 a 6 veces menos ricos que los bosques caducifolios de Chamela (Fig. 1.1.2). Los bosques secos de Ayuquila y Zenzontla, Jalisco son considerablemente pobres, al menos de 2 a 7 veces más pobres que los reportados para Chamela, Jalisco. La inusualmente elevada riqueza que ha sido ya reportada para tres de los cuatro sitios de bosque tropical caducifolio aquí incluidos para Chamela (Lott *et al.*, 1987) puede deberse en parte a que, los transectos de cada sitio estuvieron más dispersos que lo usual, es decir según reporta Lot *et al.* (1987), fueron ubicados a lo largo de un gradiente altitudinal de casi 574 m. Un valor más real de la riqueza para Chamela es de 74 especies por sitio de 0.1 ha, que se trata de un sitio muestreado por Gentry (Phillips & Miller, 2002). En la misma figura se aprecia que los bosques mesófilos de México de la Sierra de Manantlán, en Jalisco, son relativamente equiparables en riqueza a los que se incluyeron de la Sierra Madre Oriental. Igualmente, no difieren en gran medida en términos de su riqueza, del bosque de pino en Manantlán o del bosque tropical caducifolio de Ayuquila, Jalisco.

Futuros esfuerzos de muestreo con este método deben enfocarse en elevaciones de 350-800 m, de 1300 a 1900 m y por encima de los 2000 m, especialmente en comunidades de bosque de pino, bosque de encino,

bosque tropical caducifolio, sobre todo de bosque espinoso y de otras comunidades vegetales menos frecuentes como son el mangle, el palmar, el izotal y el chaparral. Tales esfuerzos permitirán entender mejor los patrones particulares de las distintas comunidades vegetales en los diferentes gradientes ambientales y a reconocer ambientes óptimos y contribuir a una mejor selección de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad y del manejo sustentable.

### Diversidad Alfa y Precipitación Pluvial

#### Parcelas Circulares (Occidente de México).

En el análisis de correlación entre la precipitación pluvial y la riqueza de las parcelas muestreadas con el método de Curtis, los tipos de vegetación mejor representados son el bosque mesófilo de montaña y el bosque de oyamel, en cambio los bosques tropicales caducifolio y subcaducifolio están escasamente representados, mientras que otros tipos más secos como el bosque espinoso y el matorral xerófilo no cuentan con ningún muestreo conocido en el occidente de México.

A pesar de que el rango del gradiente de precipitación no fue alto (de 1073 a 1548 mm) en los sitios muestreados con el método de Curtis, se alcanzó a detectar una correlación positiva significativa entre este factor y la riqueza, por lo que suponemos que este método es adecuado para estudiar la variación en la riqueza de estos tipos de vegetación.

El hecho de incluir tipos de vegetación con un gradiente de humedad que va desde los bosques tropicales caducifolios y subca-

ducifolios hasta los bosques más húmedos como el mesófilo de montaña y el de oyamel, permitió confirmar el patrón de correlación lineal positiva entre precipitación anual y riqueza que se ha observado en previos estudios en bosques Neotropicales que en forma similar abarcan un gradiente completo entre bosques secos y húmedos (Gentry, 1988, Clinebell *et al.*, 1995), aunque se ha observado que esta relación lineal puede llegar a formar una asíntota cerca a los 4,000 mm, posiblemente por alguna forma de saturación de especies (Gentry, 1988). Sin embargo, en los casos en que se analizan diversos tipos de vegetación también puede ser conveniente analizar la relación de la riqueza de especies con la precipitación de la estación más seca del año, en lugar de la media anual, ya que los resultados pueden ser distintos, como los observados por Reich *et al.* (2010) para los bosques del estado de Jalisco, también del occidente de México, en los que observaron una relación no lineal (cuadrática) entre estas dos variables, con un riqueza mayor a niveles intermedios de precipitación invernal.

Cuadrantes de Gentry (Mesoamérica):

Con este método los resultados de correlación fueron similares a los obtenidos de los sitios en los que se usó el método de Curtis, la riqueza en general tuvo una tendencia a aumentar con el incremento de la precipitación media anual. Sin embargo los sitios de bosque tropical caducifolio de Chamela (occidente de México) muestreados por Lott *et al.* (1987) se alejan de la línea de tendencia central al poseer una riqueza muy alta comparada con los sitios de similar precipitación, esto puede deberse a que los tran-

sectos se escogieron al azar en una cuadrícula con una heterogeneidad ambiental alta al abarcar un amplio gradiente altitudinal de cerca de 574 m. En el presente estudio al incluir un gradiente de precipitación considerable, que va de los 500 a los 4593 mm, pudimos constatar que este factor de precipitación media anual sí es un buen predictor de riqueza para los bosques Mesoamericanos, lo cual contrasta con lo observado por Gentry (1995) y Gillespie *et al.* (2000), quienes muestrearon sólo bosques tropicales estacionalmente secos, en los que no pudieron observar una correlación clara entre riqueza y precipitación pluvial.

De forma similar al caso de correlación entre riqueza y altitud, se observó un lapso del gradiente en precipitación en el que existen pocos sitios de muestreo, entre los 500 y los 850 mm, por lo que no se puede descartar que exista un patrón de correlación. Menos aún para otros ecosistemas que han sido muestreados con menor intensidad.

## AGRADECIMIENTOS

En este trabajo deseamos reconocer de manera muy especial a todos y cada uno de los innumerables colaboradores que participaron decididamente en el muestreo de vegetación de ecosistemas de montaña generando valiosos datos que se han ido acumulando, particularmente en las últimas dos décadas y que sin su ayuda la presentación de esta modesta síntesis no hubiera sido posible.

## LITERATURA CITADA

- 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.
- Cisneros-Lepe, E. A. **2005**. Estructura, composición florística y diversidad de los bosques de Abies en el Estado de Jalisco, México. Tesis de licenciatura en Ingeniería en Recursos Naturales y Agropecuarios. Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara, Autlán de Navarro, Jalisco. 101 p.
- Clinebell, R. R., O. L. Phillips, A. H. Gentry, N. Starks, y H. Zuuring. **1995**. Prediction of Neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. *Biodiversity and Conservation* 4: 56-90.
- Cuevas-Guzmán, R. **2002**. Análisis de gradientes de la vegetación de la cañada El Tecolote, en la Sierra de Manantlán, Jalisco, México. Tesis doctorado. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México. 140 p.
- Cuevas-Guzmán, R., E. A. Cisneros-Lepe, E. J. Jardel-Peláez, E. V. Sánchez-Rodríguez, L. Guzmán-Hernández, N. M. Núñez-López y C. Rodríguez-Guerrero. **2011**. Análisis estructural y de diversidad en los bosques de *Abies* de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1219-1233.
- Curtis, J. T. **1959**. *The Vegetation of Wisconsin*. University of Wisconsin Press, Madison. 657 p.
- Francis, A. P., y D. J. Currie. **2003**. A Globally Consistent Richness-Climate Relationship for Angiosperms. *The American Naturalist*. 161:523-536.
- Gentry, A. H. **1988**. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann. Missouri Bot. Garden* 75: 1-34.
- Gentry, A. H. **1995**. Diversity and floristic composition of Neotropical dry forests. Pp. 146-194. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A. y Medina, E. (eds.) *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guerra C., E. A. **2005**. Estructura del bosque tropical caducifolio en condiciones contrastantes de exposición y altitud en el cerro Colorado, Autlán de Navarro, Jalisco, México. Tesis profesional. Universidad de Guadalajara, CUCSUR. Autlán de Navarro, Jalisco. 76 pp.
- Guillespie, T. W., A. Grijalva y C. N. Farris. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147: 37-47.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones y A. Jarvis. **2005**. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Lott, E. J., S. H. Bullock y J. A. Solís-Magallanes. **1987**. Floristic diversity and structure of a tropical deciduous forest of coastal Jalisco. *Biotropica* 19: 228-235.
- Luquín-Sánchez, H. **2003**. Ordenación de comunidades leñosas de bosque tropical caducifolio en la cuenca del río Ayutla-Ayuquila, Jalisco, México. Posgrado en Manejo de Áreas de Temporal, División de Ciencias Agronómicas, Universidad de Guadalajara. 153 pp.
- Muñoz-Mendoza, M. E. **1992**. Distribución de especies arbóreas en el bosque mesófilo de montaña en la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco. 102 p.
- Phillips, O. L. y J. Miller. **2002**. Global Patterns of Plant Diversity: Alwyn H. Gentry's Forest Transect Data Set. *Monographs in systematic botany from the Missouri Botanical Garden* 89: 1-319.
- Punyasena, S. W., G. Eshel y J. C. McElwain. **2008**. The Influence of Climate on the Spatial Patterning of Neotropical Plant Families. *Journal of Biogeography* 35: 117-130.
- Reich, R. M., C. D. Bonham, C. Aguirre-Bravo y M. J. Cházaro-Bazález. **2010**. Patterns of tree species richness in Jalisco, Mexico: relation to topography, climate and forest structure. *Plant Ecology* 210: 67-84.
- Reynoso-Dueñas, J. J. **2004**. Florística y fitogeografía de la flora arbórea del bosque mesófilo de montaña en San Sebastián del Oeste Jalisco, México. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas (Área Sistemática Vegetal), Universidad de Guadalajara. 98 pp.

- Rzedowski, J. **1978**. Vegetación de México. LIMUSA. México. 432 pp.
- Rzedowski, J. y R. McVaugh. **1966**. La vegetación de Nueva Galicia. *Contributions from the University of Michigan Herbarium* 9. 123 pp.
- Sahagún-Godínez, E. **2004**. Ordenación del bosque mesófilo en el cerro de La Mona, Sierra de Coalcámán, México, en el contexto del cambio climático. Tesis de doctorado. Posgrado en Ciencias Biológicas (Área Sistemática Vegetal), Universidad de Guadalajara. 116 pp.
- Trejo, I. y R. Dirzo. **2002**. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11: 2063-2084.
- Vargas-Rodríguez, Y. L. **1998**. Ordenación sociológica de la comunidad arbórea del bosque tropical caducifolio en el Aguacate-Zenzontla, Sierra de Manantlán, Jalisco, México. Tesis profesional. División de Ciencias Biológicas, CUCBA.
- Vargas-Rodríguez, Y. L. **2005**. Ecology of disjunct cloud forest sugar maple populations (*Acer saccharum* subsp. *skutchii*) in North and Central America. Tesis de Maestría en Ciencias, Department of Biological Sciences, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana.
- Vargas-Rodríguez, Y. L., J. A. Vázquez-García y G. B. Williamson. **2005**. Environmental correlates of tree and seedling-sapling distributions in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecology* 180(1): 117-134.
- Vargas-Rodríguez, Y. L., J. A. Vázquez-García, T. Quintero Moro, M. A. Muñoz-Castro, V. Shalisko. **2010**. Estudio técnico justificativo para la declaratoria del parque estatal Bosque de Arce, Talpa de Allende, Jalisco. SEMADES, SEDUR. Guadalajara, 238 pp.
- Vargas-Rodríguez, Y. L., W. Platt, J.A. Vázquez-García y G. Boquin, **2010**. Selecting Relict Montane Cloud Forests for Conservation Priorities: The Case of Western Mexico. *Natural Areas Journal* 30: 156-173.
- Vázquez-García, J. A. **1993**. Cloud forest archipelagos: preservation of fragmented montane ecosystems in tropical America. pp. 115-125. En: Hamilton, L. S., Juvik, J.O. and Scatena, F.N. (eds.) Tropical Montane Cloud Forests, Proceedings of an International Symposium at San Juan, Puerto Rico. East-West Center, Honolulu. (Reproducido como capítulo En: *Tropical Montane Cloud Forests, Ecological Studies 110* Springer-Verlag, New York (1995).
- Vázquez-García, J. A., **1995**. Gradient analyses of neotropical montane forests. Ph.D. Thesis. University of Wisconsin-Madison. 179 pp.
- Vázquez-García, J. A., R. Cuevas-Guzmán., T. S. Cochrane, H. H. Iltis, F. J. Santana-Michel y L. Guzmán Hernández. **1995**. Flora de Manantlán. Sida, Botanical Miscellany 13, Botanical Research Institute of Texas, U.S.A., 312 pp.
- Vázquez-García, J. A., Vargas-Rodríguez, Y. L. y Aragón, F. **1999** [2000]. Descubrimiento de un bosque maduro de *Acer-Podocarpus-Abies* en Talpa de Allende, Jalisco, México. Boletín del Instituto de Botánica 7(1-3): 159-183.
- Vázquez-García, J. A. y T. J. Givnish. **1998**. Altitudinal gradients in diversity, structure and composition of tropical montane forests in the sierra de Manantlán, Jalisco, México, *Journal of Ecology*, 86: 999-1020.
- Vázquez-García, J. A., y T. J. Givnish. **2000**. Vegetation of the Cerro Grande massif, Sierra de Manantlán, México: ordination of a long altitudinal gradient with high species turnover. *Boletín del Instituto de Botánica*, Universidad de Guadalajara 6: 227-250.
- Williams-Linera, A. Rowden y A. C. Newton. **2003**. Distribution and stand characteristics of relict populations of Mexican beech (*Fagus grandifolia* var. *mexicana*). *Biological Conservation* 109: 27-36.
- Willig, M. R., D. M. Kaufman, R. D. Stevens. **2003**. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual review of ecology, evolution and systematics*. 34:273-309.
- Whittaker, R. H. **1973**. Direct gradient Analysis techniques, Results. *Handbook of Vegetation Science* 5: 7-5



## 1.2 Patterns in vegetation composition in the Volcanic Complex of Colima, Mexico

Maaike Maarse, Pita A. Verweij, Sonia Navarro Pérez.

### RESUMEN

El manejo y la conservación de la biodiversidad en el Complejo Volcánico de Colima requieren de información ecológica básica a la escala de comunidades para ayudar a definir prioridades. En este estudio se pretende identificar los tipos de vegetación y los factores que mejor explican los gradientes de vegetación y evaluar el impacto antrópico en la vegetación. Se realizaron 103 relevés, se ordenó y se clasificó la vegetación usando TWINSPLAN y Canoco, respectivamente. Se identificaron 6 comunidades vegetales: 1) bosque de *Bursera-Plumeria*, 2) bosque de *Carpinus*, 3) bosque de *Quercus-Pinus-Abies*, 4) bosque de *Alnus-Abies*, 5) bosque de *Pinus* y 6) Zacatonal Alpino de *Draba-Calamagrostis*. La altitud y la exposición este fueron las variables que mejor explican la variabilidad de la vegetación; el pastoreo o ganadería fue la única variable significativa para todos los tipos de vegetación y en el bosque mesófilo se reconoce la mayor perturbación. Las comunidades vegetales identificadas mostraron relación con tipos de vegetación de alta montaña de otras áreas o bien con bosque mesófilo de montaña. Para el manejo y conservación del área se recomienda bajar las fronteras del Parque Nacional y prevenir perturbaciones en las zonas que ya están protegidas.

### ABSTRACT

The management and conservation of biodiversity at the Volcanic Complex of Colima require basic ecological data at the community level to help define priorities. This study is aimed to identify major vegetation communities, environmental factors explaining community gradients, and to assess anthropic impact on vegetation. 103 Relevés were sampled, TWINSPLAN and Caonoco were used for classification and ordination respectively. Six plant communities were identified: : 1) *Bursera-Plumeria* forest, 2) *Carpinus* forest, 3) *Quercus-Pinus-Abies* forest, 4) *Alnus-Abies* forest, 5) *Pinus* forest and 6) Alpine Grassland of *Draba-Calamagrostis*. Altitude and East-exposure were explained community gradients; cattle grazing was the only variable relevant to all plant communities. The most disturbed community was the cloud forest. Some communities were related to other high elevation communities, others were related to cloud forest communities. Extending further down the lower boundaries of the National Park boundaries is recommended for biodiversity conservation and management.

Mexico belongs to the list of the 17 countries that are qualified as a 'mega-diversity' country. Together these countries contain more than 70% of the earth's biodiversity (UNDP, 2005). The total tropical forest area in the world is decreasing. This is due to climate change, but also due to commercial logging and deforestation for agricultural purposes. In Mexico the forest cover decreased 260.000 ha annually, which is 0.4% per year (FAO, 2005). The Volcanic Complex of Colima (CVC: Complejo Volcánico de Colima) is situated in Mexico in the south of Jalisco state.

The area was declared as a national park ("Parque Nacional Nevado de Colima") in 1936. The main aim of this park is to maintain the hydraulic regime of the mountains of the CVC because of the significant contribution to water supply (springs, rivers) in the surrounding populated valleys. The second aim is preserving the vegetation cover in order to prevent erosion and regional climatic changes. Next to these aims there was the awareness that the intrinsic value of such a landmark should be maintained and should remain attractive for tourism and thereby stimulate the economy (CONANP, 1936). However, in 1940 the borders of the CVC were raised from 2500 to 3350m (CONANP, 1940), to allow logging in a larger area. The logging was initiated by the paper and cellulose factory Atenquique in 1941 (Den Oudendam, 2006).

Deforestation by logging causes fragmentation, which can have a large impact on species that depend on this habitat. Island and metapopulation theories (MacArthur and Wilson, 1967) predict that re-

duced habitat size and increased isolation is one of the causes of increased extinction of species (Whitmore, 1997). Ferraz et al. (2007) recently described the negative effect of decreasing habitat size on Amazon bird species. It has been reported that 124 mammal species are present in the CVC, among them many bat species, and 279 bird species. Many of these species are endemic for Mexico (Programa de conservación y manejo, 2006). Bats are very important species in the neotropics because of their very high diversity (representing 39% of the total amount of mammal species (Emmons and Feer, 1990)) and their importance for pollination and seed dispersal within the forest (Heithaus et al., 1975).

In the west the CVC neighbours to the Man and Biosphere Reserve Sierra de Manantlán (UNESCO, declared in 1988). The flora of the Sierra de Manantlán was unknown until research that started in 1986. The vegetation ranges from tropical dry forest at low and middle elevations to tropical cloud forest at higher elevations. The endemism in this area is high, it is estimated that about 11% of the species are endemic to western Mexico, 3% to the state of Jalisco and 1.2% strictly to Manantlán (Vázquez y Givnish, 1998).

For the Volcanic Complex of Colima it is important to gather information about the different factors that cause fragmentation and about what factors determine vegetation structure and type. Several (human) activities, like logging, agriculture, tourism and burning can cause fragmentation and disturbance. Analysis of the effects of these activities on the vegetation structure

gives an opportunity to link this information with data about presence of bat, bird and other species; which will in turn lead to more knowledge about the specific needs of threatened species, and the effects of fragmentation. If the needs of these species are known and the activities that cause disruption of these needs, a better management plan for the area can be generated.

The vegetation in similar areas such as the Popocatepetl, Pelado and Tláloc volcanoes near Mexico city has already been analyzed with classification and ordination analyses (Velázquez, 1994; Almeida, 1994). With classification analyses large amounts of data can be clustered into groups or types, with for every type specific indicator species. With ordination analyses the influence of external environmental variables on the vegetation can be investigated. This same sort of research was also done on the Volcán Iliniza in Ecuador (Sklenář, 2006), Los Nevados National park, Colombia (Verweij and Budde, 1992).

The University of Guadalajara initiated research in the CVC about ten years ago, aiming at gaining knowledge on the biodiversity of the area and to design management plans for the entire complex. A large data set comprising information about the vegetation in vegetation releves was built up. These data will be further analyzed in order to gain more knowledge about specific vegetation patterns, and eventually give advice for the conservation of this area. The Programa de Conservación y Manejo of the CVC (2006) already describes the vegetation in the CVC but classification and ordination analyses were not done before with data from this area.

The aim of this research is to generate advice for the management of the CVC in order to conserve the high biodiversity in this area. Therefore it is necessary to gain an overview of the impact of human influences on the vegetation patterns in the CVC. At present it is not known how large the impacts of several activities such as agriculture, cattle grazing, tourism and burning on the vegetation are.



Figura 1.2.1. Location of the study area in Mexico, with all Mexican states shown and the Mexican Central Volcanic Belt highlighted.

This research will focus on the identification of patterns in species composition and on the analysis of the influence of human activities on the vegetation structure in the CVC. Insight into the effects of human activities gives opportunities to support future management of the area, in order to maintain high species diversity of vegetation types that are of

importance for the existence of several taxonomic groups, such as bats and birds.

The research questions for this research are therefore: a) *Which vegetation types can be distinguished in this area?* B) *Which environmental factors explain (part of) the variation in vegetation variables?* C) *Can human impact variables be linked to particular vegetation types?* D) *Which human impact variables have a dominant impact on the vegetation pattern?* E) *Which recommendations can be derived for management of the area?*

## MATERIAL AND METHODS

### Area Description

Location, climate and soil type

The Volcanic Complex of Colima (CVC) is situated in Mexico in the south of Jalisco state, approximately 125 km south of Guadalajara and 35km north of Colima (19°27'06"-19°27'19" N , 175°32'57"-175° 49'09" W). It is part of the volcanic belt in Mexico and

consists of two volcanic peaks, Volcán de Nevado (Zapotepetl, 4270 m.) and the smaller, but highly active Volcán de Colima, or Volcán de Fuego (3800 m). The climate of the CVC ranges from humid-subtropical in the lower parts to a polar climate at the tops. Most parts have a cold, wet spring and dry winters. The CVC forms a barrier for the humid air streams that come for the Pacific Ocean in the south. The volcanic activity has formed the soils of the CVC, which consist mainly of andosol (55%) and regosol (25%) types. The mountain slopes are steep and divided by deep barrancas, or canyons, which run through the landscape on all sides (Programa de Conservación y Manejo, 2006).

Vegetation of the CVC

The CVC consists of **highly diverse vegetation** types, ranging from alpine bunchgrasslands to tropical dry forest. The Programa de Conservacion y Manejo (2006) describes the vegetation in the area. Fig 1.2.3. shows

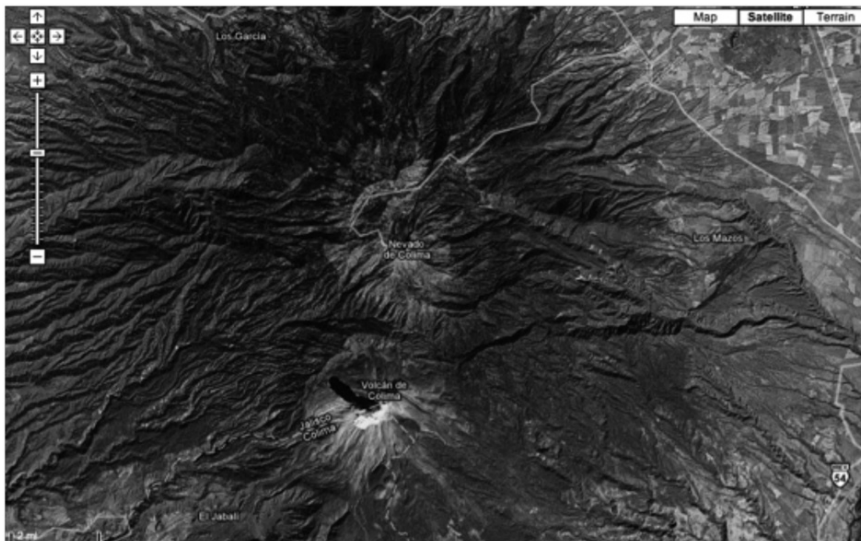


Figura 1.2.2. Satellite image of the CVC (picture from Google Earth, 2008).

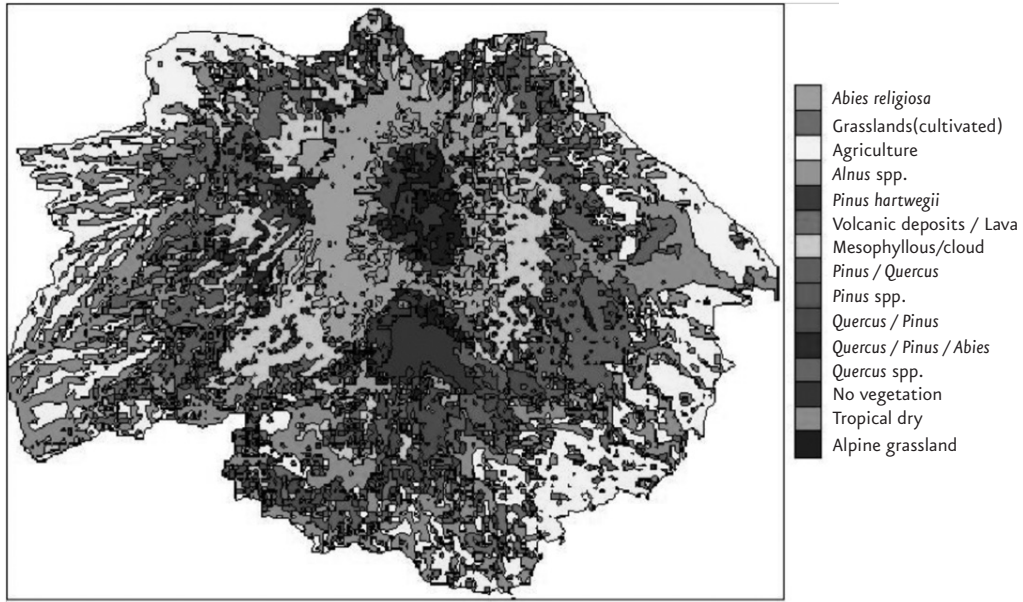


Figura 1.2.3. The vegetation of the CVC, based on satellite images (unpublished, S. Navarro).

the map that was made based on satellite images.

On the highest parts Zacatonal bunch-grasslands and *Pinus Hartwegii* forests can be found. These types have species that can resist low temperatures and snow. Further down there are *Alnus firmifolia*, *Abies religiosa* and *Quercus* forests. On the lowest parts there are mesophyllous (or cloud) forests. This type of forest was described by Rzedowski (1988) as 'bosque de mesófilo de montaña'. Mesophyllous forests have a cover of only 1% in Mexico, but with 3000 vascular plant species these forests hold 12% of the total Mexican flora. Because of the isolation of these forests an island effect exists; every forest has its own characteristic species. These forests also suffer the highest disturbance in Mexico, because of their high value for timber and non-timber forest products (Kappelle and Brown, 2001). The mesophyllous forest is known to be present

on the lower mountain slopes, in the valleys between the mountain ridges on moist soils (Santiago *et al.*, 2002). It has a high diversity and variation in patches each dominated by other, better adapted species. This depends on the environmental circumstances such as altitude, slope, canopy openness and soil type (Vázquez and Givnish, 1998; Figueroa-Rangel and Olvera-Vargas, 2000).

#### Human impact variables

The following descriptions were made based on a report of fieldwork in the CVC by Laksonen and Lievonon (1998) and personal comments of Dra. S. Navarro.

*Logging.* The paper company Atenquique is located at the foot of the Volcán de Fuego and is in function. The wood is obtained from the surrounding areas. Landowners declared that wood is also being logged from slopes of the volcanoes. Farmers

practice logging for the purpose of agricultural expansion

*Tourism.* Tourists come to the area for several activities. People come to camp, hike, hunt and also the snow on the tops of the mountains during wintertime is an important attraction. These tourists gather wood for their fires, which causes a degradation of the vegetation and especially during the dry season there is the risk of uncontrolled fires that can spread through the area.

*Livestock.* Local farmers use the area for stock raising and cows are therefore quite abundant in this area. They walk freely through the area and disturb the vegetation mainly by trampling, destroying the new seedlings of trees and by eating the green parts of the plants and eroding the soil with their hoofs. Trees are logged by the farmers to create more space for the cows and to stimulate the regrowth of young plants, as forage for the cattle.

*Fires.* The fires are caused by drought and thunderstorms, but also by tourist that make small fires and by farmers that burn vegetation. Sometimes these fires

get out of control and spread through the area. The fires destroy part of the vegetation, and might change the species composition. After a fire pioneer species get a chance to grow.

#### Vegetation sampling

The data for vegetation analysis was gathered from 1994 to 2002 by Dra. Sonia Navarro and her students. The total 103 plots were selected on basis of their general vegetation type that was based on satellite images, so that all types were represented in the dataset. For a map of the locations of the plots used, see Appendix I. The vegetation was described using the Braun Blanquet method (Braun Blanquet, 1979), modified by Cleef (1984). The size of the releves was 50x60 meters (300m<sup>2</sup>) for the trees and 5x5 meters (25m<sup>2</sup>) for herbaceous species. The data consisted of the species present per plot and the abundance of these species. Additional information of the plots was also described; the altitude, the exposition (N, S, E, W), signs of logging, tracks of cows, signs of fire, the slope and the amount of bare soil.



Figura 1.2.4. A cow walking freely through the CVC, June 2007

### Data analyses

In order to answer the research questions, the data were analyzed by several statistical methods. A classification was done to identify the vegetation types present in the area. To investigate the relation between environmental factors and the vegetation, a canonical correspondence analysis was done. More details about these analyses are given in the following sections.

Before the analyses un-identified species in the dataset were deleted and the data were transformed into condensed format, in order to be able to perform the analyses with Twinspan and Canoco. All the species were given a code of 8 digits.

The information about environmental factors was transformed into a 'digital' scale, with 0 for no signs of fire, logging and grazing and 1 for present signs. The information about these factors was not suitable for a scale with more steps.

### Classification analysis

The vegetation data were classified using a two-way indicator species analysis (TWINSPAN; Hill, 1979), which groups the species in the dataset. TWINSPAN software version 2.3, was used for the analysis. The default options were used; 5 cutlevels, a minimum group size of 5 and a maximum of 7 indicator species per division. The resulting groups were examined for their species composition. Some of the groups were combined, 2 plots (25 and 60) were excluded and in the end six solid vegetation types could be made, based on the Twinspan analysis. One type was very large, consisted of a mix of

many species and had many indicator species; for this group a new Twinspan analysis (with the same options as the first one) was done. This resulted in 5 subtypes.

For both analyses a list of the 50 most abundant species was made, these species were plotted in the Canoco figures (as shown in the results).

### Ordination analysis

To analyze the relations between the environmental factors and the vegetation data, a canonical correspondence analysis (CCA, a direct gradient analysis assuming unimodal species response) was performed using the Canoco software (Ter Braak and Šmilauer, 2002), with as options automatic forward selection and Monte Carlo permutation tests with unrestricted permutations. The vegetation data was log transformed and rare species were downweighted. The environmental factor 'bare soil' was not normally distributed and was therefore log transformed before the analysis.

After the analysis the species and plots were plotted together with the environmental factors with the program Canodraw. The vegetation types that were made on basis of the Twinspan analysis were also integrated in these figures, so that the effects of environmental factors on specific vegetation types could be investigated.

### Additional analyses

The correlation among the environmental analysis were tested with a Pearson correlation test using SPSS (version 12.0, Inc.

Chicago, Illinois, USA )The Shannon index was calculated by Canoco and later the correlation between altitude and the Shannon index were also tested with a Pearson correlation test using SPSS.

RESULTS

Vegetation classification

The species data of 103 plots were used in the classification analysis using TWINS-PAN. In total the set contained 567 species. With 5 cutlevels the plots were divided into 6 main vegetation types. Fig. 1.2.5 shows the division process. In Appendix II the complete results of the analysis are shown. Type A and B consist of 6 and respectively 8 plots and could not be defined as clear as the other types. The names of the types are given in Table 1.2.1. Each type will be described in general and compared to similar vegetation types as described in literature in other section.

The different types follow an altitudinal gradient, as can be seen in Fig. 1.2.6. Type D and E show a clear overlap in altitude. The lowest plots of Type C show overlap in altitude with plots from Type A and B which also show an overlap.

Fig. 1.2.6. The altitudes of all the plots, each vegetation type is represented by a different symbol. The mean altitude with the standard deviation is shown for each vegetation type.

Species diversity

The Shannon index was calculated with Canoco to get more insight into the diversity of the vegetation of the plots. Fig. 1.2.7 shows the Shannon index plotted against the altitude. This is a significant negative Pearson relation of -0.573 (P=0.000). This is in accordance with Vázquez and Givnish (1998), who described a negative relation between altitude and species richness in the mesophyllous forest of Sierra de Manantlán.

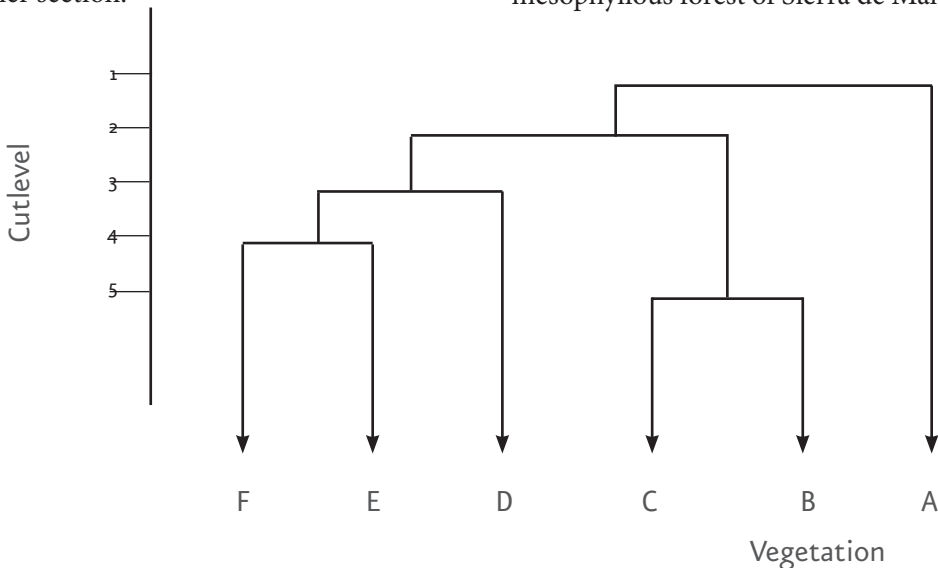


Figura 1.2.5. Dendrogram of the two-way indicator species analysis (TWINS-PAN) of vegetation data from 103 plots in the CVC.



† Table 1.2.1. Summary of the vegetation types made by TWINSpan.

Type	Name	Number of plots	Altitude (m)
A	<i>Bursera-Plumeria</i> dry open woodland	6	775 – 1760
B	Lower <i>Carpinus tropicalis</i> forest	8	1629 – 1928
C	Lower Montane <i>Quercus/Pinus/Abies</i> mesophyllous (cloud)forest	42	1560 – 3270
D	Upper Montane <i>Alnus firmifolia-Abies religiosa</i> forest	13	2830 – 3458
E	<i>Pinus hartwegii</i> forest	21	2850 – 3705
F	Zacatonal/Alpine <i>Draba-Calamagrostis</i> bunchgrasslands	11	3750 – 4150

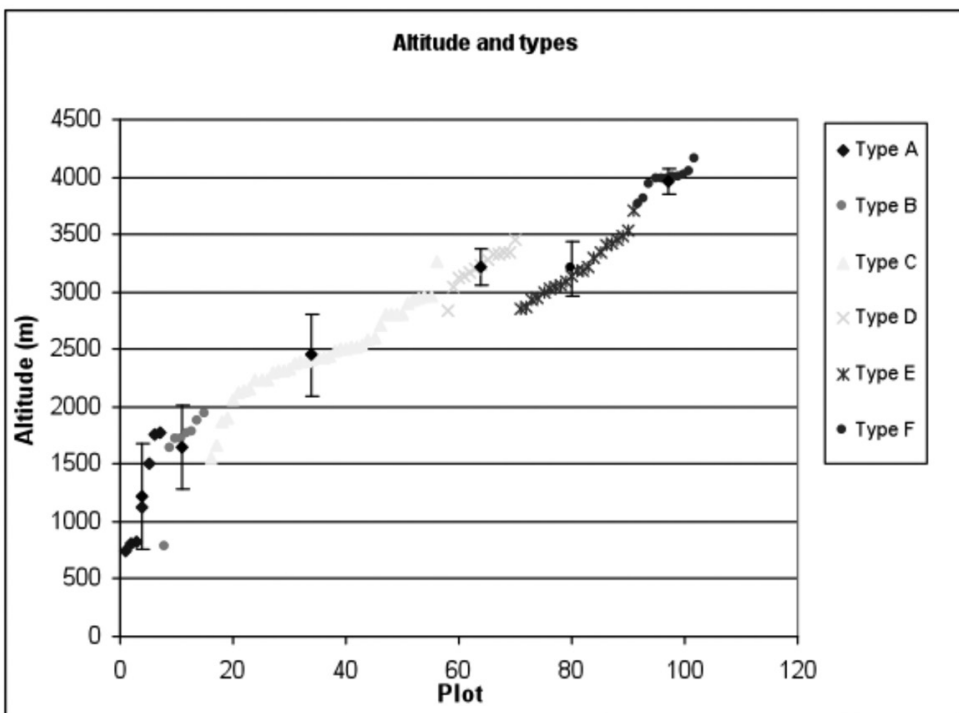


Figure 1.2.6. The altitudes of all the plots, each vegetation type is represented by a different symbol. The mean altitude with the standard deviation is shown for each vegetation type.

### Description of vegetation composition

Type A: *Bursera-Plumeria* dry open woodland  
Represented by 6 plots

Altitude range: 775 – 1760m

This type is present in the lowest regions of the area. *Bursera* sp. and *Plumeria* sp. are the indicator species for this type, some plots have also a high abundance of *Lysilo-*

*ma acapulcense*, *Leguminosaea* species and *Gramineae* species. In Rzedowski (1991) *Leguminosae*, *Gramineae* and *Burseraceae* are mentioned as important families for the mesophyllous forest (also known as montane cloud forest). Rzedowski (1988) describes that the mesophyllous forest has an altitudinal range of 400 to 2500m., is very diverse and is restricted to Mexico.

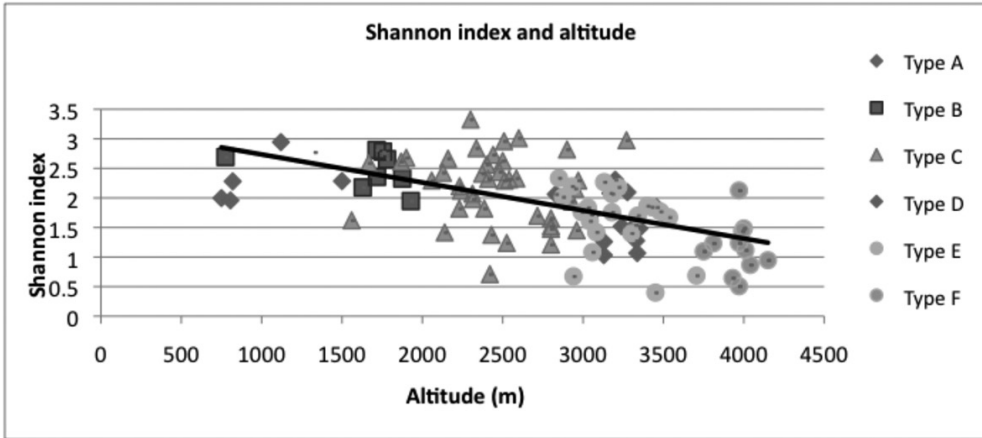


Figura 1.2.7. Species richness, (expressed with the Shannon index) in relation to the altitude. A Pearson correlation of  $-0.573$  ( $P=0.000$ ) was found.

Type B: Lower *Carpinus tropicalis* mesophyllous forest

Represented by 8 plots

Altitude range: 1629 – 1928

All plots in this type are dominated by *Carpinus tropicalis*, the indicator species of this type and by *Tilia Mexicana*. Three plots have a high abundance of *Rhamnus* aff. *hintonii*, three other plots have high abundance of *Meliosma nesites* and *Zinowiewa conciana*. In Programa de conservación y manejo (2006) *Carpinus Tropicalis* and *Tilia mexicana* are classified as belonging to mesophyllous forest. Rzedowski (1991) mentions that species from the genera *Carpinus*, *Meliosma* and *Zinowiewa* are common to mesophyllous forest. *Tilia Mexicana* is protected under the Mexican law (NOM-059-ECOL-2001).

Type C: Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous (cloud) forest

Represented by 42 plots

Altitude range: 1560 – 3270

This vegetation type has as most abundant species *Quercus laurina*, *Q. rugosa*, *Q. casta-*

*nea*, *Abies religiosa*, *Alnus acuminata*, *Pinus pseudostrobus*, *P. douglasiana*, *Ternstroemia lineata* and *Clethra Mexicana*. Because this type was too broad and undefined after the first Twinspan analysis, a second analysis was performed with only the 42 plots from Type C. Five subdivisions (C1-C5) were made (with three cutlevels). Every type has two or three major indicator types, as described below in Table 1.5.2. Fig. 1.5.8 shows the division process. Most of the species in this type are mentioned in the Programa de Conservación y Manejo (2006) and by Rzedowski (1991) as belonging to mesophyllous forest.

The most dominant species in Type C1-C5 are oak, fir and pine species. The types show an altitudinal gradient, although there is overlap in altitude, Type C1 has the highest elevations and type C5 has the lowest elevations (Fig. 1.5.9). Each type has its own indicator species. The several types differ sometimes in species of the undergrowth (e.g. type C4 and C5 (see Appendix III) or in tree species. These differences can be due to environmental circumstances (e.g. height),

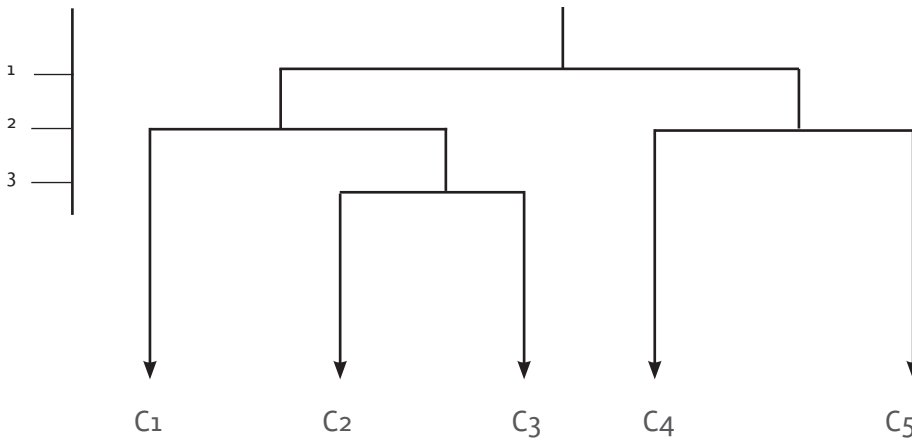


Figura 1.2.8. Dendrogram of the two-way indicator species analysis (TWINSPAN) of vegetation data of 41 plots in the CVC, belonging to vegetation Type C.

† Table 1.5.2. Results of TWINSPAN classification of Type C with 42 plots

Type	Name	Number of plots	Altitude (m)
C1	<i>Quercus laurina</i> - <i>Abies religiosa</i> forest	11	2540-3270
C2	<i>Clethra mexicana</i> forest	8	2312-2600
C3	<i>Quercus laurina</i> - <i>Quercus rugosa</i> forest	9	2300-2716
C4	<i>Quercus rugosa</i> - <i>Quercus castanea</i> forest	8	1868-2525
C5	<i>Quercus castanea</i> - <i>Pinus douglasiana</i> forest	6	1560-2230

or due to (selective) logging, fires or grazing (human impact factors) or due to a combination of environmental circumstances and human impact factors. These possibilities are further analyzed with an ordination analysis.

Vázquez and Givnish (1998) investigated altitudinal gradients in the mesophyllous forest of the Sierra de Manatlán and found a continuous change in community composition along ecological gradients. They found a dominance of *Quercus laurina* at the highest plots, then the dominant species gradually shifted to *Ternstroemia lineata* and then to *Quercus castanea*. Figueroa-Rangel and Olvera-Vargas (2000) also found differ-

ent patches with different dominant species. They found several oak species (e.g. *Quercus laurina*, *Q. rugosa* and *Q. castanea*) and *Ternstroemia lineata* as dominant species in different patches. The vegetation of Type C shows great similarities with the description of these two researches.

Type D: Upper Montane *Alnus firmifolia*-*Abies religiosa* forest

Represented by 13 plots

Altitude range: 2830 – 3458

This type can also be referred to as a mixed alder-fir forest. *Abies religiosa* and *Alnus firmifolia* are the indicator species of this type and the most dominant. *Senecio angu-*

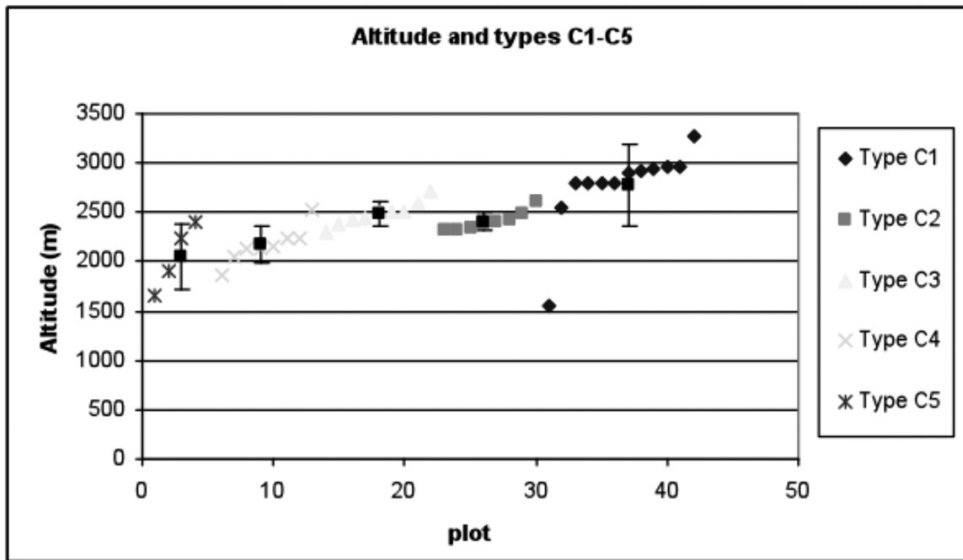


Figura 1.2.9. The altitudes of all the plots, each vegetation type is represented by a different symbol. The mean altitude with the standard deviation is shown for each vegetation type.

*lifolium* has a high abundance in almost all plots. *Abies religiosa* is present in 7 of the 13 plots, *Alnus firmifolia* is present in 9 of the 13 plots, especially in the plots where *Abies religiosa* is not present. In some plots *Pinus hartwegii* is present in small amounts. The plots without *A. religiosa* show more diversity in the undergrowth with *Penstemon roseus*, *Euphorbia fuscilata* and *Solanum cervantesii*. The disturbance in this type is mostly logging and grazing.

This type shows similarities with the *Alnus firmifolia* – *Abies religiosa* community group of the volcanoes Tlálóc and Pelado in Mexico, described by Velázquez and Cleef (1993). They describe the *Alnus firmifolia* – *Abies religiosa* community group as subtype of *Abies religiosa* (fir) forest. Similarities with this larger community are the presence of *Senecio angulifolium*, *S. callosus*, *S. tolu-canus*, and *Salix oxilepis*.

This type is also in accordance with Rzedowski (1988) who describes that fir forest in Mexico are mostly present under the belt of *Pinus hartwegii* forest, between 2400 and 3600m of elevation.

Type E: *Pinus hartwegii* forest  
 Represented by 21 plots  
 Altitude range: 2850 – 3705

*Pinus hartwegii* is the diagnostic species for this type of pine forest. It is mixed with *Abies religiosa*. Some plots show a transition to the alpine type, with *Calamagrostis toluensis*, *Draba jorulensis*, *Arenaria oresbia* and *Festuca sp.* in the undergrowth. In other plots *Muhlebergia quadridentata*, *M. macroura* and *Festuca toluensis* are present in the undergrowth. After *Pinus hartwegii* and *Abies religiosa* the species with the highest abundance are: *Lupinus montanus*, *Penstemon roseus*, *Salix oxilpensis*, *Aegopon cenchroides* and *Pernetia ciliata*.

According to Rzedowski (1988) this type is restricted to subalpine very steep slopes between 2900 and 4000m of elevation. Velázquez and Cleef (1993) also describe this vegetation type, with as indicator species *Pinus hartwegii* and *Muhlebergia quadridentata*

Type F: Zacatonal/Alpine *Draba-Calamagrostis* grasslands  
Represented by 11 plots  
Altitude range: 3750 – 4150

Bunchgrassland with as diagnostic species: *Calamagrostis tolucensis*, *Draba jorulensis* and *Arenaria bryoides*. The endemic species *Arenaria oresbia* is also diagnostic for this type. The plots representing this type are situated on the highest parts of the area and

this type is typical for these altitudes. The occurrence of alpine grasslands was also described for the highest parts of the Volcán Popocatepetl (45km south east of Mexico city). The alpine zones are characterized by high fluctuations of the daily temperature, a high ultraviolet radiation and a nutrient poor soil (Almeida, 1994).

### Ordination analyses

Ordination analysis including all plots:

For the first Canonical Correspondence analysis the number of samples included was 103 (with 567 species) and 10 environmental variables were used: altitude, slope, bare soil, logging, fire, grazing and the general exposition of the plot, North, South,

† Table 1.2.3. The weighted correlation coefficients of Canoco analysis.

	species axis 1	species axis 2	variables axis 1	variables axis 2
species axis 1	1			
species axis 2	-0.0090	1		
variables axis 1	0.9624	0	1	
variables axis 2	0.0000	0.8435	0	1
altitude	-0.9496	-0.1028	-0.9867	-0.1219
fire	-0.0160	-0.4503	-0.0166	-0.5338
logging	0.0191	-0.5448	0.0198	-0.6458
grazing	0.0875	-0.4254	0.0909	-0.5043
slope	-0.2406	-0.1982	-0.2501	-0.2350
S	-0.0653	-0.0367	-0.0679	-0.0435
N	0.1184	-0.1454	0.1230	-0.1724
W	-0.1485	0.3726	-0.1543	0.4417
E	0.1827	-0.6285	0.1898	-0.7451
bare soil	-0.2968	-0.1210	-0.3084	-0.1434

East or West. The output is summarized in the following tables and figures.

Four axes with belonging correlation coefficients were created, only the two most important axes are discussed.

1st axis: eigenvalue ( $\lambda$ ) = 0.771 with a species–environment correlation of 0.962.

2nd axis: eigenvalue ( $\lambda$ ) = 0.432 with a species–environment correlation of 0.844.

The first two axes accounted for 38.9% of the variance in the weighted averages of the species, with respect to the environmental variables. Each environmental variable had a correlation with one of the two axes. These axes, calculated by Canoco, are represented by two variables because there are two sets of samples scores, one derived from the environmental data and one derived from the species data (Ter Braak, 1987b). The individual scores of the environmental variables on these axes are shown in Table 1.2.3. In this table the species–environment correlation can be found as the correlation between species axis 1 and environment axis 1.

The significance of the influence of the environmental variables on the species was tested with a Monte Carlo permutations test (Table 1.2.4). With a 5% significance level, five variables were significant: altitude, eastern exposition, slope, grazing and southern exposition. With a 10% significance level, W ( $P = 0.056$ ), N ( $P = 0.066$ ) and bare soil ( $P = 0.070$ ) were also significant. Logging and fire were not significant. Altitude was the strongest and the most significant variable.

The correlations among variables are shown in Table 1.2.5. They were calculated

with a Pearson correlation test. The strongest/most important relations are between altitude and grazing; altitude and slope; altitude and bare soil fire and eastern exposition; fire and bare soil logging and grazing; logging and western exposition, logging and bare soilgrazing and northern exposition; grazing and bare soil

These correlations generally tell that with a higher altitude the slope and the amount of bare soil increase. Also that logging and grazing are inter-correlated which implicates a general disturbance rate. The correlations also indicate a relation between bare soil and fire, logging and grazing.

Figs. 1.2.10 and 1.2.11 show the bi-plots of the ordination. Fig. 1.5.10 plots the weighted means of the 50 most abundant species against the environmental factors and shows that altitude is the most important variable to explain variation in plant species cover, this arrow is the longest. The species plotted to the end of the arrow are in accordance with a high altitude. Species from Type F (triangles), located in the highest parts of the park are plotted to the left, and species from Type A (closed circles) located in the lowest parts, are plotted to the right. The variables bare soil and slope have the same direction as the altitude, which shows the correlation among them, as shown in table 1.2.5. The arrows of the human influence factors logging, grazing and fire also show the inter-correlation. It is therefore hard to determine what the specific influence of each of these human influence variables is. Therefore the plots from vegetation type C, which is a large homogeneous group (in altitude and species), were selec-

† Table 1.2.4. Results of the Monte Carlo permutations test performed by Canoco. With lambda as the additional variance each variable explains at the time it was included, P as the significance of that variable, together with its test statistic value (F).

Variable	Lambda	P	F
altitude	0.76	0.002	3.87
E	0.35	0.002	1.79
slope	0.26	0.010	1.34
grazing	0.24	0.022	1.24
Z	0.25	0.016	1.30
W	0.23	0.056	1.21
N	0.23	0.066	1.20
bare soil	0.23	0.070	1.17
logging	0.20	0.274	1.07
fire	0.17	0.828	0.87

† Table 1.5.5. The Pearson correlations among all environmental variables, obtained from Canoco.

\*\* means a  $P < 0.05$ , \* means a  $P < 0.1$ .

	altitude	fire	logging	grazing	slope	S	N	W	E
altitude	1.00								
fire	-0.08	1.00							
logging	-0.16	0.11	1.00						
grazing	-0.24**	0.13	0.21*	1.00					
slope	0.20**	0.08	0.07	-0.06	1.00				
S	-0.01	-0.04	-0.20*	-0.22	0.18*	1.00			
N	-0.11	-0.14	0.21*	0.30**	-0.11	-0.35**	1.00		
W	0.13	-0.21*	-0.32**	-0.16	0.20	-0.01	-0.14	1.00	
E	-0.16	0.45**	0.33**	0.02	-0.20	-0.27**	-0.15*	-0.60**	1.00
baresoil	0.52**	-0.24*	-0.36**	-0.25**	-0.09	-0.16	-0.07	0.48**	-0.40**





left plots with the highest altitudes and on the right plots with the lowest altitude. On the Y-axis the disturbance factor is the most dominant, which indicates that plots plotted on the lower side have the most disturbance and the plots plotted higher have less disturbance.

Plots from Type A are plotted high to the right, which means that they have a low altitude and are on flatter terrain (there are plotted in the opposite direction of slope) and are not so much influenced by fire, logging and grazing.

Type C demonstrates a very mixed response and part of it is correlated with the

disturbance factors fire, logging and grazing.

The fact that the plots belonging to the same vegetation type (made by Twinspan) can be grouped indicates that plots belonging to the same type are influenced by the same environmental variables, which means that specific combinations of environmental variables probably determine the occurrence of the various vegetation types.

#### Ordination of vegetation Type C

A second Canonical Correspondence Analysis with data from plots belonging to Type C was performed. The number of samples included was 42 (with 315 species) and

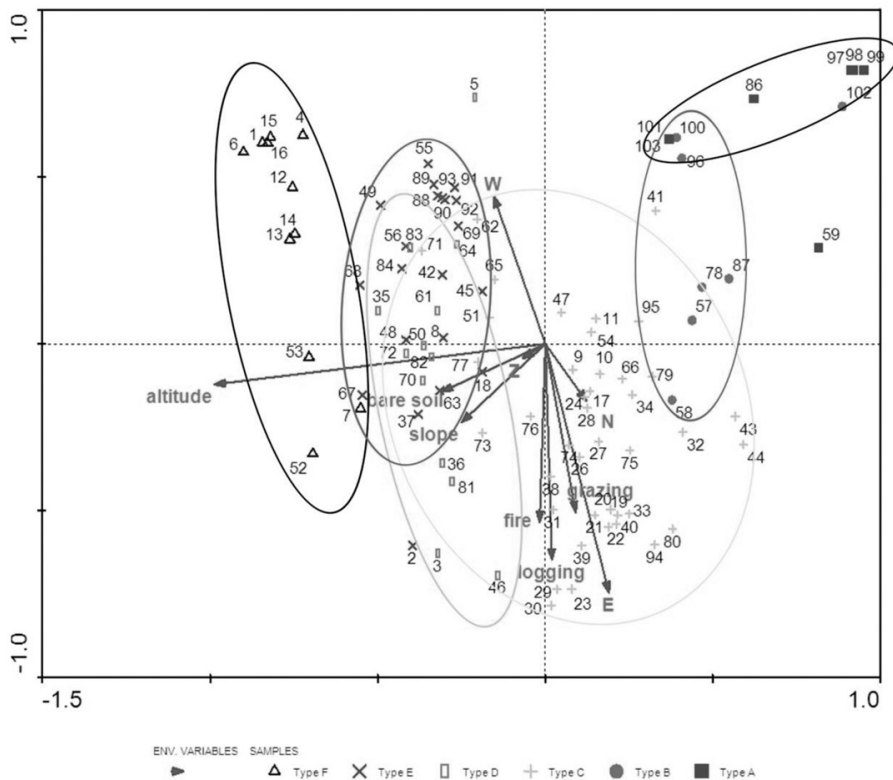


Figura 1.2.11. Bi-plot of the first CCA, plotted are the environmental factors and the plots. The symbols indicate the vegetation type the plots belong to. Circles were added to show the grouping of the plots belonging to separate vegetation types.

10 environmental variables were used, the same as used in the first analysis.

1st axis: eigenvalue ( $\lambda$ ) = 0.444 with a species–environment correlation of 0.923.

2nd axis: eigenvalue ( $\lambda$ ) = 0.342 with a species–environment correlation of 0.932.

The first two axes account for 30.9% of the variance in the weighted averages of the species, with respect to the environmental variables.

The result of the Monte Carlo permutations test is shown in Table 1.5.6. Applying a 10% significance level, two variables are significant: altitude (P = 0.002) and Eastern exposition (P = 0.014).

Fig. 1.2.12 shows the outcome of the CCA that was performed. Altitude and eastern exposition are the only significant environmental variables. Slope is still correlated with the altitude, but bare soil is not. This figure suggests a concentration of fire in the east, of grazing in the west and of logging in the north, but these variables are not significant. The distribution of the species belonging to the different vegetation types seems to be influenced by the altitude; the centers of the drawn ovals are on a virtual horizontal line. The types C1, C2 and C3 show an overlap and seem to be more related to a SW exposition, slope and altitude than type C5 and C4.

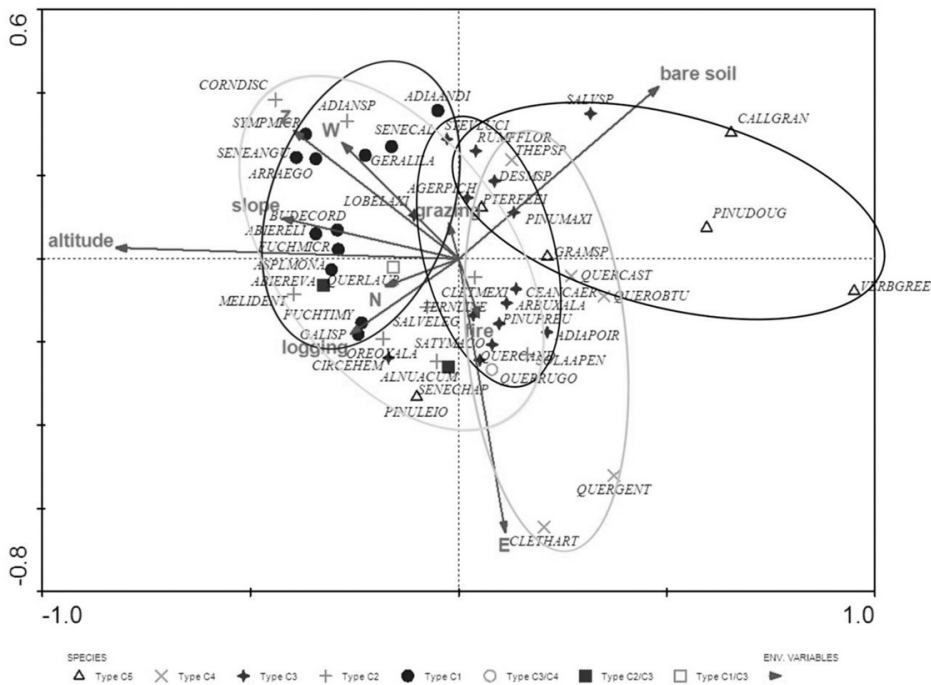


Figura 1.2.12. Bi-plot of the second CCA, shown are the 50 most abundant species; arrows represent environmental factors. Circles were drawn to show the grouping of the species. Some species are the indicator species for two types and are indicated with a special symbol.

† Table 1.2.6. Results of the Monte Carlo permutations test performed by Canoco. With lambda as the additional variance each variable explains at the time it was included, P as the significance of that variable, together with its test statistic value (F).

Variable	Lambda	P	F
altitude	0.36	0.002	1.53
E	0.30	0.014	1.28
N	0.26	0.148	1.13
Z	0.27	0.190	1.15
bare soil	0.27	0.132	1.16
grazing	0.23	0.462	1.02
logging	0.21	0.676	0.92
slope	0.20	0.784	0.87
W	0.20	0.800	0.83
fire	0.18	0.872	0.79

Fig. 1.2.13 shows the influence of the altitude on the vegetation types more clearly. It also suggest that plots from Type C4 are located more to the east and plots from Type C1 more to the (south) west.

The plots of Types C1, C2 and C3 show overlap, Type C4 and C5 are clearly plotted to the right. This means that these plots have a lower elevation and are on flatter terrain.

## DISCUSSION

### Classification analysis

Before this research the vegetation of the CVC had been described (Programa de Conservación y Manejo, 2006). A lot was known about the vegetation in the area and about the species depending on it. A large dataset with releves was available; however quantitative analysis had never been done with this dataset. The analyses that were performed

in this research give a more founded view on the vegetation in the area. Six vegetation types were found with the TWINSpan analysis (Table 1.2.7) one type was divided into five subtypes. In general, these types are in accordance with what is described earlier in the Programa de Conservación y Manejo, although the analysis in this research is less elaborate in the amount of species per type. However, these analyses showed less overlap in species.

Many species occurred in only one plot and were not mentioned because they were not representative for the whole group. This is also a consequence of the amount of plots used, with a larger sample size it is likely that some species would have been found in more plots.

The vegetation types that were found are in accordance with the literature, especially the zacatonal vegetation at the top and the *Pinus hartwegii* type below the zacato-

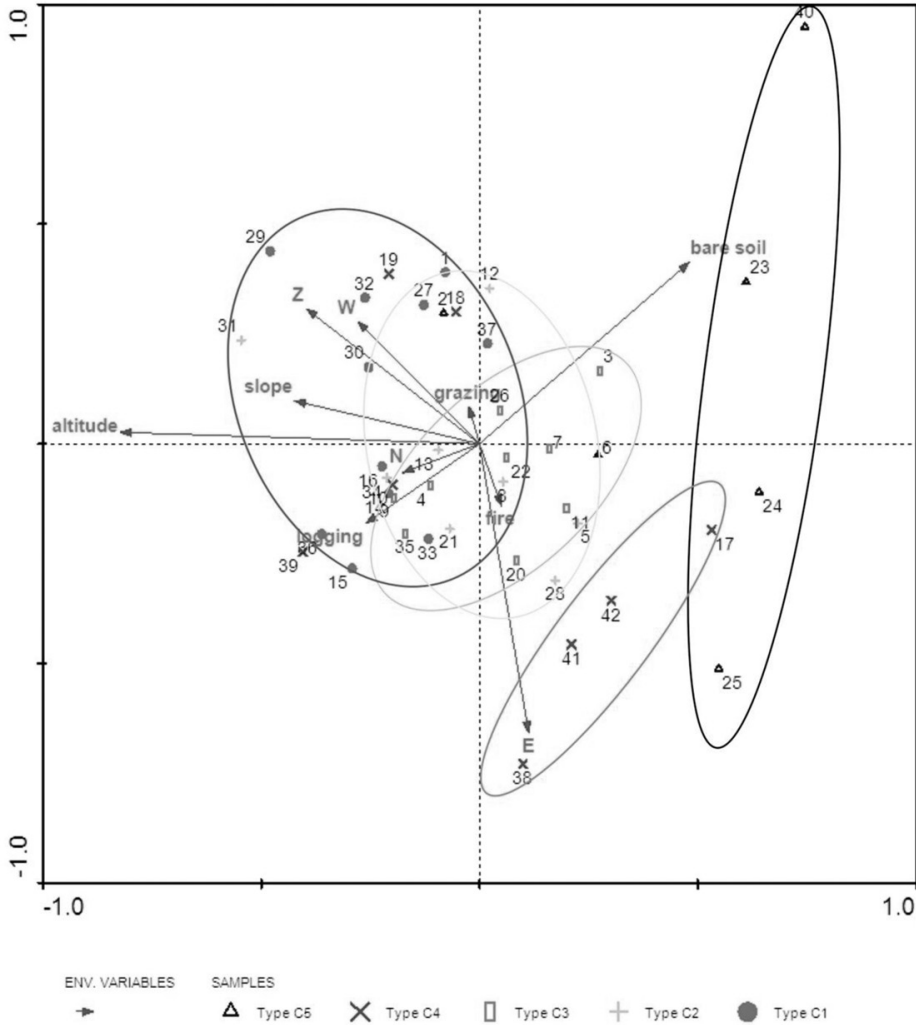


Figura 1.2.13. Bi-plot of the CCA of Type C, plotted are the environmental factors and the plots. The symbols indicate the vegetation type the plots belong to. Circles were added to show the grouping of the plots belonging to separate vegetation types.

nal These types are very characteristic and restricted to the Volcanic belt in Mexico (Almeida, 1994; Velázquez and Cleef, 1993; Rzedowski, 1988).

Type D (Upper Montane *Alnus firmifolia-Abies religiosa* forest) was also described by Velázquez and Cleef (1993).

Type C (Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous forest) has many different dominant species, each restricted to a

few plots. This was also found by Vázquez and Givnish (1998) and Figueroa-Rangel and Olvera-Vargas (2000). The characteristic species of Mesophyllous forests are very hard to determine, because the distribution of these forest is very patchy. They only occur in specific areas with the right humid, temperate circumstances (Luna *et al.*, 1999).

Type A (*Bursera-Plumeria* dry open woodland) and B (Lower *Carpinus tropicalis*

† Table 1.2.7. The vegetation types resulting from Twinspan analysis

Type	Name	Number of plots	Altitude (m)
A	<i>Bursera-Plumeria</i> dry open woodland	6	775 – 1760
B	Lower <i>Carpinus tropicalis</i> forest	8	1629 – 1928
C	Lower Montane <i>Quercus/Pinus/Abies</i> mesophyllous forest	42	1560 – 3270
D	Upper Montane <i>Alnus firmifolia-Abies religiosa</i> forest	13	2830 – 3458
E	<i>Pinus hartwegii</i> forest	21	2850 – 3705
F	Zacatonal/Alpine <i>Draba-Calamagrostis</i> bunchgrasslands	11	3750 - 4150

forest) show similarities with the mesophyllous forest described by Rzedowski (1988 and 1991). These two types have the highest species diversity, as shown in Fig. 1.2.7, but in the outcome of Twinspan they do not have as many indicator species as the other types. These two types seem to be a semi-natural, degraded form of a mesophyllous forest.

The different types show an altitudinal gradient, except for Type D and E. These types show an overlap in altitude. A large part of the plots of Type D has the same altitude as plots of Type E, but show a different species composition. In Type D *Abies religiosa* and *Alnus firmifolia* are dominant, whereas type E has *Pinus hartwegii* as most dominant species. However, some plots of type D also have *Pinus hartwegii* and plots of type D also have *Abies religiosa*. The overlap could be due to a wrong classification. However, it could also be due to selective logging, fires or the exposition (west or east) of the plots on the mountain, which can have climatic consequences (Kappelle and Brown, 2001). More information about the exact lo-

cation of these plots and the environmental variables is needed to explain this overlap.

Type D also shows some similarities in species with Type C1, especially with the presence of *Abies religiosa*. It could be that part of the plots of Type D used to be mesophyllous forest but were replaced by *Abies religiosa*. The causes of this replacement are not clear but could be due human disturbance.

#### Species diversity

The species diversity has a significant negative correlation with altitude as shown in figure 1.2.7. This suggests that with an increasing altitude less species are adapted to the circumstances. Other research also found a negative correlation between species diversity and altitude. Especially herb and shrub species were more abundant in areas with a lower altitude. This was explained by a more open canopy in the lower parts, allowing more sunlight into the understorey, thereby creating good circumstances for understorey herbs and shrubs. The higher

canopy openness can be due to the occurrence of droughts at lower elevations, or due to a higher human disturbance at lower elevations (Vázquez and Givnish, 1998). This explains that Type A and B can have high species diversity and be disturbed at the same time.

To get more insight into the mechanisms behind the decline in species diversity with increasing altitude, the amount of herb, shrub or tree species in each plot should be determined to see if there is a shift in composition.

#### Ordination analysis

The Canoco ordination analysis was done to investigate the effect of environmental variables and human impact variables on the vegetation. Two analyses were done, the first for a general view and the second analysis zooms in on Type C (Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous forest), in order to gain more detail about the influence of human impact factors on the vegetation of this type.

Both analyses show that the altitude is the most dominating factor that determines the vegetation type. In both analyses the altitude is a significant variable with a P of 0.002. This relation was also found by Velázquez (1994) and Sklenář (2006) and could be explained by the changing climatic circumstances with higher elevations (Rzedowski, 1988).

The biplots of the ordinations deliver the following results: a) The human impact variables fire, logging and grazing are plotted in the same direction as the eastern exposition, which indicates that the most human

influence takes place on the eastern part sides of the slopes. b) It seems that plots and species of Type C are related to an eastern exposition. c) Types E and D show an overlap in altitude. The figures show that Type E is related to an eastern exposition and Type D to a western exposition. d) Within Type C, subtype C4 (*Quercus rugosa* – *Quercus castanea* forest) shows the most correlation with an eastern exposition, whereas type C1 (*Quercus laurina* - *Abies religiosa* forest) shows the most correlation with a south-western exposition. e) The second ordination shows three clusters of plots. One cluster is formed by Types C1-C3, one by Type C4 and one by Type C5. Type C4 and C5 both have lower elevations and are located on flatter terrain. f) The variable eastern exposition was, besides altitude also significant in both analyses, with a P of 0.002 for the first analysis and 0.014 for the second.

The presence of the species (belonging to the described types) on the slopes with either a western or eastern exposition mainly depends on the different circumstances on these slopes. It is expected that the mesophyllous forest (Type C) would be present on the south western exposed slopes, because these slopes have more humid circumstances. These circumstances are due to the moist winds coming from the Pacific Ocean in the south-west and the lower radiation of the sun on the slopes. When the sun reaches these slopes in the afternoon, a fog layer above the forest has already been formed, thereby reducing the influence of the sun (Kappelle and Brown, 2001). However, the analysis showed a relation between Type C and the eastern exposition, which cannot be

explained by the above theory. The other relations of specific types on slopes with either the west or the east exposition could also not be explained.

Probably, the occurrence of each species is defined by a difference in environmental circumstances. This could be one of the variables included in the analysis, but for example soil moisture content was not taken into account in this research. However, Velázquez (1994) found that soil moisture content was one of the most important variables that determined the variation of plant species, together with the altitude. Other research found that canopy openness and the humus layer (partly) determine the species composition (Figueroa-Rangel y Olvera-Vargas, 2000).

Because important variables such as soil texture and soil moisture were not taken into account in this research, the results are probably not complete and do not give enough information to explain the results of the analysis.

The difference in vegetation type on the plots with lower elevations is probably also due to the specific environmental circumstances of these plots. However these plots are also most likely to have a higher disturbance because of the higher accessibility, in comparison with the plots with higher altitudes.

#### Human impact variables

Grazing was the only significant human impact variable with a P of 0.022. The human impact variables are intercorrelated and the first ordination plots these variables in

the same direction, which makes it hard to determine the specific influence of each of the human impact variables. In the second ordination the human impact variables are separated, but the variables are not significant in this analysis. Thereby, no specific relation with a certain vegetation type could be found.

The low significance of the human impact variables could be due to the classification of these variables with numbers of 0 and 1. There was not enough information to make a more detailed classification. Unless the fact that grazing is a significant variable, the effect of grazing in the vegetation cannot be revealed in this research. It could have a negative effect on species, but it could also stimulate the growth of other species. Rzedowski (1988) considered burning and grazing as two of the most important factors in determining vegetation type, they would favor *Pinus*, *Alnus* and grassland communities. However, these effects were not found in this research.

Nevertheless, looking at the first ordination, part of the mesophyllous forest seems to show the most human impact. This could be due to a higher accessibility at lower elevations, or to a higher value for timber and other products (Kappelle and Brown, 2001), both leading to higher disturbance.

From classification analyses it appeared that Types A and B are likely to be degraded forms of mesophyllous forest. This degradation is probably due to human disturbance and the low elevation and flat terrains of these plots support the presumptions that these plots have at least some degree of disturbance. However these types seem to be

undisturbed according to the ordination analysis. This can be explained by either missing values for the human impacts factors (for half of the plots belonging to type A and B), or to disturbance in the past which is no longer seen, and therefore not reported. Both lead to a wrong ordination.

#### RECOMMENDATIONS FOR MANAGEMENT

The ordination shows that the zacatonal bunchgrasslands and the *Pinus hartwegii* forest suffer the least influence of human disturbances. This could be due to the fact that these forests are already protected by the National Park. Nevertheless, in these parts of the park signs of human disturbances are still found, so the protection should be increased in order to sustain these vegetation types, which are very characteristic.

The lowest parts of the CVC are not protected, are easy to access and have in fact the highest species diversity. This could be due to disturbance which gives pioneer species opportunities to grow. However, this high diversity is also characteristic for mesophyllous forests which are, as described earlier, very diverse forest types.

The mesophyllous forest is vulnerable for exploitation because of the quality of the timber, the non-timber forest products that can be obtained and the easy access to it because of the lower elevations of this forest type. Therefore, this forest should be protected. The analyses show that there is still a high diversity compared to the other types, but also that a great part of the plots representing this forest have the most disturbance of all.

Unless the high diversity, type A and B seem to be a degraded form of the mesophyllous forest and Type D seems to replace the mesophyllous forest. The protected species *Tilia mexicana* (NOM-059-ECOL-2001) is present in type B, indicating the value of this type and the necessity of the protection of the lower parts of the CVC. It is therefore recommended that the borders of the National Park are lowered substantially and that measures are taken to prevent the disturbance that takes place in the parts of the CVC that are already protected.

Because of the socio-economic value of the forest, and the dependence of local people on the forests, it is advisable to seek ways to protect these forests while sustaining the quality of life for the people depending on it.

Recommendations for further research include to gather more detailed information about the human disturbances for each plot and to include extra environmental variables in the analysis, such as soil moisture and texture. With this extra information it might be possible to determine indicator species for each environmental or human impact variable. It is also recommended to include information about fragmentation and the occurrence of bird and bat species in the analyses. **Several effects of fragmentation on bats** are described, some researches suggest that some bat species are quite tolerant for fragmentation because they feed in open areas and make use of resources in agricultural areas, whereas other species need continuous forest. Goressen *et al.* (2004) also describe the importance of forest remnants for bats species; they found the highest bat



species richness in partly deforested landscapes. On the contrary, Quesada describes the negative effect of habitat disruption on pollinating bats and documents the negative consequences of the disruption for the plants they pollinate (Quesada, 2003).

Combining information about human disturbance (and the corresponding indicator species) with information about fragmentation and the occurrence of bats and birds gives opportunities to get more insight into the habitats need of specific species.

## MAJOR CONCLUSIONS

I. Six vegetation types were made with TWINSpan: 1) *Bursera-Plumeria* dry open woodland, 2) Lower *Carpinus tropicalis* forest, 3) Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous forest, 4) Upper Montane *Alnus firmifolia-Abies religiosa* forest, 5) *Pinus hartwegii* forest, 6) Zacatonal/Alpine *Draba-Calamagrostis* bunchgrasslands. II. The types Zacatonal, *Pinus Hartwegii* forest and *Abies religiosa - Alnus firmifolia* forest show similarities with types described in other comparable areas. III. The other types, the *Plumeria-Bursera* dry open woodland, the Lower *Carpinus tropicalis* forest and the Lower Montane *Quercus/Pinus/Abies* mesophyllous forest all show resemblance with mesophyllous forest. IV. The altitude is the most important variable determining the vegetation types. VI. The variable eastern exposition is also significantly correlated with the vegetation. VII. The relation of the eastern with several vegetation types could not be explained. VIII. Specific influence of human impact variables on the vegetation

was not found. IX. Grazing was the only significant variable and the mesophyllous forest seemed to be the most influenced by disturbance. X. For the management of the area it is recommended to lower the borders of the National Park and to prevent disturbance in the parts of the CVC that are already protected. For further research it is recommended to gather more information about the human disturbance and fragmentation and to combine this information with the dispersal of bats and birds, in order to get more insight into their habitat needs.

## ACKNOWLEDGEMENTS

I want to thank Dra. Sonia Navarro for her hospitality, support, friendship and guidance in Mexico. Together with Armando Chavez she made my stay in Guadalajara very pleasant and an unforgettable experience, muchas gracias! Also I want to thank Dr. Pita Verweij for her supervision, guidance and advice on all the aspects of this research and for reviewing this report. I want to thank Veronica Zamorra for her rides in Guadalajara, her pictures and her advice. Furthermore I would like to thank Professor Antoine Cleef for helping me with the interpretation of the Twinspan analysis and receiving me in Amsterdam to find relevant literature. Also I want to thank Dr. Jos Dekker for reviewing this report. Last but not least I would like to thank my parents, family and friends for supporting me in finishing my Master's. This research was financially supported by the Alberta Mennege Stichting and by Stichting FONA (Fonds voor Onderzoek ten behoeve van het Natuurbehoud).

## LITERATURA CITADA

- Almeida, L. 1994. El zacatonal alpino del Volcan Popocatepetl, México, y su posición en las montañas tropicales de América. *Phytocoenologia* 22, 391-436
- Cleef, A.M. 1984. Synopsis of the coastal vegetation of the Santa Marta area: 423-440. In: T. van der Hammen & P.M. Ruíz. (eds). *La Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia), transecto Buritaca - La Cumbre. Studies on Tropical Andean Ecosystems* 2. J. Cramer, Berlin - Stuttgart.
- CONANP. 1936. Decreto que declara parque nacional el nevado de colima, incluyendo el cerro grande. <http://www.conanp.gob.mx/sig/decretos/parques/Nevadocolima.pdf>.
- CONANP. 1940. Decreto que reforma el de 3 de Agosto de 1936, declarando Parque Nacional el Nevado de Colima y el Cerro Grande. <http://www.conanp.gob.mx/sig/decretos/parques/Modif-Nevadocolima.pdf>
- Den Oudendam, T. 2006. Non-Timber Forest Products in the Volcanic Complex of Colima, Mexico. Reconnaissance study of the potential for NTFP extraction. MSc. Thesis Sustainable Development, Land use, Environment & Biodiversity, Utrecht University, Utrecht, The Netherlands
- Emmons, L., Feer, F. 1990. Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago. 281 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2005. Global Forest Resource Assessment 2005. Progress towards sustainable forest management. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Ferraz, G., J. D. Nichols, J. E. Hines, P. C. Stouffer, R. O. Bierregard Jr., T. E. Lovejoy. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315(5809):238-241.
- Figuroa-Rangel, B.L., M. O. Olvera-Vargas. 2000. Regeneration patterns in relation to canopy species composition and site variables in mixed oak forests in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico. *Ecological Research* 15 249-261
- Goessen, P.M.M., M. R. Willig. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy*, 85, 688-697
- Heithaus, E.R., T.H. Fleming, P.A. Opler. 1975. Foraging patterns and resource utilization in seven species of bats in a seasonal tropical forest. *Ecology* 56, pp. 841-854
- Hill, M.O. 1979. TWINSPLAN a Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Cornell University Press, Ithaca NY.
- Kappelle, M. and A. D. Brown. 2001. *Bosques nublados del neotrópico*. 1<sup>st</sup> edition, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Bioversidad pp. 183-229
- Laaksonen, T. y T. Lievonon. 1998. Report on the fieldwork at the Colima Volcano-Complex in spring.
- Luna Vega, I., O. Alcantara Ayala, D. Espinosa Organista, J. J. Morrone. 1999. Historical relationships of the Mexican cloud forests: a preliminary vicariance model applying Parsimony Analysis of Endemism to vascular plant taxa.
- MacArthur, R.H., E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton,
- Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría de medio ambiente y recursos naturales.
- Programa de Conservación y Manejo. Parque Nacional Volcán Nevado de Colima. 2006. Unpublished. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protigidas.
- Quesada, M. 2003. Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a dry tropical forest: implications for the reproductive success of the neotropical tree *Ceiba grandiflora*
- Rzedowski, J. 1988 *Vegetación de México*. 4th ed. Limusa, México D.F.
- Rzedowski, J. 1991. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* 035, 25-44.
- Santiago Pérez, A. L., E. J. Jardel Peláez, R. Cuevas Guzmán. 2002. 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 pp. 5-22.

- Sklenář, P. 2006. Searching for altitudinal zonation: species distribution and vegetation composition in the superpáramo of Volcán Iliniza, Ecuador. *Plant Ecology* 184: 337-350.
- Ter Braak, C.J.F. 1987b. **The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis.** *Vegetatio* 69, 69-77.
- Ter Braak, C.J.F., P. Šmilauer. 2002. **CANOCO Reference Manual and Canodraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5).** Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA. 500 p.
- UNDP (United Nations Development Programme). 2005. Proposal for a megadiverse cooperation fund.
- UNESCO, List of Man and Biosphere Reserves  
<http://www.unesco.org/mab/BRs/LacBRlist.shtml>
- Verweij, P.A. and Budde, P.E. 1992. **Burning and grazing gradients in páramo vegetation: Initial ordination analyses.** In: *Páramo: an Andean ecosystem under human influence.* Academic Press, London.
- Vázquez G., J.A. and T.J. Givnish, T.J. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. *Journal of Ecology* 86, 999-1020
- Velázquez, A., A.M. Cleef. 1993. The plant communities of the volcanoes 'Tlálóc' and 'Pelado', Mexico. *Phytocoenologia* 22 145-191
- Velázquez, A. 1994. Multivariate analysis of the vegetation of the volcanoes Tlálóc and Pelado, Mexico. *Journal of Vegetation Science* 5: 263-270
- Whitmore, T.C. 1997 *Tropical forest disturbance, disappearance and species loss. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities.* University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

### 1.3 Biodiversidad y conservación en dos localidades tropicales del suroeste del municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México

Yalma L. Vargas-Rodríguez, J. Antonio Vázquez-García, Toribio Quintero Moro, Miguel A. Muñiz-Castro.

#### RESUMEN

Los bosques tropicales caducifolios y subcaducifolios se distribuyen principalmente en la vertiente del Pacífico mexicano. En el estado de Jalisco se observan como manchones discontinuos que se extienden hasta el centro de Sinaloa. En el municipio de Talpa de Allende el bosque tropical caducifolio habita en la región suroeste, en este municipio es común en laderas secas, expuestas, en elevaciones de 600 a 1300 m, mientras que el bosque tropical subcaducifolio se localiza en laderas húmedas, algunas veces en las proximidades de arroyos y se distribuye generalmente entre los 400 a 1200 msnm. La presencia de estos tipos de vegetación está determinada por la distribución de la precipitación a lo largo de año. Por ejemplo, el bosque tropical subcaducifolio presenta una sequía de cinco a siete meses.

Los bosques tropicales en el suroeste de Talpa de Allende han sido utilizados con fines de cultivo. Algunas regiones con estos bosques han sido desmontados para cultivos o parcialmente desmontados para la introducción de plantaciones de café. Este último es el predominante en la región, aunque varios de los cafetales ya han sido abandonados. Además, los árboles de tamaño grande tienen un valor comercial, y en algunas regiones se ha utilizado de manera limitada a la “parota” *Enterolobium cyclocarpum*.

El occidente de Jalisco puede ser la región de mayor biodiversidad. La heterogeneidad ambiental, topográfica y de tipos de vegetación, pueden ser los factores que determinan la diversidad alta y la presencia de un número importante de plantas endémicas. En particular, la región de Talpa de Allende sobresale entre los municipios de mayor

biodiversidad, a pesar de que las exploraciones biológicas no han sido numerosas. La riqueza biológica del municipio amerita la creación de proyectos productivos compatibles con la conservación, especialmente en las zonas tropicales.

Se presenta una descripción preliminar de la flora y la fauna de 450 hectáreas de bosque tropical en el suroeste del municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México. Los inventarios proveen información básica para conocer las especies que habitan en una zona y su uso antropogénico. Por lo tanto, son elementos importantes para la toma de decisiones de manejo para la conservación de la diversidad y son esenciales para identificar que especies merecen atención especial. El presente trabajo tiene como objetivo, listar de manera preliminar, las especies de árboles, arbustos, plantas herbáceas y fauna y determinar su estado de conservación en dos localidades de Talpa de Allende. Se señalan también medidas para la protección y conservación de la biodiversidad.

#### ÁREA DE ESTUDIO

Se realizaron inventarios de plantas vasculares y fauna en dos localidades pertenecientes al municipio de Talpa de Allende, Concepción de Bramador y Tajahualpa. El ejido Concepción de Bramador tiene una superficie de 300 hectáreas y se localiza entre 20°10'3" - 20°17'8" N y 105°08'44" - 105°11'53" W. La elevación dentro del ejido va de los 260 a 1620 msnm. La precipitación media anual es de 1896 mm, siendo agosto el mes más lluvioso y febrero, abril y mayo los de menor precipitación. La temperatura promedio anual es de 25.1°C. El clima se

define como Aw(w), caliente sub-húmedo, sin heladas perceptibles y granizadas esporádicas. Los suelos predominantes en la zona son regosol, litosol, luvisol y cambisol. La historia geológica de la zona va desde el Mesozoico, el Cretácico, hasta el Cenozoico Terciario. El predio estudiado en Tajahualpa tiene una superficie de 150 hectáreas y se localiza al oeste de la localidad La Esperanza, al este de la localidad Tajahualpa y limitado al norte por el Río Tajahualpa. El clima es Aw(w), caliente sub-húmedo, con temperatura media del mes más frío superior a 18°C, con lluvias en verano. Los tipos de suelo son regosol eutrítico, cambisol crómico y litosol (INEGI, 2007).

## METODOLOGÍA

Para conocer las plantas vasculares, se realizaron exploraciones botánicas en las 450 hectáreas que forman los dos sitios estudiados. Se colectó una muestra de las plantas encontradas y la flor o fruto si estaba presente. Se colectó a lo largo de los arroyos, caminos y bajo cafetales. Las plantas se depositaron en el herbario IBUG de la Universidad de Guadalajara. La identificación fue hecha por los autores. Además, se midieron los árboles  $\geq 2.5$  cm dap (diámetro a la altura del pecho) en 10 transectos de 2 x 50 m, siguiendo la metodología propuesta por Gentry (1982). El área total muestreada fue de 0.1 hectáreas. En cada transecto se registró la presencia de hierbas y señales de disturbio natural y antropogénico. Se calculó la diversidad usando el índice de Shannon, el valor de importancia (abundancia, frecuencias y área basal relativas) y el área basal para cada especie.

Para realizar una lista preliminar de fauna, se realizaron observaciones a lo largo de arroyos y caminos, anotándose la presencia de huellas y cantos de aves. Con la ayuda de binoculares se observaron aves. Se utilizó literatura científica para identificar huellas y ejemplares observados así como para complementar el listado.

## RESULTADOS

### Flora y vegetación

Las especies de plantas vasculares encontradas en el ejido Concepción de Bramador incluye 67 familias, 117 géneros y 143 especies. Las familias con más especies son Fabaceae, Rubiaceae (9), Asteraceae (8), Euphorbiaceae (6) y Moraceae (5). En cuanto al estado de conservación de las especies de plantas vasculares, un árbol, *Calophyllum brasiliense*, está incluido en la Norma Oficial Mexicana de especies en riesgo, con la categoría de Amenazada. Las especies con mayor de importancia fueron *Brosimum alicastrum* (26.58%, abundancia: 19 árboles) y *Celtis monoica* (11.51 %, abundancia: 13 árboles). El café tuvo un valor de importancia alto, 21.38 % y una abundancia de 63 individuos. Otras especies, como *Bursera* sp. tuvieron un valor de importancia alto (8.64 %), considerando el bajo número de individuos encontrados. *Bahuinia ramirezii*, una especie endémica de la región y recientemente descrita tuvo abundancia de ocho individuos. Las 0.1 hectáreas muestreadas de selva con cafetal, pueden considerarse pobres, dominadas principalmente por capomo, selectivamente mantenido por la sombra que provee su dosel. Se identificaron dos áreas de

150 hectáreas cada una al suroeste del ejido donde existe selva en condiciones adecuadas para la conservación.

Las plantas encontradas en el predio de Tajahualpa incluyeron 42 familias, 64 géneros y 69 especies. Las familias con más especies son Moraceae (6) y Fabaceae (5). Entre las especies relevantes para la conservación presentes en el predio están *Talauma mexicana*, un árbol amenazado, de acuerdo a la NOM-ECOL-059 y *Platymisium trifoliatum* es un árbol disyunto con Centroamérica que amerita protección. El tipo de vegetación presente se considera bosque tropical subcaducifolio con cultivo de café bajo sombra. Las especies con mayor valor de importancia fueron *Talauma mexicana* (17.35 %, abundancia: 4 árboles) y *Trichilia havanensis* (14.12%, abundancia 5 árboles). El café tuvo un valor de importancia alto, 21.96 % y una abundancia de 12 individuos.

## FAUNA

### Anfibios y reptiles

Se registraron un total de 63 especies y 20 familias de reptiles y anfibios en ambas localidades estudiadas. De total de especies, 35 especies son endémicas para la región, una especie, *Ctenosaura pectinata* (iguana negra) se encuentra en peligro de extinción, tres especies son raras y 10 tienen importancia económica. Se incluyen nombres locales en el listado.

### Aves

Se identificaron 14 especies de aves, en 13 géneros y 11 familias en el ejido Concepción

de Bramador. De las especies encontradas, *Aratinga cunicularis*, tiene la categoría de sujeta a protección especial, y *Penelopina nigra* se considera amenazada de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana de especies en riesgo.

En Tajahualpa, se registraron 31 especies en 13 familias de aves en el predio. Del total de especies, dos son endémicas a la región, tres se consideran amenazadas, una en peligro de extinción (*Amazona oratrix*), y una se considera rara (*Campephilus guatemalensis*).

### Mamíferos

A través de métodos indirectos, tanto en el ejido de Concepción de Bramador como en Tajahualpa, se registraron 10 especies de mamíferos terrestres y en Concepción de Bramador seis especies de murciélagos, pertenecientes a dos familias y seis géneros.

## DISCUSIÓN

Dos zonas del ejido Concepción de Bramador con bosque tropical subcaducifolio son viables para la conservación. Estas dos zonas podrán funcionar como fuentes de germoplasma para la restauración de áreas degradadas y como fuente de propágulos para la recolonización natural de bosques aledaños. La superficie consiste de dos zonas de 150 ha y tienen características estructurales de vegetación adecuadas para la conservación: árboles de gran tamaño y de diferentes clases diamétricas, presencia de plántulas y juveniles de árboles y ausencia de cultivo de café.

Para la restauración se proponen a las especies de *Nectandra* sp. y *Tabebuia* sp.,

característica de bosques tropicales y emergente del dosel. Esta especie puede ser introducida dentro del cultivo del café bajo sombra, principalmente como estrato emergente. *Bahuinia ramirezii* es un arbusto de talla mediana, endémico para la región y recientemente descrita para la ciencia, que por sus hojas vistosas y de gran tamaño puede introducirse dentro del cafetal como estrato inferior.

Se localizaron en el predio dos individuos del ave *Penelopina nigra*, especie amenazada y sujeta a protección especial de acuerdo a la NOM-ECOL-059. Por lo tanto, el ejido debe mantenerse 300 ha dedicadas a la protección y conservación del bosque tropical subcaducifolio y mantener el sistema de cultivo de café rústico, con árboles mayores de 12 m de altura con el fin de continuar funcionando como hábitat de especies de aves. Además se deberá promover el establecimiento de cercas vivas y la reforestación de las áreas circundantes al predio.

En Tajahualpa, las 0.02 ha muestreadas de selva con cafetal, pueden considerarse pobres, dominadas principalmente por *Trichilia*, *Inga* y *Talauma mexicana*, selectivamente mantenido por la sombra que provee su dosel. Esta última es una especie relictica considerada como amenazada en la NOM-ECOL-059. En el predio crecen 35 individuos, la mayoría adultos, por lo que se considera que es la población más grande del occidente de México. Se sugiere que individuos de *Talauma mexicana* se introduzcan en los alrededores ya que proveen sombra y promueven la diversidad de especies de selva.

Se localizaron en el predio dos individuos del pájaro carpintero *Campephilus guatemalensis*, una especie rara y sujeta a protección especial de acuerdo a la NOM-ECOL-059. Por lo tanto, el predio debe mantener el sistema de cultivo de café rústico, con árboles mayores de 12 m de altura con el fin de continuar funcionando como hábitat de especies de aves. Además se deberá promover el establecimiento de cercas vivas y la reforestación de las áreas circundantes al predio.

#### LITERATURA CITADA

- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology*. Hecht, Wallace and Prance, Plenum Publishing Corporation. 15: 1-84.
- INEGI 2007. Guía para la interpretación de cartografía Geológica. Ed. INEGI-México. 10-15 pp.
- INEGI 2007. Carta Geológica F13C79 y F13C89. INEGI-México.
- INEGI 2007. Guía para la interpretación de cartografía Edafológica. Ed. INEGI-México. 12, 16 y 18 pp.
- INEGI 2007. Carta Edafológica F13C79 y F13C89. INEGI-México.

#### APÉNDICES

El hábito de las especies se indica con una letra mayúscula a la izquierda y corresponde a la siguiente simbología: H, hierba; A, árbol; E, epífita; T, trepadora; P, parásita; y M, medicinal. El nombre local, cuando existe, se indica después del nombre científico. La presencia en el ejido Concepción de Bramador y/o Tajahualpa se indica con las iniciales CB y TJ después del nombre local.



Lycopodiopsida	H	<i>Elephantopus</i> sp., "oreja de puerco"	CB	
Lycopodiaceae	M	<i>Eupatorium collinum</i> DC.	CB	
H	<i>Selaginella serrata</i> Spring.	CB		
Filicopsida	M	<i>Lasianthea</i> sp. DC.	CB	
Adiantaceae	H	<i>Milleria quinqueflora</i> L.	TJ	
H	<i>Adiantum lunulatum</i> Burmann	CB		
H	<i>Adiantum princeps</i> Moore	CB		
H	<i>Adiantum</i> sp.	TJ		
Aspleniaceae	T	<i>Amphilophium</i> sp.	CB	
H	<i>Tectaria mexicana</i> (Fée) Morton	TJ		
H	<i>Dryopteris</i> sp.	TJ		
Schizaeaceae	T	<i>Amphilopium paniculatum</i> (L.) HB & K. TJ		
<i>Anemia</i> sp. Swartz	A	<i>Amphitecna macrophylla</i> Miers ex Baill.		
Polypodiaceae	A	<i>Tabebuia rosea</i> DC.	CB, TJ	
E	<i>Pecluma</i> sp.	CB		
H	<i>Phelbodium</i> sp.	CB		
E	<i>Pleopeltis</i> sp.	CB		
E	<i>Polypodium</i> sp.	CB		
Magnoliopsida		Bixaceae		
Actinidiaceae		<i>Bixa orellana</i> L.	CB	
A	<i>Saurauia serrata</i> DC.	Burseraceae		
Adiantaceae		A	<i>Bursera</i> sp., "copalquite" CB	
<i>Adiantum</i> sp.	TJ	Campanulaceae		
Alliaceae		<i>Diastatea</i> sp. Scheidw.	CB	
<i>Bessera elegans</i> Schult.f.	CB	Capparaceae		
Amaranthaceae		H	<i>Cleome</i> sp.	CB
T	<i>Iresine</i> sp. CB, TJ	Caricaceae		
Annonaceae		H	<i>Jarrilla chocola</i> Standl., "bonete" CB	
A	<i>Annona purpurea</i> Moc. & Sesse	Celastraceae		
A	<i>Cymbopetalum</i> sp., "platanillo",	A	<i>Euonymus</i> sp. L.	CB
Apocynaceae		Commelinaceae		
<i>Gonolobus</i> sp.	TJ	H	<i>Commelina</i> sp.	CB
H	<i>Mandevilla</i> aff.		<i>Phaeosphaerium leiocarpum</i>	TJ
H	<i>Rauwolfia</i> sp.	Convolvulaceae		
A	<i>Stemadenia</i> sp., "San Antonio"	T	<i>Ipomoea</i> aff.	CB
A	<i>Stemmadenia palmeri</i> Rose & Standl.	T	<i>Ipomoea</i> sp., "guía peluda" CB	
CB, TJ		T	<i>Ipomoea spectata</i> J.A. McDonald, "hiedra"	CB
Araliaceae		Coriariaceae		
A	<i>Oreopanax peltatus</i> Linden ex Regel.	<i>Coriaria ruscifolia</i> L.	CB	
A	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	Cucurbitaceae		
Aristolochiaceae		T	<i>Cucurbita</i> sp., "calabacilla" CB	
T	<i>Aristolochia</i> sp.	T	<i>Cucumis</i> aff., "pepinillo" CB	
Asclepiadaceae		T	<i>Momordica charantia</i> L.	CB
T	<i>Cynanchum</i> sp. L.	Dioscoreaceae		
Aspleniaceae		T	<i>Dioscorea</i> sp., "camote de cerro" CB	
H	<i>Dryopteris</i> sp.	Ericaceae		
H	<i>Tectaria mexicana</i> (Fée) C.V. Morton	<i>Befaria mexicana</i> Benth.	CB	
Asteraceae		Euphorbiaceae		
<i>Archibaccharis</i> sp. Heering	CB	H	<i>Acalypha</i> sp.	CB
<i>Baccharis</i> sp. L.	CB	A	<i>Cnidocolus tepiquensis</i> (Costantin & Gallaud) Lundell, "chilte" CB	
H	<i>Bidens</i> sp., "aceitilla" CB	H	<i>Croton</i> sp.	CB
<i>Calea scabrifolia</i> (Hook. & Arn.) Benth. & Hook.f.	CB	H	<i>Euphorbia pulcherrima</i> Willd. Ex Klotzsch, "noche buena" CB	
<i>Cosmos sulphureus</i> Cav.	CB		<i>Phyllanthus elsiae</i> Urb.	TJ
H	<i>Elephantopus spicatus</i>		<i>Phyllanthus micrandus</i> Müll. Arg.	TJ
	TJ		<i>Sapium</i> sp.	CB
			A	<i>Sapium pedicellatum</i> Huber, "mataiza" CB
			Fabaceae	
			M	<i>Bahuinia ramirezii</i> , "pata de vaca" Endémi-

ca	CB		<i>Miconia</i> sp.2	CB
			<i>Miconia</i> sp.3	CB
			<i>Miconia</i> sp.4	CB
A			<i>Miconia</i> sp.5	CB
te”	CB		<i>Miconia</i> sp.6	CB
			<i>Miconia</i> sp.7	CB
A			<i>Miconia</i> sp.8	CB
A			<i>Miconia</i> sp.9	CB
A			<i>Miconia</i> sp.10	CB
			Meliaceae	
A			A <i>Trichilia</i> sp.	CB
A			Monimiaceae	
CB			<i>Siparuna nicaraguensis</i> Hemsl.	CB
			Moraceae	
H.S.Irwin & Barneby	CB		A <i>Brosimum alicastrum</i> Sw., “capomo”	
Fagaceae			CB, TJ	
A			A <i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol.	TJ
A			H <i>Dorstenia</i> sp., “barbudilla”	CB
			<i>Dorstenia contrahierba</i> L.	TJ
Flacourtiaceae			<i>Ficus</i> sp.	CB, TJ
A			A <i>Ficus involuta</i> (Liebm.) Miq.	TJ
M			<i>Ficus isophlebia</i> Standl.	CB
A			<i>Ficus maxima</i> Mill.	CB
			A <i>Trophis racemosa</i> (L.) Urb.	TJ
Gesneriaceae			Myrsinaceae	
H			A <i>Ardisia</i> sp., “tintilagua”	CB
T			A <i>Ardisia compressa</i> Kunth	TJ
Gleicheniaceae			Myrtaceae	
			A <i>Psidium</i> sp., “arrayancillo”	CB
Guttiferae			Onagraceae	
A			<i>Lopezia</i> sp. Cav.	CB
CB, TJ			Opiliaceae	
Heliconiaceae			<i>Agonandra racemosa</i> (DC.) Standl.	TJ
E			Passifloraceae	
Hernandiaceae			T <i>Passiflora</i> sp., “granadilla”	CB
			Papaveraceae	
			<i>Bocconia frutescens</i> L.	CB
Juglandaceae			Piperaceae	
A			H <i>Piper</i> sp.	CB, TJ
Labiatae			<i>Peperomia campyloptropa</i> A.W.Hill	CB
H			H <i>Peperomia umbilicata</i> Ruiz & Pav., “espiga”	CB
Lauraceae			Ar <i>Piper hispidum</i> Sw.	TJ
A			Rhamnaceae	
Nectandra sp.	CB, TJ		T <i>Gouania</i> sp.	CB
Lythraceae			Ranunculaceae	
H			H <i>Caltha palustres</i> L., “tacuazín”	CB
Magnoliaceae			T <i>Clematis</i> sp., “barba de Viejo”	CB
A			Rubiaceae	
<i>Talauma mexicana</i>	Amenazada	TJ	A <i>Chiococca</i> sp.	CB
Malvaceae			M <i>Coffea arabica</i> L., “café”	CB, TJ
Ar			H <i>Crusea</i> A.Rich.	CB
<i>Allosidastrum pyramidatum</i> (Desportes)	Fryxell & Bates	TJ	<i>Galium</i> L.	CB
H			<i>Hintonia latiflora</i> Bullock	CB
<i>Malvastrum aff bicuspidatum</i> , “malva”	CB		<i>Hoffmannia cuneatissima</i> Robinson	CB
<i>Sida linearis</i> Cav.	CB			
Marantaceae				
H				
<i>Maranta</i> sp.	CB			
Melastomataceae				
M				
<i>Miconia</i> sp., “pedorra”	CB			
<i>Miconia</i> sp.1	CB			

A	<i>Psychotria</i> sp.	CB, TJ	H	<i>Xanthosoma</i> sp., "colomo"	CB
A	<i>Randia aculeata</i> L., "gateada"	CB, TJ	Arecaceae		
A	<i>Randia tetraacantha</i> (Cav.) DC., "crucecilla"	CB	Ar	<i>Chamaedorea pochutlensis</i> Liebm. ex Mart	
Sapindaceae			TJ		
A	<i>Cupania dentata</i> Moc. et Sessé ex DC	TJ	Ar	<i>Sabal rosei</i>	TJ
	<i>Paullinia clavifera</i> Schltdl.	CB	Bromeliaceae		
Scrophulariaceae			E	<i>Tillandsia</i> sp., "gallito"	CB
	<i>Russelia</i> sp.	TJ	Liliaceae		
Simarubaceae			T	<i>Bomarea</i> sp.	CB
A	<i>Picrasma</i> sp., "mesina"	CB, TJ	Orchidaceae		
A	<i>Picramnia guerrerensis</i> W. Thomas	CB, TJ	E	<i>Oncidium</i> sp., "lirio"	CB
Smilacaceae			Poaceae		
T	<i>Smilax</i> sp., "zarzaparrilla"	CB	A	<i>Chusquea</i> sp., "carricillo"	CB
T	<i>Smilax dominguisensis</i> Rzm.	TJ	H	<i>Chusquea liebmannii</i>	TJ
Solanaceae			P	<i>Lasiasis</i> sp.	CB
M	<i>Cestrum</i> sp., "zorrillo"	CB		<i>Muhlenbergia</i> sp. Schreb.	CB
H	<i>Lycianthes</i> sp.	CB	H	<i>Oplismenus burmanii</i>	TJ
Sterculiaceae			P	<i>Zeugites</i> sp., "carricillo"	CB
A	<i>Guazuma</i> sp., "guazima"	CB	Orden Anura		
Styracaceae			Bufonidae		
A	<i>Styrax argenteus</i> C. Presl	TJ	<i>Bufo marinus</i> Importancia económica		
Tiliaceae			<i>Bufo marmoreus</i> Endémica		
Ar	<i>Heliocarpus terebinthaceus</i> (DC.) Hochr.	TJ	<i>Bufo mazatlanensis</i> Endémica		
A	<i>Triumpheta</i> sp.	CB	Hylidae		
M	<i>Triumpheta</i> sp.	CB	<i>Hyla sartori</i> Endémica		
	<i>Trichospermum insigne</i> (Baill.) Kosterm.	CB	<i>Pachymedusa dacnicolor</i> Endémica		
Ulmaceae			<i>Phrynyas venulosa</i>		
A	<i>Celtis monoica</i> Hemsl., "cabrel"	CB	<i>Tripriion spatulatus</i> Endémica		
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	TJ	Leptodactylidae		
Urticaceae			<i>Eleutherodactylus hobartsmithi</i> Endémica		
	<i>Phenax</i> sp.	CB	<i>Eleutherodactylus modestus</i>		
Ar	<i>Phenax mexicanus</i> Wedd.	TJ	<i>Eleutherodactylus nitidus</i> Endémica		
A	<i>Pouzolzia</i> sp.	CB	<i>Eleutherodactylus occidentalis</i> Endémica		
	<i>Urera baccifera</i> Gaudich.	CB	<i>Leptodactylus melanonotus</i>		
A	<i>Urera</i> sp., "quemadora"	CB	Microhylidae		
Valerianaceae			<i>Gastrophryne usta</i>		
	<i>Valeriana</i> sp.	CB	<i>Hypopachus variolosus</i>		
Vitaceae			Ranidae		
T	<i>Cissus rhomboidea</i> E.Mey	TJ	<i>Rana forreri</i> Importancia económica		
T	<i>Cissus rhombifolia</i> Vahl.	TJ	Orden Squamata		
T	<i>Parthenocissus</i> sp.	CB	Suborden Sauria		
	<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	CB	Familia Anguidae		
Verbenaceae			<i>Gerrhonotus liocephalus</i>		
H	<i>Verbena</i> sp.	CB	Corytophanidae		
Zingiberaceae			<i>Basiliscus vittatus</i>		
	<i>Costus pictus</i> D. Don. Ex Lindl.	TJ	<i>Gekkonidae</i>		
Liliopsida			<i>Phylloda ctyluslanei</i> Endémica		
Araceae			Helodernatidae		
H	<i>Anthurium halmorei</i>	TJ	<i>Heloderma horridum</i> Monstruo de Gila		
H	<i>Arisaema</i> sp.	CB	Iguanidae		
T	<i>Philodendron scandens</i>	TJ	<i>Ctenosaura pectinata</i> Iguana negra Endémica, Riesgo de Extinción		
H	<i>Syngonium neglectum</i> Schott	TJ	<i>Iguana iguana</i> Iguana verde Importancia económica		
			Phrynosomatidae		

<i>Sceloporus horridus</i> Endémica	Aves	
<i>Sceloporus melanorhinus</i>	Ardeidae	
<i>Sceloporus pyrocephalus</i> Endémica	<i>Egretta caerulea</i> “garza azul” TJ	
<i>Sceloporus utiformis</i> Endémica	Caprimulgida	
<i>Urosaurus bicarinatus</i> Endémica	<i>Caprimulgus ridgwayi</i> “tapacamino” TJ	
Polychridae	<i>Nyctodromus albicollis</i> “tapacamino” TJ	
<i>Anolis nebulosus</i> Endémica	Cathartidae	
<i>Anolis schmidti</i> Endémica	<i>Cathartes aura</i> “buitre” CB	
Scincidae	<i>Coragyps atratus</i> “zopilote carroñero” CB, TJ	
<i>Eumeces parvulus</i> Endémica	Cerylidae	
<i>Mabuya brachypoda</i>	<i>Ceryle</i> sp. “Martín pescador” CB	
<i>Sphenomorphus assatus</i>	<i>Ceryle torquata</i> “Martín pescador” CB”	
Teiidae	Columbidae	
<i>Ameiva undulata</i> Rara	<i>Columba flavirostris</i> “paloma morada” TJ	
<i>Cnemidophorus communis</i> Endémica	<i>Columba livia</i> “paloma domestica” CB, TJ	
<i>Cnemidophorus lineatissimus</i> Endémica	Corvidae	
Suborden Serpentes	<i>Corvus corax</i> “cuervo grande” TJ	
Baidae	Cracidae	
<i>Boa constrictor</i> Boa Importancia económica	<i>Ortalis poliocephala</i> “chachalaca pacífica” Endémica	
Colubridae	TJ	
<i>Dipsas gaigae</i> Endémica, Rara	<i>Penelopina nigra</i> “pajuil” Amenazada CB	
<i>Dryadophis melanolomus</i>	Cuculidae	
<i>Drymarchon corais</i>	<i>Crotophaga sulcirostris</i> “garrapatero pijuy” TJ	
<i>Drymobius margaritiferus</i>	<i>Geococcyx velox</i> “corre caminos tropical” CB	
<i>Lampropeltis triangulum</i>	<i>Piaya cayana</i> subsp. <i>mexicana</i> CB	
<i>Leptodeira maculata</i> Endémica	Fringillidae	
<i>Leptophis diplotropis</i> Endémica	<i>Ammodramus savannarum</i> “gorrión” TJ	
<i>Manolepis putnami</i> Endémica	<i>Cacicus melanicterus</i> “cacique mexicano” CB	
<i>Masticophis mentovarius</i>	<i>Carduelis psaltria</i> “jilguero” TJ	
<i>Oxybelis aeneus</i>	<i>Melospiza lincolni</i> “gorrión” TJ	
<i>Pseudoficimia frontalis</i> Endémica	<i>Passerina ciris</i> “colorín sietecolores” TJ	
<i>Pseudolepto deirauribe</i> Endémica	<i>Passerina cyanea</i> “colorín azul” TJ	
<i>Rhadinea hesperia</i> Endémica	<i>Passerina leclancherii</i> “colorín ventridorado” TJ	
<i>Salvadora mexicana</i> <i>Salvadora</i> Endémica	<i>Passerina versicolor</i> “colorín oscuro” TJ	
<i>Senticolis triaspis</i>	Picidae	
<i>Sibon nebulata</i>	<i>Campephilus guatemalensis</i> “carpintero grande, cabe-	
<i>Sibon philippi</i> Endémica	cirrojo” Rara, Sujeta a protección especial TJ	
<i>Symphimus leucostomus</i> Endémica	<i>Dryocopus</i> aff. <i>lineatus</i> “carpintero” CB	
<i>Tantilla bocourti</i> Endémica	Ploceidae	
<i>Thamnophis valida</i> Endémica	<i>Passer domesticus</i> “gorrión doméstico” TJ	
<i>Trimorphodon biscatatus</i>	Psittacidae	
Elapidae	<i>Amazona finschi</i> “loro” Endémica, Amenazada TJ	
<i>Micrurus distans</i> Endémica, Importancia económica	<i>Amazona oratrix</i> “loro” En Peligro TJ	
Viperidae	<i>Aratinga canicularis</i> “perico” CB, TJ	
<i>Agkistrodom bilineatus</i> Importancia económica	<i>Aratinga holochlora</i> “perico” Amenazada TJ	
<i>Crotalus basiliscus</i> Serpiente de	Strigidae	
casabel Endémica, Importancia económica	<i>Athene canicularia</i> “tecolote” TJ	
Orden Testudines	<i>Otus seductus</i> “tecolote ojioscuro” Amenazada TJ	
Bataguridae	Tinamidae	
<i>Rhinoclemmys pulcherrima</i> Importancia económica	<i>Crypturellus cinnamomeus</i> CB	
<i>Rhinoclemmys rubida</i> Rara, Importancia económica	Throchilidae	
Kinosternidae	<i>Amazilia beryllina</i> “colibrí” TJ	
<i>Kinosternon integrum</i> Endémica, Importancia económica	<i>Amazilia rutila</i> “colibrí” TJ	
nómica	<i>Amazilia violiceps</i> “colibrí” TJ	
	<i>Cyananthus latirostris</i> “colibrí” TJ	

*Cyananthus sordidus* “colibrí” TJ  
*Archilochus alexandri* “colibrí” TJ  
*Archilochus colubris* “colibrí” TJ  
 Trogonidae  
*Trogon mexicanus* “trogón serrano” CB  
 Tyrannidae  
*Pitangus sulphuratus* CB  
*Tityra* sp. CB

#### Mamíferos

Cervidae  
*Odocoileus virginianus* “venado cola blanca”  
 Dasypodidae  
*Dasypus novemcinctus* “armadillo”  
 Didelphidae  
*Didelphis virginiana* “tlacuache”  
 Mormoopidae  
*Pteronotus davyi* “murciélago”  
 Phyllostomidae  
*Anoura geoffroyi* “murciélago”  
*Artibeus jamaicensis* “murciélago”  
*Dermanura azteca* “murciélago”  
*Marmosa canescens* “ratón tlacuache”  
*Micronycteris megalotis* “murciélago”  
*Sturnira lilium* “murciélago”  
 Procyonidae  
*Bassariscus astutus* “cacomixtle”  
*Nasua narica* “coati”  
*Procyon lotor* “mapache”  
 Sciuridae  
*Sciurus aureogaster* “ardilla”  
 Soricidae  
*Megasorex gigax* “musaraña”  
 Tayassuidae  
*Pecari tajacu* “jabalí”

## 1.4 Muérdagos y otras plantas parásitas en Jalisco y Colima, México. Diversidad y abundancia

Miguel de J. Cházaro-B. J. Antonio Vázquez-García, Miguel A. Muñiz-Castro, Gregorio Nieves-Hernández, Raúl Acevedo-Rosas, Jesús G. González-Gallegos, Ana G. Valenzuela-Zapata.

### RESUMEN

Se analizó la diversidad, abundancia y rareza de las plantas parásitas de Jalisco y Colima, México. El inventario de las especies de parásitas vasculares reportadas para Jalisco (109) implicó que Jalisco y Oaxaca (115) resultaron ser los estados más ricos en la escala nacional en su riqueza de flora parásita, ambos más ricos que Chiapas (95) y que Veracruz (97), que en lo referente a muchas otras familias suelen ser superiores a Jalisco.

### ABSTRACT

Diversity, abundance and rarity of the parasitic flora in the states of Jalisco and Colima, México were analyzed. A checklist of the vascular parasitic species for Jalisco (109 spp.) implied that Jalisco and Oaxaca (115 spp.) resulted the richest states in México in terms of their parasitic flora, both richer than Chiapas (95 spp.) and Veracruz (97 spp.), states that in terms of other major families are usually superior to Jalisco.

Las plantas parásitas se clasifican en holoparásitas, hemiparásitas, parásitas obligadas y parásitas facultativas (Nickrent y Musselman, 2004). Las parásitas facultativas contienen clorofila (llevan a cabo fotosíntesis) y pueden alcanzar la madurez en ausencia del hospedero. Las parásitas obligadas requieren de un hospedero. Las hemiparásitas contienen clorofila en su estado maduro y obtienen agua y nutrientes disueltos del xilema del hospedero a través de un órgano succionador llamado haustorio (Visser, 1981; Kuijt, 1969). Un haustorio es una raíz modificada que forma un vínculo morfológico y fisiológico entre el parásito y el hospedero (Nickrent y Musselman, 2004). Las holoparásitas carecen de clorofila (no son fotosintéticas) y dependen totalmente del contenido del xilema y floema del hospedero. Todas las holoparásitas son parásitas obligadas pero no todas las parásitas obligadas son holoparásitas. No obstante, esas definiciones implican categorías intermedias entre las condiciones de hemi y holoparasitismo, tal es el caso del género *Cuscuta* L. (Nickrent y Musselman, 2004). Además, existen las epiparásitas, especies parásitas que crecen sobre otra parásita (Wiens y Calvin, 1987). El epiparasitismo en muérdagos se divide en cuatro categorías: 1) autoparasitismo, cuando un individuo infesta otro de la misma especie; 2) epiparasitismo ocasional, típicamente se presenta en hospederos leñosos terrestres, pero puede, esporádica-

mente, infestar otra especie de muérdago; 3) epiparasitismo facultativo, cuando una especie aún parasitando huéspedes terrestres, puede comúnmente infestar otra especie de muérdago, mostrando alguna co-adaptación; y 4) epiparasitismo obligado, donde el muérdago es exclusivamente parásito en una especie de muérdago en particular (Wiens y Barlow, 2002).

Es importante también distinguir entre parásito y patógeno; parásito significa, literalmente, al lado del alimento, del griego para (al lado) y sites (alimento). Por otra parte, si una planta induce síntomas de enfermedad en un hospedero, es un patógeno y también es un parásito (Nickrent y Muselman, 2004). Existen dos tipos de plantas parásitas según la parte que infestan, las de tallo (parte aérea) y las de raíz (parte subterránea). Las parásitas de tallo están presentes en varias familias, éstas incluyen las de los muérdagos (Loranthaceae, Viscaceae, Eremolepidaceae y Misodendraceae) y la de las ligas (Cuscutaceae). Las parásitas de raíz son más comunes y se encuentran en familias como Orobanchaceae y Scrophulariaceae. La gran mayoría de las plantas parásitas son angiospermas, excepto por la gimnosperma Austral *Parasitaxus ustus* (Vieill.) de Laub (Podocarpaceae).

En el medio rural es común encontrar conceptos equívocos sobre la definición de parasitismo; por ejemplo, referirse a cualquier epífita, entre ellas orquídeas, bromeliáceas y líquenes, como plantas parásitas. Incluso, en la percepción de los citricultores del poblado de Martínez de la Torre, Veracruz, estos grupos de plantas pueden llegar a marchitar las ramas de los cítricos y árboles

frutales en general. En el medio urbano el concepto de parasitismo parece estar limitado a los reinos animal y al de los hongos, pues principalmente se identifica a la solitaria (*Taenia solium* L.), las amibas (*Entamoeba histolytica*), las lombrices intestinales (*Ascaris lumbricoides*) y a las micosis dérmica denominada pie de atleta. Así también, los forestales desconocen que algunas especies arbóreas, tales como *Agonandra* (Opiliaceae), *Ximenia* y *Schoepfia* (Olacaceae), son parásitas, principalmente porque lucen como si fueren plantas autótrofas; sin embargo, éstas parasitan a nivel de raíz y son por lo tanto hemiparásitas (Nickrent y Muselman, 2004).

La importancia de las plantas parásitas estriba no sólo en que son curiosidades botánicas, sino que en muchos casos son agentes patógenos, causantes de enfermedades a sus hospederos, sean nativos o exóticos (Hawksworth, 1975), dado que obtienen parte o toda el agua, carbono y nutrientes, a través del tejido vascular de su hospedero, causando impactos mayores, como: reducción en el crecimiento diamétrico y de altura de los árboles que parasitan, deformación en la arquitectura de las ramas, pérdida de vitalidad, predisposición al ataque de insectos y decremento en la reproducción. En los casos más extremos se traduce en el exterminio del hospedero (Press y Phoenix, 2005), reduciendo así la producción forestal, frutícola (cítricos, café, cacao, manzana, pera y durazno) y ornamental. Sin embargo, algunas especies de este tipo de plantas son benéficas y se usan tradicionalmente como medicina, artesanía, o como forraje de caprinos y bovinos; además, ecológicamente

son una importante fuente de néctar para abejas y colibríes (Cházaro *et al.*, 1992).

A escala mundial, el mayor daño causado por plantas parásitas es por especies de *Arceuthobium* (muérdago enano). Este género continúa teniendo un serio impacto en los bosques de coníferas, problema que afecta a una enorme extensión del hemisferio norte (Polhill y Wiens, 1998). En el oeste de los Estados Unidos, la magnitud de las pérdidas económicas anuales causadas por el muérdago enano ascienden a 11.3 millones de metros cúbicos de madera (o 3 billones de madera en tabla) (Drummond, 1982) y 3.8 millones de metros cúbicos de madera en el oeste de Canadá (Sterner y Davidson, 1982). No hay información disponible de la pérdida de madera por muérdago enano en Latinoamérica y Asia, pero sin duda supera varios billones de dólares anualmente (Hawksworth y Wiens, 1996). La teca (*Tectona grandis*), principal árbol maderable de la India, se encuentra ampliamente infectado por la angiosperma hemiparásita *Dendrophthoe falcata*; este muérdago causa enormes daños y hasta la muerte del árbol (Kallarackal *et al.*, 2002). *Cuscuta campestris* no es específica de algún hospedero en particular, ha sido diseminada con semillas contaminadas de cultivos agrícolas y actualmente se encuentra en la mayor parte del mundo como maleza parásita (Nickrent y Musselman, 2004). Por otro lado, muchas especies de parásitas, particularmente de la familia Loranthaceae, son usadas como medicina tradicional, por ejemplo, las especies del género *Struthanthus* y *Psittacanthus* se usan en forma de té en el tratamiento de la presión arterial y algunas de ellas como *Psittacanthus calycu-*

*latus* son usadas como forrajeras (Cházaro y Oliva, 1988c). En Norteamérica, la parasitología forestal es una disciplina en ascenso, lo cual se refleja bien en México, donde cada tres años se realizan congresos nacionales de parasitología forestal, además de talleres nacionales sobre el muérdago, organizados por la Dirección de Sanidad Vegetal, de la SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales).

La magnitud de la flora parásita vascular en el mundo es del orden de las 4,000 especies (Press y Phoenix, 2005), de las cuales 3900 son parásitas haustoriales (Nickrent, 2002) y cerca de 100 especies son parásitas micotróficas. Por lo tanto, si la flora del mundo se estima en 422,000 especies (Govaerts, 2001; Bramweell, 2002), la flora parásita representa el 0.95% del total de las plantas con flores. Este dato es inferior a lo reportado por Nickrent (2002) quien estima que es de poco más del 1%; sin embargo, no señala la estimación del total de especies vasculares del mundo que utilizó para realizar la extrapolación.

Actualmente, la investigación sobre flora parásita vascular es muy vasta y dispersa. Existen más de 5,700 artículos sobre muérdagos (Viscaceae y Loranthaceae) de Norteamérica (Geils *et al.*, 2002), mientras que a escala mundial, para las familias Loranthaceae, Viscaceae, Eremolepidaceae y Misodendraceae se han reportado hasta 11,000 referencias (Hawksworth *com. pers.* 1987). Entre las obras principales resaltan algunas sobre la biología de las plantas parásitas con flores (Kuijt, 1969; Sauerborn, 1991; Parker y Riches, 1993; Press y Graves, 1995; Nickrent, 2002; Nickrent y Musselman, 2004) y otras



sobre la biología de los muérdagos (Calder y Bernhardt, 1983; Watson, 2001, 2004; Geils *et al.*, 2002).

Cabe mencionar a Job Kuijt, con más de 100 obras sobre especies parásitas, incluyendo siete monografías y contribuciones a las floras del sureste de Estados Unidos (Kuijt, 1982), Ecuador (Kuijt, 1986), Costa Rica (Kuijt, 1964) y Panamá (Kuijt, 1978), ha sido el autor más prolífico en el estudio de la flora parásita (Kuijt, 1959, 1971, 1975a, 1979, 1980, 1987a, 1987b, 1990, 1992). Las monografías geográficas sobre flora parásita incluyen: los muérdagos de África (Polhill y Wiens, 1998), las plantas parásitas de Sudáfrica (Visser, 1981), las plantas parásitas de la península Ibérica e Islas Baleares (López-Sáez *et al.*, 2002). Las monografías taxonómicas incluyen las familias Eremolepidaceae (Kuijt, 1988a) y los géneros *Phoradendron* (Trelease, 1916; Kuijt, 2003), *Dendrophthora* (Kuijt, 1961), *Ixocactus* (Kuijt, 1967), *Arceuthobium* (Hawksworth y Wiens 1972, 1996), *Cladocolea* (Kuijt, 1975b), *Oryctanthus* (Kuijt, 1976) y *Tristerix* (Kuijt, 1988b). Además de las monografías mencionadas, otras obras son relevantes para la flora parásita de México (Trelease, 1926; Riba, 1963; Calderón y Rzedowski, 1972; Hawksworth y Wiens 1975, 1977, 1980; Calderón, 1979, 2001; Rzedowski y Calderón, 1979, 1985; Bello, 1984; Bello y Gutiérrez, 1985; Cházaro y Oliva, 1991; Hernández, 1991; Hernández *et al.*, 1992; Cházaro *et al.*, 1993; Acosta y Cházaro, 1994; Flores y Cházaro, 1997; Hawksworth *et al.*, 2002) y más recientemente trabajos en los estados de Veracruz (Oliva 1983, 1995; Cházaro y Oliva, 1987a, 1987b, 1988a, 1988b, 1988c; Cházaro,

1989, 1990a; Oliva y Ramón, 2004; Cházaro *et al.*, 2005); en Aguascalientes (García, 1998); en Tlaxcala (Acosta *et al.*, 1993); y en Jalisco y Colima (Cházaro, 1990b, 1995; Huerta, 1991; Cházaro *et al.*, 1992a, 1992b; Lott, 1993; Cházaro y Acevedo, 1995; Negrete, 1993; Patiño, 1994; Ruíz, 1995; Huerta y Cházaro, 1997, 1998; González, 2000; Cházaro *et al.*, 2002; Vázquez-García *et al.*, 1995, 2004; Guerrero y López, 2004).

Al igual que el epifitismo, esta forma de vida (parasitismo) se ha desarrollado en diferentes épocas geológicas y en diferentes familias no relacionadas filogenéticamente (origen polifilético); sin embargo, es en el orden Santalales donde se reúnen la mayoría de las plantas parásitas con flores (Nickrent, 2002). De acuerdo a la circunscripción hecha por Heywood (1978), el orden Santalales comprende las siguientes familias con elementos parasíticos: Santalaceae, Olacaceae (incluida Opiliaceae), Loranthaceae (incluidas Viscaceae y Eremolepidaceae), Misodendraceae, Cynomoriaceae y Balanophoraceae. En tanto, el orden Rafflesiiales sólo comprende dos familias: Rafflesiaceae (incluida Mitrastemonaceae) e Hydnoriaceae. Las familias Cynomoriaceae, Hydnoriaceae y Misodendraceae no ocurren en México.

La literatura disponible denota la existencia de mayor información sobre parásitas del orden Santalales pero sobre todo que todavía no existe un catálogo completo de la flora parásita de México. Lo anterior permitió también identificar huecos de información sobre distribución geográfica, riqueza, endemismo, estado de conservación de las especies, especificidad por hospedero, así

como lagunas de conocimiento en la teoría sobre variables ambientales importantes para la distribución a gran escala de las especies y comunidades de flora parásita del país.

Rzedowski y McVaugh (1966), sólo reportan tres especies de Loranthaceae para Jalisco: *Phoradendron commutatum* Trel. (= *P. quadrangulare* (Kunth) Krug & Urb.), *Struthanthus* aff. *grahamii* (Benth.) Standl. (= *Cladocolea grahami* (Benth.) Tiegh.) y *S. interruptus* (Kunth) Blume (= *Struthanthus venetus* (Kunth) Blume). La exploración botánica y recolecta de material de herbario, posterior a 1966, ha enriquecido el conocimiento sobre esta familia, como lo refleja la siguiente información: Vázquez-García *et al.* (1995) reportan 23 especies de Loranthaceae *s.l.* para la Sierra de Manantlán, en el sur de Jalisco, cuatro especies de *Cladocolea*, cuatro de *Psittacanthus*, dos de *Struthanthus*, uno de *Arceuthobium* y 12 de *Phoradendron*. Cházaro (1995) reporta para Jalisco 32 especies de Loranthaceae *s.l.*, cuatro de *Arceuthobium*, ocho de *Cladocolea*, cuatro de *Psittacanthus*, 14 de *Phoradendron* y dos de *Struthanthus*. Machuca (1989) reporta nueve especies de Loranthaceae *s.l.* para el Volcán Cerro Viejo, en el centro de Jalisco (Municipios de Tlajomulco y Jocotepec): una de *Cladocolea*, dos de *Psittacanthus* y seis de *Phoradendron*. Vázquez-García *et al.* (2004) informan la presencia de 16 especies de Loranthaceae *s.l.* para la Sierra Huichola o de Bolaños, en el norte de Jalisco: tres de *Arceuthobium*, dos de *Cladocolea*, tres de *Psittacanthus* y ocho de *Phoradendron*. Lott (1985) menciona cinco especies de Loranthaceae *s.l.* para la Estación Científica de

Chamela, de la UNAM, en el Municipio de La Huerta, Jalisco. Ocho años después, (Lott, 1993) cita nueve especies de Loranthaceae para la bahía de Chamela y recientemente (Lott, 2003) indica 10 especies de Loranthaceae *s.l.* para Chamela-Cuixmala: *Cladocolea gracilis* Kuijt, *C. inconspicua* (Benth.) Kuijt, *C. oligantha* (Standl. & Steyerl.) Kuijt, *Phoradendron quadrangulare*, *P. robinsonii* Urb., *Psittacanthus calyculatus* (DC.) G. Don, *Struthanthus condensatus* Kuijt, *S. densiflorus* (Benth.) Standl., *S. interruptus* y *S. quercicola* (Schldtl. & Cham.) Blume. Sin embargo, se ha constatado que *Cladocolea gracilis*, *Struthanthus densiflorus* y *Struthanthus quercicola*, no crecen en dicha región, por lo que, sin duda, son errores de identificación. Guerrero y López (1997) señalan 15 especies de Loranthaceae (*s.l.*) para la Sierra de Quila, centro-sur de Jalisco: una de *Arceuthobium*, dos de *Cladocolea*, una de *Psittacanthus*, 10 de *Phoradendron* y una de *Struthanthus*. Patiño (1994) reporta la presencia de nueve especies de Loranthaceae (*s.l.*) para el Volcán de Tequila, Jalisco: una de *Cladocolea*, siete de *Phoradendron* y una de *Psittacanthus*. Ruíz (1995) reporta la presencia de 18 especies de Loranthaceae (*s.l.*) para el Volcán del Fuego y el Nevado de Colima: dos de *Arceuthobium*, dos de *Cladocolea*, 11 de *Phoradendron*, una de *Psittacanthus* y dos de *Struthanthus*. Huerta (1991) y Huerta y Cházaro (1997, 1998) documentan la presencia de 17 especies de Loranthaceae (*s.l.*) para la Sierra de Tapalpa, Jalisco, una especie de *Arceuthobium*, dos de *Cladocolea*, 11 de *Phoradendron*, una de *Psittacanthus* y una de *Struthanthus*. Se infiere, de los datos anteriores, que la Sierra de Manantlán, en la Sierra Madre del Sur, es la región de la en-

tividad donde, con 23 especies, se concentra una mayor diversidad alfa de Loranthaceae. Esto seguramente debido a la humedad que entra del Pacífico y el amplio intervalo altitudinal fomentan la alta diversidad beta y heterogeneidad ambiental. Por cuanto a Colima se refiere, Cházaro *et al.* (2002) señalan la presencia de 14 especies de plantas parásitas, todas de Loranthaceae.

Para los Estados circunvecinos se tiene que García (1998) realiza un inventario de las Loranthaceae de Aguascalientes, encuentra que existen ocho especies: seis de *Phoradendron* y dos de *Psittacanthus*. Vela (1998) reporta 14 especies de plantas parásitas vasculares para Zacatecas, cifra que se estima baja en relación a la superficie de esta entidad, quizá, debido a una baja exploración botánica en territorio zacatecano.

Jalisco, por su ubicación geográfica, condiciones climáticas, geomorfológicas y edafológicas posee una gran diversidad florística. Rzedowski (1991) estima que más de 7,000 especies de plantas vasculares habitan en los 81,000 km<sup>2</sup> que comprende el territorio jalisciense. Estas características geográficas han sido las propicias para que también se desarrollen un número importante de plantas parásitas. En el presente trabajo se reportan 109 especies parásitas con flores para Jalisco, lo que representa el 1.5% de las especies fanerógamas estimadas.

El presente estudio se realizó *ex-profeso* para el proyecto CONACYT-SIMORELOS (96-06-002) denominado: Ordenamiento ecológico y territorial de la flora vascular, fitoflora y micobiota de los estados de Jalisco y Colima. Esta contribución evalúa: la diversidad vegetal, abundancia, intensidad de ex-

ploración, estado de conservación y utilidad o perjuicio de las plantas parásitas de ambas entidades.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Revisión de especímenes de herbario: los herbarios consultados fueron: CHAPA, ENCB, IBUG, IEB, MICH, MEXU, MO, XAL y WIS. Los registros de las colectas hechas en Jalisco y Colima sobre las plantas parásitas obtenidos de estos herbarios, se sistematizaron en una base de datos relacional, en la cual se incluyeron los siguientes campos: familia, nombre científico, nombre común, localidad, estado, municipio, altitud, latitud, longitud, fecha de colecta, observaciones, hábitat, colector, número, determinador y herbario.

La información de herbario se complementó con la existente en la literatura, principalmente de listados florísticos, monografías, otros trabajos taxonómicos y bases de datos disponibles en internet.

Trabajo de Campo: Los viajes de campo que se realizaron para hacer colectas botánicas sobre este tipo de especies fueron numerosos, realizados durante los últimos 18 años; más de 100 en Jalisco, cubriendo la mayor parte de la entidad y sólo 8 en Colima, principalmente en el Cerro Grande. Lo anterior ha permitido la publicación de artículos sobre flora parásita del occidente de México (Cházaro *et al.*, 1992, 1993, 2002; Cházaro, 1995, Cházaro y Acevedo, 1995; Huerta y Cházaro 1997, 1998). Los autores de las especies citadas en este trabajo se incluyen

en los cuadros 6 y 7, y su abreviación es de acuerdo al International Plant Names Index y al índice de autores (Brummitt y Powell, 1992).

Para determinar la distribución a nivel municipal con base en el material depositado en IBUG, sólo se registró la presencia de especies una sola vez en cada uno de los 124 municipios en que está dividido el Estado. Se seleccionaron los ejemplares determinados a especie, de preferencia por un especialista o investigador del Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara, México. Lo anterior, se complementó con registros de citas de publicaciones selectas en sistemática de Loranthaceae.

#### ABUNDANCIA Y RAREZA

La flora parásita se clasificó en cinco de seis categorías de abundancia o rareza de acuerdo a su frecuencia expresada en términos de porcentaje de municipios en que la especie estuvo presente. Muy abundantes, Abundantes, Raras, Muy Raras y Extremadamente Raras. No se encontraron especies extremadamente abundantes.

#### INTENSIDAD DE LA EXPLORACIÓN

La intensidad de exploración de la flora parásita se estimó con base en el número de especímenes de herbario reportado para cada municipio o existentes en los herbarios consultados a la fecha

#### ESTADO DE CONSERVACIÓN

Con base a la distribución geográfica cono-

cida de la especie y su frecuencia en el Estado, se identificaron especies que deben de ser evaluadas y eventualmente propuestas para inclusión en la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2002).

#### PLANTAS ÚTILES Y DAÑINAS

Información sobre el uso o perjuicio de las especies parásitas, tanto empírica como la compilada se mencionó con la finalidad de resaltar su importancia.

#### RESULTADOS

##### Diversidad

*Riqueza taxonómica:* Para el estado de Jalisco se contabilizaron 109 especies de plantas parásitas *sensu lato*, en 23 géneros y de 12 familias. Las familias más ricas en especies resultaron ser: Scrophulariaceae con cinco géneros y 30 especies, Viscaceae con dos géneros y 28 especies, Loranthaceae con tres géneros y 17 especies, Cuscutaceae con un género y 10 especies, Krameriaceae con un género y siete especies, Orchidaceae con dos géneros y seis especies, Olacaceae con dos géneros y cuatro especies, Orobanchaceae con dos géneros y dos especies, Rafflesiaceae con dos géneros y dos especies, y Lennoaceae, Monotropaceae y Opiliaceae con un género y una especie cada una. El género de mayor riqueza de especies es *Phoradendron* con 24 especies, seguido de *Castilleja* con 14, *Cuscuta* con 10, *Cladocolea* con 10, *Krameria* con siete; *Pedicularis* con seis, *Psittacanthus* y *Seymeria* con cinco especies cada uno, *Arceuthobium* y *Buchnera* con

cuatro especies; *Corallorhiza*, *Hexalectris* y *Ximenia* con tres especies; *Struthanthus* con dos especies; y *Agalinis*, *Agonandra*, *Bdallophyton*, *Conopholis*, *Lennoa*, *Monotropa*, *Orobancha*, *Pylostyles* y *Schoepfia* con una especie. Para el estado de Colima se encontraron 26 especies de flora parásita, en 8 géneros de 5 familias. Las familias más ricas de esta entidad son Viscaceae con 13 especies, seguido de Loranthaceae (6) y Scrophulariaceae (5). El género más rico es *Phoradendron* (13), seguido de *Castilleja* (4) y *Cladocolea* (3). Los municipios de mayor riqueza fueron Minatitlán con 16 especies y Comala con 10.

*Riqueza en los municipios de Jalisco:* Los municipios que agrupan mayor cantidad de especies resultaron ser: Toluacán con 16; Autlán de Navarro, Tapalpa y Zapotlán el Grande con 15 cada uno y Jocotepec con 14. Entre los municipios que contaron con un número intermedio de especies incluyen: Atemajac de Brizuela y Tlajomulco de Zúñiga con siete especies cada uno, Cabo Corrientes, Cuautitlán, Chiquilistlán, Huejuquilla, La Huerta, Mazamitla, San Martín de Bolaños, San Sebastián del Oeste y Tamazula de Gordiano con seis especies. Los municipios en los que se encontró una sola especie son: Amacueca, Amatitán, Arandas, Atotonilco el Alto, Atoyac, Ayotitlán, Cihuatlán, Concepción de Buenos Aires, Cuautla, Cuquío, Chimaltitán, El Limón, El Salto de Juanacatlán, Encarnación de Díaz, Guachinango, Juanacatlán, Juchitlán, La Barca, Magdalena, Ocotlán, Quitupan, Sayula, Tepatitlán de Morelos, Tlaquepaque, Valle de Guadalupe, Villa Corona, Villa Hidalgo y Villa Purificación.

## Abundancia

*Muy Abundantes:* *Psittacanthus calyculatus* es la especie más frecuente (27%), seguida de *Phoradendron carneum* (21%).

*Abundantes:* *Phoradendron reichenbachianum*, *P. bolleanum*, *P. longifolium* y *Cladocolea grahami* con un 18%, *Struthanthus interruptus* (14%), *Phoradendron brachystachyum* (13%), *Psittacanthus palmeri* (12%) y *Phoradendron robinsonii* (10%).

*Raras:* Aquí se incluyeron *Agonandra racemosa*, *Arceuthobium globosum*, *Cladocolea microphylla*, *C. cupulata*, *C. inorna*, *C. oligantha*, *Phoradendron falcatum*, *P. forestierae*, *P. quadrangulare*, *P. tetrapterum*, *P. velutinum*, *P. vernicosum* y *Psittacanthus ramiflorus*.

*Muy raras:* Entre éstas se encontraron, *Arceuthobium abietis-religiosae*, *A. vaginatum*, *Bdallophyton americanum*, *Cladocolea loniceroides*, *Cuscuta corymbosa*, *Monotropa hypopitys*, *Phoradendron chazaroi*, *P. falcifer*, *P. olivae*, *P. calvini*, *P. abietinum*, *P. jaliscense*, *P. kuijti*, *P. villosum*, *P. calyculatum*, *Psittacanthus macrantherus*, *Pedicularis glabra*, *P. mexicana*, *P. tripinnata*, *P. angustifolia* y *Ximenia pubescens*.

*Extremadamente raras:* En este grupo se incluyeron *Pedicularis gordonii*, *Castilleja albobarbata*, *C. mcvaughii*, *Lennoa madreporoides*, *Arceuthobium durangense*, *Cladocolea gracilis* y *Phoradendron schumannii*, *P. nudum* con una frecuencia de (1.61%), así como *Phoradendron dolichocarpum*, *P. rhipsalinum*, *Cladocolea pringlei*, *Struthanthus palmeri*, *Conopholis alpina*, *Orobancha ludoviciana*, *Pho-*

*radendron piperoides*, *Pilostyles thurberi*, cuya frecuencia fue del (1%).

### Índice de exploración

De las 970 colectas que se tienen capturadas, 958 tienen identificado el municipio al que corresponden. De éstos, el 73% de los municipios en Jalisco (90 municipios de los 124 que existen en el Estado) tienen registros de por lo menos una planta parásita. El índice de exploración por municipio de plantas parásitas fue muy variable. Los municipios con mayor cantidad de colectas fueron Tequila, con 109 registros, Zapotlán el Grande con 71 y Tapalpa con 61, Autlán de Navarro y Tolimán cada uno con 45. Los municipios con una cantidad intermedia de registros incluyen: Zapopan (27), Talpa de Allende (25), Tecolotlán (23), Tlajomulco de Zúñiga (21), San Gabriel (20) y Tonila (20). La mayoría de los municipios poseé pocas colectas, tales como Ameca y Bolaños, con seis registros cada uno; Ixtlahuacán del Río, Jilotlán de los Dolores, La Manzanilla, Tenamaxtlán, Teocuitatlán de Corona y Tonalá con cinco; Atengo, Ayotlán, Etzatlán, Mixtlán y Villa Guerrero con cuatro; Acatlán de Juárez, Amatitán, Ayutla, Casimiro Castillo, Chapala, El Grullo, Gómez Farías, Magdalena y Manuel M. Diéguez con tres; Ahualulco, Atenguillo, Cautla, Cuquío, Huejucar, Ixtlahuacán de los Membrillos, Juanacatlán, La Barca, Puerto Vallarta, Sayula y Tomatlán con dos registros. Los municipios que cuentan con una sola colecta fueron: Amacueca, Arandas, Atotonilco, Atoyac, Ayotlán, Cihuatlán, Concepción de Buenos Aires, Chimaltitán, El Limón, El Salto, Encarnación de Díaz, Guachinango, Juchitlán, Ocotlán,

Quitupan, Tepatitlán de Morelos, Tlaquepaque, Valle de Guadalupe, Villa Corona, Villa Hidalgo, Villa Purificación, Yahualica de González Gallo y Zapotiltic.

### Estado de conservación de las especies

La sierra Huichola y el volcán de Tequila son las áreas donde más proliferan los muérdagos (en cantidad de especies), lo que indica un largo historial de perturbación sobre el ecosistema boscoso, en términos de estrés hídrico, frecuencia de incendios, incidencia de plagas y enfermedades, senescencia y debilidad de árboles, así como fragmentación del bosque.

### Especies endémicas:

El endemismo de la flora parásita de Jalisco y Colima fue del 8%, las especies endémicas resultaron ser nueve:

1. *Phoradendron olivae*, es conocida sólo del Cerro Grande, municipio de Minatitlán, Colima, crece parasitando los árboles de *Cupressus lusitanica* Miller (cipreses) (Wiens y Hawksworth, 2002). Esta especie puede ser confundida con *P. minutifolium* Urban, incluso el propio Kuijt (2003) en su monografía del género *Phoradendron*, incurre en dicho error aun cuando ya Vázquez *et al.* (1995) la citan como *Phoradendron olivae* Wiens, ined.
2. *Phoradendron calvini*, es una epiparásita confundida fácilmente con *Phoradendron calyculatum*, también epiparásita, hasta ahora conocida sólo de cerca de Campo 1, Cerro Grande, Municipio de Minatitlán, Colima (Wiens y Hawksworth, 2002).

3. *Phoradendron chazaroi*, es epiparásita en *Cladocolea grahami*, la que a su vez parasita encinos (*Quercus* spp.), descrita de ejemplares colectados en la Sierra de Quila, también reportada del volcán de Tequila y del volcán Nevado de Colima, Jalisco (Wiens y Hawksworth, 2002). Kuijt (2003) erróneamente refiere estos especímenes bajo el nombre de *Phoradendron dipterum*; sin embargo, de acuerdo a Oliva (1995) esta especie es epiparásita de *Phoradendron falcatum* y *P. piperoides*.
4. *Phoradendron jaliscense*, es conocido hasta la fecha, sólo de la brecha de El Tuito a la mina de Cuale, Jalisco, entre los 650-1150 m snm, 19 feb. 1975, en *Quercus*. R. McVaugh 26427, MICH. (Kuijt, 2003).
5. *Phoradendron kuijti* Cházaro & A. Vázquez, sp. nov. ined., crece en el Nevado de Colima, entre los 2500 y los 3500 m snm, en el bosque de *Pinus-Quercus* y el bosque de *Abies religiosa*, parasitando a *Alnus jorullensis*, suele confundirse con *P. forestiera*, que crece en *Forestiera*, *Prunus* y *Amelanchier*. De hecho Kuijt (2003) sugiere que se trata de una especie diferente e inédita.
6. *Pedicularis gordonii*, es conocida sólo de la colecta tipo y la localidad tipo: cerca de Berberia, por el camino viejo a Bolaños, en el Municipio de Bolaños (McVaugh y Koptur, 1978); aunque después de realizar varias búsquedas no se ha logrado encontrarla, ni tampoco se ha podido relocalizar el camino viejo a Bolaños ni el de Berberia.
7. *Castilleja socorrensis*, "garañona", es endémica a la isla Socorro, en el archipiélago de

- las Revillagigedo, que políticamente pertenece al estado de Colima, es una hierba anual que crece a 980 m snm en el volcán Everman, 4 de abr. 1981, R. Moran 29505 (Levin y Moran, 1989).
8. *Castilleja mcvaughii*, arbusto de 1.5-2 m de altura, con flores rojas y amarillas, crece en abundancia a un kilómetro al este y al oeste en el Cerro Las Capillas, Sierra de Manantlán, Jalisco, en el sotobosque de *Abies religiosa*, a 2700-2800 m snm, R. McVaugh 23124 (holótipo, MICH) (Vázquez-García et al. 1995; Iltis et al., 2003).
  9. *Castilleja albobarbata*, herbácea conocida sólo del Cerro Las Capillas, en la Sierra de Manantlán, y de la Sierra de Cacoma, Jalisco. (Iltis et al., 2003).

Especies escasas en el occidente de México:

Las especies restringidas a uno o dos municipios, sin ser endémicas, fueron ocho:

1. *Phoradendron dolichocarpum* es un taxón muy raro, sólo se conoce de dos localidades: a) de las cercanías a la presa del Infiernillo de Arteaga, Michoacán, su localidad tipo y b) del municipio de Jilotlán de Los Dolores cerca de la presa de Tepalcatepec.
2. *Phoradendron rhipsalinum*, es un muérdago de la región del Bajío, en Salvatierra, (la localidad tipo) y Acámbaro, Guanajuato, Zamora, Michoacán, y en Jalisco sólo penetra en Ayotlán, crece en los ahuehetes (*Taxodium mucronatum*) que forman los bosques de galería (Calderón y Rzedowski, 1972).

3. *Cladocolea cupulata* es un muérdago que parasita a los pinos, conocida sólo del sur y occidente de Jalisco (de la Sierra de Quila, y desde Ayutla hasta San Sebastián del Oeste) y de Revolcaderos, Durango, en el límite con Sinaloa en la Sierra Madre Occidental.
4. *Cladocolea pringlei*, en Jalisco sólo se ha encontrado en Tapalpa.
5. *Struthanthus palmeri*, es un muérdago del norte de Sinaloa y sur de Sonora; sin embargo, fue reportado por Kuijt (1975) para el volcán de Colima, en Tonila, Jalisco (*Jones 10*, US). Aunque no se ha tenido oportunidad de examinar el espécimen de M. E. Jones, se sospecha que se trata de un error de identificación de Kuijt, no se reporta por Ruíz (1995), ni se ha podido encontrar a pesar de haber realizado trabajo de campo en la zona. Por otra parte, Tonila tiene un clima más húmedo y vegetación (de encinos) diferentes al norte de Sinaloa y sur de Sonora, que presentan bosque tropical caducifolio, nada propicio para el establecimiento de *S. palmeri*.
6. *Orobanche dugesii* (= *O. ludoviciana*) se conoce de dos localidades, de Cerro Viejo, municipio de Jocotepec, parasitando raíces de una Compositae y la segunda del Cerro Gordo, San Ignacio, municipio de Tepatlán (Cházaro y Acevedo, 1995).
7. *Pilostyles thurberi* parasita los tallos de *Dalea* y *Calliandra*, se conoce de los municipios de Lagos de Moreno, Tala y de Tapalpa (Cházaro y Acevedo, 1995). Por su reducido tamaño y apariencia de un insecto escama, es fácilmente desaperci-

bido, lo que hace pensar que es más frecuente de lo que pueden indicar sólo las tres colectas realizadas.

8. *Lennoa madreporoides* (= *Lennoa caerulea*), “flor de tierra”, parasita las raíces de hierbas de Compuestas y Gramíneas, se distribuye desde la duna costera hasta los alrededores de Guadalajara (1550 m snm). Es más común y frecuente que lo indicado por los registros de herbario, pero por ser efímera pasa fácilmente desapercibida; Rzedowski y Calderón (1985) reportan esta planta como comestible.

Especies comunes en el occidente de México:

1. *Conopholis alpina* parasita las raíces de los encinos (*Quercus* spp.), se distribuye en todo el estado de Jalisco donde se encuentre su hospedero, es decir, por toda la zona montañosa en el bosque mixto de pino-encino, aún cuando las colectas no reflejen esta situación, ya que es una hierba efímera y poco conspicua.
2. *Psittacanthus calyculatus* es el muérdago de mayor cobertura geográfica en el país y en Jalisco también; es encontrado prácticamente en toda la entidad, entre los 0 y los 2200 m snm y en más de 30 hospederos arbóreos diferentes.
3. *Struthanthus interruptus* (= *S. venetus*), es un muérdago bejucoso, común en diferentes hospederos en la porción sur de la entidad y adventicio en la zona metropolitana de Guadalajara, donde se está convirtiendo en una amenaza para el arbolado ornamental urbano (Vázquez *et al.*, 1996; Guerrero y López, 2004; Ruvalcava *et al.*, 2003). Esta especie es de amplia



distribución en el occidente de México, desde Nayarit hasta el Istmo de Tehuantepec en Oaxaca.

#### Plantas útiles o dañinas

Las plantas parásitas tienen una importancia ecológica y biológica relevante, y poseen aspectos útiles para la humanidad; sin embargo, los aspectos dañinos sobrepasan a los primeros. Entre los aspectos benéficos está la utilización para elaboración de artesanías; a partir de las ramas de *Psittacanthus* spp., las llamadas flores de madera, se elaboran garzas en Veracruz y Nayarit (Martínez, 1959). En el altiplano mexicano, las ramas de *Arceuthobium* spp., *Phoradendron* spp. y *Psittacanthus* spp. son cortadas, por los vaqueros y los pastores durante la época de estiaje, para utilizarlas como forraje para ganado caprino y bovino. El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), ramonea las ramas de los muérdagos (*Phoradendron* spp.) en los bosques de encino de la Reserva de la Biosfera de La Michilia, en Durango, siendo una de sus principales fuente de alimento (Gallina *et al.*, 1978). *Psittacanthus* spp. (particularmente *P. calyculatus*) es fuente de néctar para los colibríes, en tanto que *Cladocolea* y *Struthanthus* son fuentes de néctar para las abejas domésticas. En la región de Xalapa, Veracruz, las ramas de *Struthanthus quercicola* tienen uso medicinal empírico, es decir se preparan en infusión para controlar la presión arterial (Cházaro y Oliva, 1988c). Varias especies de *Castilleja* (principalmente *C. arvensis* y *C. tenuiflora*), se venden en los mercados y expendios de hierbas medicinales de Guadalajara, Jalisco, bajo el nombre vulgar de “garañona”, para preparar

infusiones (tés) que mejoran la digestión y porque se les atribuyen propiedades afrodisíacas. Por otro lado, las plantas parásitas son indicadores del grado de perturbación de los bosques, ya que su proliferación se ve favorecida por este fenómeno; y por contraposición pueden hablarnos de la calidad o salud de los mismos (Cházaro *et al.*, 1992). En particular, los muérdagos enanos (*Arceuthobium abietis-religiosae*, *A. vaginatum* y *A. globosum*) tienen gran relevancia económica por su impacto en la disminución del crecimiento (incremento en volumen) y calidad de la madera de los pinos (*Pinus* spp.) y oyameles (*Abies* spp.), en la sierra Huichola y en los volcanes de Colima. Por ejemplo, *Arceuthobium durangense* se ha observado creciendo abundantemente sobre *Pinus douglasiana* cuyas poblaciones en la Sierra de Quila se han visto seriamente afectadas (Guerrero y López, 1997). Además, *A. durangense* ha aumentado alarmantemente en cantidad en las montañas de Mascota y San Sebastián del Oeste, parasitando a los pinos (*Pinus* spp.), donde, aunque de arribo reciente, se ha convertido en un serio problema fitosanitario.

## DISCUSIÓN

### Diversidad

*Riqueza de grupos taxonómicos:* La diversidad de Loranthaceae *s.l.* (Loranthaceae y Viscaceae *s.s.*) en Jalisco queda patente si se compara con Argentina que cuenta con una extensión superficial de 2,700,000 km<sup>2</sup> y sólo presenta 23 especies (Abbiatti, 1946), o con Europa don-

de sólo crecen cuatro especies (Polunin, 1974). Jalisco, al igual que Oaxaca, cuenta con 47 especies, y ambos están en el tercer lugar nacional después de Chiapas (55), y Veracruz (48) (Cuadro 8).

*Riqueza en municipios de Jalisco:* Un gran número de especies de plantas parásitas se desarrollan principalmente sobre pinos y encinos, es decir en zonas boscosas templadas, por lo tanto la mayor riqueza de plantas parásitas en Jalisco se da en: Sierra de Tapalpa, Sierra de Quila, Sierra de la Primavera, Sierra de Cacoma, Sierra de Manantlán (Vázquez-García *et al.*, 1995), Sierra de Bolaños (Vázquez-García *et al.*, 2004), Sierra del Halo, Nevado de Colima, Cerro Grande y volcán Cerro Viejo, entre otras. Por ejemplo, Tolimán, es uno de los municipios (al cual pertenece el Cerro Grande, que comparte con Minatitlán y Comala, ambos municipios de Colima) que cuenta con grandes áreas boscosas (desde el bosque tropical caducifolio hasta el bosque de coníferas con pinos, cipreses y oyameles), presenta 16 especies de plantas parásitas, (el mayor número de especies encontradas para un municipio) (Vázquez-García *et al.*, 1995).

*Riqueza en municipios de Colima:* El municipio de Minatitlán, con 16 especies, es el que mayor riqueza presenta en la entidad. Esto es explicable si tomamos en cuenta, por un lado, que es el más explorado de Colima, siendo Cerro Grande parte de la reserva de la Biosfera de la Sierra de Manantlán (Vázquez-García *et al.*, 1995) y por otra, que tiene un amplio rango altitudinal que permiten varios pi-

sos altitudinales de vegetación (Vázquez y Givnish, 1998).

### Abundancia

Existen especies de plantas parásitas que no presentan preferencia por ningún hospedero, como es el caso de *Psittacanthus calyculatus*, lo que se refleja en la cantidad de municipios en donde aparece esta especie (26.61%) por todo el estado de Jalisco, con 53 registros, siendo el municipio de Guadalajara del que se tienen más colectas (5). Para esta especie los hospederos más representativos son: encinos (*Quercus* spp.), mezquites (*Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.), huizaches (*Acacia* spp.), guamúchiles (*Phitecellobium dulce* (Roxb.) Benth), entre aproximadamente otras veinte especies más (Huerta y Cházaro, 1998). Otra de las especies que tiene importancia por su abundancia es *Phoradendron carneum*, el cual se encuentra en el 20.97% de los municipios, con 71 registros; el municipio en donde más abunda es Guadalajara, con 13 colectas. Este muérdago tiene preferencia por los árboles de “ozote” (*Ipomoea intrapilosa* Rose e *I. murucoides* Roem. & Schul.). Dentro de las especies escasas, que se restringen a uno o dos municipios del estado de Jalisco, se tienen: *Phoradendron dolichocarpum* en Jilotlán de los Dolores y Tamazula, *Cladocolea pringlei* en Tapalpa, *Phoradendron rhipsalinum* en Ayotlán, *Struthanthus palmeri* en Tonila, *Conopholis alpina* en Mezquitic, *Orobancha dugesi* en Jocotepec; así como *Phoradendron olivae* y *P. calvinii*, en Minatitlán, Colima (Wiens y Hawksworth, 2002). La epiparásita *Phoradendron chazaroi* se conoce de la Sierra de

Quila (municipios Tecolotlán y San Martín Hidalgo), Volcán de Tequila (municipio de Tequila) y el Nevado de Colima (municipio de Tonila) (Wiens y Hawksworth, 2002).

#### Índice de exploración

El volcán Tequila presentó un importante esfuerzo de colecta (109), por ser una zona boscosa con un amplio intervalo altitudinal, cercana a la zona metropolitana de Guadalajara y por ende muy visitada por botánicos locales y foráneos. Otra de las áreas bastante exploradas al respecto es Zapotlán el Grande, con 71 registros, ya que en ella se encuentran ubicados el Nevado de Colima y el Volcán de Fuego, ambos bastante visitados tanto por investigadores como por aficionados al campismo. Otra área de la que también se tiene un importante número de registros es la Sierra de Tapalpa, región con una gran importancia, riqueza y diversidad florística. M. Huerta M., M. Cházaro B., M. Negrete A. y R. Acevedo R. realizaron numerosos viajes de colecta a esta región durante 1990, 1991 (Huerta, 1991; Huerta y Cházaro, 1997, 1998). Se destaca la falta de colectas o registros en 32 municipios jaliscienses. Esta información permitirá orientar futuras exploraciones para complementar el conocimiento de la flora parásita. Colima esta pobremente explorado en sus nueve municipios, excepto Minantitlán y Comala, esto es en parte, consecuencia de la falta de botánicos locales en la entidad, ya que la exploración en Cerro Grande (Minantitlán) y el volcán del Fuego (Comala) ha sido realizada por los investigadores de la Universidad de Guadalajara.

#### Estado de conservación

Los datos generados son muy preliminares y sólo permitieron seleccionar aquellas especies que por ser escasas en sus distribución geográfica en el occidente de México, deben ser eventualmente evaluadas mediante los criterios de MER o IUCN para su posible inclusión en la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2002).

#### Especies útiles y dañinas

Los muérdagos tienen un valor ecológico, son indicadores de la salud del bosque, a mayor perturbación responden proliferando, en tanto que en los bosques primarios o prístinos sus poblaciones son bajas o nulas (Cházaro *et al.*, 1992).

#### AGRADECIMIENTOS

A los encargados de los herbarios CHAPA, ENCB, IBUG, IEB, MEXU, MICH, MO, XAL y WIS por facilitarnos la consulta de especímenes. Al Departamento de Geografía y Ordenación Territorial del Centro Universitario de Ciencias Sociales y Humanidades, de la Universidad de Guadalajara por su constante apoyo académico y financiero. A Theodore S. Cochrane, por proveer fotocopias de todos los exsiccata del estado de Jalisco, depositados en el herbario (WIS) del Departamento de Botánica, Universidad de Wisconsin-Madison, E.U.A. Al Dr. Hugh H. Iltis de la misma institución, por sus apoyos académicos y económicos en años pasados. A Raúl Acevedo Rosas, Elba Lomelí Mijes, Martín Huerta Martínez, Rosa Ma. Patiño Beltrán, Agustín Flores Macías, José Antonio Machuca Núñez, Marisela Hernández

y José Martín Negrete Aguayo, quienes han colaborado entusiastamente en el proyecto de las plantas parásitas de Jalisco y Colima. Al Dr. Javier Farias Larios de la Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Colima, por su apoyo económico para realizar colectas botánicas de Loranthaceae en el estado de Colima.

## LITERATURA CITADA

- Abbiatti, D. 1946. Las Loranthaceas Argentinas. *Revista del Museo de la Plata. Secc. Bot.* 7: 1-110.
- Acosta P., R. y M. Cházaro B. 1994. *Struthanthus quercicola* (Schltdl. & Cham.) Blume (Loranthaceae), una adición a la flora fanerogámica del valle de México y Tlaxcala. *Biotam* 6(1): 47-50.
- Acosta P., R., M. Cházaro B. y R. M. Patiño B. 1992. Los muérdagos del estado de Tlaxcala. Folleto 17. Jardín Botánico de Tizatlán, Tlaxcala, México. 89 pp.
- Argüelles, E., R. Fernández y S. Zamudio. 1991. Listado florístico preliminar del estado de Querétaro. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes. Fascículo complementario 2. Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 155 pp.
- Bauml, J. A. 1994. Ethnobotany of the huichol people of Mexico. Ph. D. Thesis. The Cleremont Graduate School, California. 265 pp.
- Bello G., M. A. 1984. Estudio de muérdagos (Loranthaceae) en la región tarasca, Michoacán. Boletín Técnico 102. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, México, D. F. 62 pp.
- Bonilla B., J. R. y J. L. Villaseñor R. 2003. Catálogo de la flora del estado de Morelos. Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, México. 129 pp.
- Bramwell, D. 2002. How many plant species are there? *Plant. Talk* 28: 32-34.
- Breedlove, D. E. 1986. Listados Florísticos de México 4. Flora de Chiapas. Instituto de Biología, UNAM. México, D. F. 246 pp.
- Brummit, R. K. y C. E. Powell (Eds.) 1992. Authors of plant names. A list of authors of scientific names of plants, with recommended standard form of their names, including abbreviations. Royal Botanic Gardens, Kew, England.
- Calder, D. M. and P. Bernhardt. 1983. The Biology of Mistletoes. Academic Press, New York. 348 pp.
- Calderón de R., G. 1979. Loranthaceae. En: J. Rzedowski y G. C. de Rzedowski (eds.). Flora fanerogámica del valle de México. Ed. CECOSA, México, D. F. Pp. 119-124.
- Calderón de R., G. 2001. Loranthaceae. En: G. Calderón de R. y J. Rzedowski. Flora Fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 1341 pp.
- Calderon de R., G. y J. Rzedowski. 1972. Dos especies nuevas de la familia Loranthaceae del centro de México. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 17(4): 99-104.
- Cowan, P. C. 1983. Listados Florísticos de México I. Flora de Tabasco. Instituto de Biología, UNAM, México, D. F. 123 pp.
- Cházaro B., M. 1989. Miscellaneous papers on the flora of Veracruz, Mexico. Tesis de Maestría, Botany Department, University of Wisconsin-Madison, USA. 108 pp.
- Cházaro B., M. 1990a. Loranthaceae (muérdagos) del centro y sur del estado de Veracruz. Pp. 604-612. En: IV Simposio Nacional sobre Parasitología Forestal, 28-30 octubre 1987, Durango, Dgo., Publicación especial 60, INIFAP.
- Cházaro B., M. 1990b. Los muérdagos del estado de Jalisco. *Biosfera* 1: 3-7.
- Cházaro B., M. 1995. Los muérdagos (Loranthaceae) del estado de Jalisco. Pp. 74-77. En: M. Cházaro B., E. Lomelí M., R. Acevedo R. y S. Ellerbracke R. (eds.). Antología botánica del estado de Jalisco. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México.
- Cházaro B., M. 2006. Las Plantas parásitas de México. Tesis doctoral. Departamento de Botánica y Zoología, Univeridad de Guadalajara. 200 pp.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1987a. Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla. I. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 32(3):55-60.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1987b. Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla. II. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 32(4): 78-86.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1988a. Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla. III. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 33(1): 14-19.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1988b. Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla. IV. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 33(2): 42-47.

- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1988c. Loranthaceae del centro de Veracruz y zona limítrofe de Puebla. V. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 33(3): 71-75.
- Cházaro B., M. y H. Oliva R. 1991. *Dendrophthora costaricensis* Urban (Loranthaceae), un nuevo registro para la flora de México. *Acta Botánica Mexicana* 13: 31-38
- Cházaro B., M. y R. Acevedo R. 1995. Las plantas parásitas de Jalisco. Pp. 118-122. En: M. Cházaro B., E. Lomelí M., R. Acevedo R. y S. Ellerbracke R. *Antología botánica del estado de Jalisco*. Universidad de Guadalajara, México.
- Cházaro B., M., F. M. Huerta M., R. M. Patiño B., R. Sánchez F., E. Lomelí M. y A. Flores M. 1992. Los muérdagos (Loranthaceae) de Jalisco, parásitas poco conocidas. *Ciencia y Desarrollo* 17(102): 70-85.
- Cházaro B., M., M. Huerta M., R. M. Patiño B., E. Lomelí M., M. Negrete A. y A. Flores M. 1992b. Estudio taxonómico y ecológico de los "muérdagos" (Loranthaceae) del estado de Jalisco, México. Pp. 133-134. En: F. Romero M. y A. Gómez B. Resúmenes del VI Congreso Latinoamericano y IV Español de Fitopatología. Torremolinos, España.
- Cházaro B., M., M. Huerta M., E. Lomelí M., R. Acevedo R. 1993. Conociendo los muérdagos (Loranthaceae). Pp. 1-35. En: Memorias del II Taller Nacional del Muérdago, INIFAP, Toluca, México.
- Cházaro B., M., M. Flores H. y J. A. Vázquez-García. 2002. Plantas parásitas de Jalisco y Colima. Pp.143-149. En: M. Cházaro B., E. Lomelí M., M. Flores H. y S. Ellerbracke R. *Antología botánica del occidente de México*. Universidad de Guadalajara, México.
- Cházaro B., M., H. Oliva R., F. Ramón F. y J. A. Vázquez García. 2005. *Cladocolea oligantha* (Loranthaceae) un nuevo registro para Veracruz, México y datos generales sobre este taxón. *Polibotánica* 20: 1-15.
- Dávila A., P., J. L. Villaseñor R., R. Medina L., A. Ramírez R., A. Salinas T., J. Sánchez K, y P. Tenorio L. 1993. Listados florísticos de México 10. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Instituto de Biología, UNAM, México D. F. 193 pp.
- Diego-Pérez, N. 2000. Estudios florísticos en Guerrero 10. Lagunas Playa Blanca, El Potosí, Salinas del Cuajo y zonas circundantes. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 33 pp.
- Drummond, D. B. 1982. Timber loss estimate for the coniferous forest in the United States due to dwarf mistletoe. Report 83-2. Fort Collins, USDA, Forest Pest Management, Colorado. 24 pp.
- Durán, R., G. Campos, J. C. Trejo, P. Simá, F. May-Pat y F. Juan-Qui. 2000. *Listado florístico de la península de Yucatán*. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C., Mérida, México.
- Flores M., A. y M. Cházaro B. 1997. Muérdago en los cactus: cuarto reporte para México. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 42(3): 67-71.
- Fonseca, R. M. 2002. Lennoaceae. Flora de Guerrero 15. Facultad de Ciencias, UNAM, México D. F., 7 pp.
- Galván V., R., M. A. Barrios R. y J. Meyrán. 1994. Plantas suculentas del estado de Guanajuato. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 39(1): 13-17.
- Gallina S., M. E. Maury y V. Serrano. 1978. Hábitos alimenticios del venado cola blanca (*Odocoileus virginiana* Rafinesque) en la reserva de La Michilia, Durango. Pp. 59-108. En: G. Halfiter (ed.). Reservas de la Biosfera en el estado de Durango. Instituto de Ecología, México, D. F.
- García R., G. 1998. La familia Loranthaceae (injetos) del estado de Aguascalientes, México. *Polibotánica* 7: 1-14.
- García-Mendoza, J. A. 2004. Integración del conocimiento florístico del estado. Pp. 305-326. En: J. A. García-Mendoza, M. de J. Ordoñez y M. Briones-Salas (eds.) Biodiversidad de Oaxaca, Instituto de Biología, UNAM, México D. F.
- Geils, W. B., J. Cibrian T. y B. Moody 2002. Mistletoes of North American conifers. USDA, Forest Service, General Technical Report, Ogden, Utah. 123 pp.
- González E., M., S. González E. y Y. Herrera A. 1991. Listados Florísticos de México IX. Flora de Durango. Instituto de Biología, UNAM, México, D. F.
- González V., L. M. 2000. Las familias Monotropaceae y Pyrolaceae en el estado de Jalisco, México. Colección Flora de Jalisco. Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México. 23 pp.
- Govaerts, R. 2001. How many species of seed plants are there? *Taxon* 50: 1085-1090.
- Gual D., M. 1995. Estudios florísticos en Guerrero No. 6. Cañón del Zopilote (área Venta Vieja). Facultad de Ciencias, UNAM, México D. F. 39 pp.

- Guerrero N., J. J. y G. A. López C. 1997. La vegetación y la flora de la Sierra de Quila. Universidad de Guadalajara, México. 131 pp.
- Guerrero N., J. J. y G. A. López C. 2004. Los muérdagos, plantas parásitas de los árboles: su diversidad y sus hospederos en Guadalajara y su zona conurbada. Pp. 161-196. En: G. A. López C. y J. J. Guerrero N. (Eds.) Ecología urbana en la zona metropolitana de Guadalajara. Ágata, Guadalajara, México.
- Gutiérrez B., C. 2000. Listado florístico actualizado del estado de Campeche, México. Universidad Autónoma de Campeche, México. 95 pp.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1965. *Arceuthobium* in Mexico. *Brittonia* 3(17): 213-238.
- Hawksworth F.G., D. Wiens y B. W. Geils. 2002. *Arceuthobium* in North America. In: B. W. Geils, J. Cibrian T. y B. Moody. Mistletoes of North American conifers. Gen. Tech. Rep. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado, E.U.A., pp. 29-56.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1972. Classification of dwarf mistletoes (*Arceuthobium*). Agriculture Handbook No. 401, U.S.D. A., Washington, D.C. 228 pp.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1975. *Arceuthobium* in Mexico. *Brittonia* 3(17): 213-238
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1977. *Arceuthobium* (Viscaceae) in Mexico and Guatemala: additions and range extensions. *Brittonia* 29: 411-418.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1980. A new species of *Arceuthobium* (Viscaceae) from central Mexico. *Brittonia* 32: 348-352.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens 1996. Dwarf mistletoes: biology, pathology and sistematics. Agriculture Handbook No. 709., U.S.D.A., Washington, D.C. 339 pp.
- Hernández C., L. V. 1991. Los muérdagos (Loranthaceae) de la región central del estado de Tlaxcala. Publicación del Jardín Botánico de Tizatlán, Tlaxcala, México. 38 pp.
- Hernández C., L. V., R. Acosta P. y G. L. Galindo F. 1992. Los muérdagos enanos (*Arceuthobium* spp.) en los bosques de pino del volcán La Malintzi, estados de Tlaxcala y Puebla. Publicación No. 15 del Jardín Botánico de Tizatlán, Tlaxcala, México. 58 pp.
- Heywood, V. H. 1978. Flowering plants of the world. Oxford University Press, Inglaterra. 335 pp.
- Huerta M., M. 1991. Contribución al Estudio Taxonómico y Ecológico de los Muérdagos (Loranthaceae) de la Sierra de Tapalpa, Jalisco. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad de Guadalajara, México. 78 pp.
- Huerta M., M. y M. Cházaro B. 1997. La familia Loranthaceae (muérdagos) de la Sierra de Tapalpa, Jalisco, México, 1. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 42(4): 83-95.
- Huerta M., M. y M. Cházaro B. 1998. La familia Loranthaceae (muérdagos) de la Sierra de Tapalpa, Jalisco, México, 2. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 43(1): 10-14.
- Iltis, H. H., G. L. Nesom y J. M. Egger 2003. *Castilleja albobarbata* sp. nov. (Orobanchaceae) from sierras Manantlán and Cacoma, Jalisco, Mexico. *Sida* 20 (4): 1343-1350.
- Kallarackal, J., C. K. Somen y N. Rajesh. 2002. Eco-physiology of "teak" (*Tectona grandis*) and its canopy parasite *Dendrophthoe falcata*. 3rd International Canopy Conference, June 23-28. Cairns, Australia.
- Kuijt, J. 1959. A study of heterophylly and inflorescence structure in *Dendrophthora* and *Phoradendron*. *Acta Bot. Neerl.* 8: 506-546.
- Kuijt, J. 1961. A revision of *Dendrophthora* (Loranthaceae). *Wentia* 6: 1-145.
- Kuijt, J. 1964. A revision of the Loranthaceae of Costa Rica. *Bot. Jahrb. Syst.* 83: 250-326.
- Kuijt, J. 1967. The genus *Ixocactus* (Loranthaceae s. s.): description of its first species. *Brittonia* 19: 62-67.
- Kuijt, J. 1969. The biology of parasitic flowering plants. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. 241 pp.
- Kuijt, J. 1971. Transfer of *Phrygilanthus sonorae* to *Psittacanthus* (Loranthaceae). *Madroño* 21(1): 13-14.
- Kuijt, J. 1975a. The genus *Cladocolea* (Loranthaceae). *Journal of the Arnold Arboretum* 56(3): 265-335.
- Kuijt, J. 1975b. The identity of *Struthanthus haenkei* (*Spirostylis haenkei*) (Loranthaceae): *Canadian Journal of Botany* 53(3): 249-255.
- Kuijt, J. 1976. Revision of the genus *Oryctanthus* (Loranthaceae). *Bot. Jahrb. Syst.* 95(4): 478-534.

- Kuijt, J. 1979. Host selection by parasitic angiosperm. *Symb. Bot. Upsal.* **22**(4): 194-199.
- Kuijt, J. 1980. Miscellaneous mistletoes notes, 1-9. *Brittonia* **32**(4): 518-519.
- Kuijt, J. 1982. The Viscaceae in the southeastern United States. *Journal Arnold Arboretum* **63**: 401-410.
- Kuijt, J. 1986. Viscaceae. pp-13-112. En: G. Harling y B. Sparre. Flora of Ecuador. *Swedish Research Councils*, Estocolmo, Suecia.
- Kuijt, J. 1987a. Novelities in mesoamerican mistletoes (Loranthaceae and Viscaceae). *Ann. Missouri Bot. Gard.* **74**: 511-532.
- Kuijt, J. 1987b. Miscellaneous mistletoes notes, 10-19. *Brittonia* **39** (4): 447-459.
- Kuijt, J. 1988. Monograph of the Eremolepidaceae. *Systematic Botany Monographs* **18**: 1-60.
- Kuijt, J. 1988a. Monograph on the Eremolepidaceae. *Systematic Botany Monographs* **18**: 1- 60.
- Kuijt, J. 1988b. Revision of *Tristerix* (Loranthaceae). *Systematic Botany Monographs* **19**: 1-61.
- Kuijt, J. 1990. New species and combinations in neotropical mistletoes (Loranthaceae and Viscaceae). *Proc. Kon. Ned. Akad. V. Wetensch.* **93** (2):113-162.
- Kuijt, J. 2003. Monograph of *Phoradendron* (Viscaceae). *Systematic Botany Monographs*. **66**: 1-628.
- Levin, G. A. y R. V. Moran. 1989. The vascular flora of Isla Socorro, Mexico. *San Diego Society of Natural History* **16**: 1-71.
- López-SaéNz, J. A., P. Catalán y LL. Saéz. 2002. Plantas parásitas de la Península Ibérica e Islas Baleares. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España. 533 pp.
- Lott, E. J. 1985. Listados Florísticos de México 3. La Estación de Biología Chamela, Jalisco. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. 47 pp.
- Lott, E. J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela bay region, Jalisco, Mexico. *Occasional Papers California Academy of Science* **148**: 1-60.
- Lott, E. J. 2003. Lista anotada de las plantas vasculares de Chamela-Cuixmala. Pp. 94-136. En: F. A. Noguera, J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete y M. Quesada-Avedaño (eds.). Historia natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM, México D. F.
- Machuca N., J. A. 1989. Florística y ecología de la vegetación fanerogámica de la región septentrional de Jocotepec, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agricultura, Universidad de Guadalajara, México. 221 pp.
- Martínez, M. 1959. Plantas útiles de la flora Mexicana. Ed. Botas, México D. F. 621 pp.
- Martínez, M. y E. Matuda. 1979b. Flora del estado de México, Vol. II. Biblioteca Enciclopédica del Estado de México, Toluca, México. 543 pp.
- Martínez, M. y E. Matuda. 1979a. Flora del estado de México, Vol. 1. Biblioteca Enciclopédica del estado de México, Toluca, México. 478 pp.
- Martínez, M. y E. Matuda. 1979c. Flora del estado de México, Vol. III. Biblioteca Enciclopédica del Estado de México, Toluca, México. 507 pp.
- McVaugh, R. y S. Koptur. 1978. A new species of *Pedicularis* from Jalisco, México. *Contributions from the University of Michigan Herbarium* **11**(5): 298-300.
- Negrete A., J. M. 1993. Los granos de polen de la familia Loranthaceae de la Sierra de Tapalpa, Jalisco. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad de Guadalajara, Jalisco, 98 pp.
- Nickrent, D. L. 2002. Plantas parásitas del mundo. Pp. 7-28. En: J. A. López S., P. Catalán y L. Saéz. Plantas parásitas de la península Ibérica e Islas Baleares. Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Nickrent, D. L. y L. J. Musselman. 2004. Introduction to parasitic flowering plants. The plant health instructor 1-25.
- Oliva R., H. 1995. Revisión del genero *Phoradendron* (Viscaceae) para el estado de Veracruz. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados, Montecillo, México. 118 pp.
- Oliva R., H. y F. Ramón F. 2004. Notas adicionales sobre *Phoradendron teretifolium* Kuijt (Viscaceae) en el estado de Veracruz, México. *Polibotánica* **17**: 125-130.
- Parker, C. y C. R. Riches. 1993. Parasitic weeds of the world. CABI, Oxford, England
- Patiño R., R. 1994. Estudio taxonómico de los muérdagos (Loranthaceae) del volcán de Tequila, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad de Guadalajara, México. 57 pp.
- Polhill, R. y D. Wiens. 1998. Mistletoes of África. The Royal Botanic Gardens, Kew, Inglaterra. 360 pp.

- Polunin, O. 1974. Guía de campo de las flores de Europa. Omega, Barcelona, España. 733 pp.
- Press, C. M. y J. Graves. 1995. **Parasitic plants**. Chapman & Hall, London, U. K.
- Press, M. C. y G. K. Phoenix. 2005. Impacts of parasitic plants on natural communities. *New Phytologist* **166**: 737-751.
- Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB) 2005. Publicado en Internet [http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib\\_esp.html](http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html) (consultado el 22 de nov. 2005).
- Riba, R. 1963. Notas sobre la familia Loranthaceae y el parasitismo secundario. *Bol. Soc. Bot. Méx.* **28**: 1-10.
- Rodríguez J., L. S. y J. Espinoza G. 1995. Listado florístico del estado de Michoacán 1. Angiospermae: Acanthaceae-Commelinaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes. Fascículo complementario 7. Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 208 pp.
- Rodríguez J., L. S. y J. Espinoza G. 1996a. Listado florístico del estado de Michoacán 3. Angiospermae: Connaraceae-Leguminosae. Flora del Bajío y Regiones Adyacentes. Fascículo complementario 10. Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 296 pp.
- Rodríguez J., L. S. y J. Espinoza G. 1996b. Listado florístico del estado de Michoacán 5. Angiospermae: Najadaceae-Zygophyllaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes. Fascículo complementario 15. Instituto de Ecología, Pátzcuaro, México. 344 pp.
- Rojas-Mendoza, P. 1965. Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León y datos acerca de su flora. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, UNAM, México D. F. 124 pp.
- Ruiz M., A. 1995. Estudio taxonómico de los muérdagos (Loranthaceae) del Nevado de Colima y Volcán de Fuego. Jalisco-Colima, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad de Guadalajara, México. 105 pp.
- Ruvalcaba S. J., G., C. A. Álvarez S. y M. Cházaro B. 2003. Nota sobre la presencia del muérdago *Struthanthus interruptus* (HBK) Blume, Loranthaceae, en el arbolado urbano de la zona metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. Pp. 120-127. En: Memorias del III Congreso Iberoamericano de Parques y Jardines, Guadalajara, México.
- Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México, D. F. 426 pp.
- Rzedowski J. y R. McVaugh. 1966. La vegetación de Nueva Galicia. *Contributions from the University of Michigan Herbarium* **9**(1): 1-123.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*. **14**: 3-21.
- Rzedowski, J. y G. Calderón de R. 1979. Flora fanerogámica del Valle de México. Vol. 1. Ed. CECSA, México D. F. 385 pp.
- Rzedowski, J. y G. Calderón de R. 1985. Flora fanerogámica del valle de México. Vol. 2. Instituto de Ecología A. C., México, D. F.
- Sauerborn, J. 1991. Parasitic flowering plants. Ecology and management, Verlag Josef Margraf, Weikerheim, Alemania
- SEMARNAT. 2002. Norma oficial mexicana NOM-059-ECOL-2001-protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies. Diario Oficial, México D. F.
- Sosa, V. y A. Gómez-Pompa (Comps.). 1994. Lista florística. Flora de Veracruz. Fascículo 82. Instituto de Ecología, Xalapa, México. 245 pp.
- Sousa S., M. y E. Cabrera C. 1983. Listados Florísticos de México 2. Flora de Quintana Roo. Instituto de Biología, UNAM. México, D. F. 100 pp.
- Sterner, T. E. y A. G. Davidson. 1982. Forest insect and disease condition in Canada. Canadian Forest Service, Forest Service and Disease Survey, 46 pp.
- Téllez V., O. 1994. Flora, vegetación y fitogeografía de Nayarit, México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. 166 pp.
- Torres C., R., L. Torres C., P. Dávila A, y J. L. Villaseñor R. 1997. Listados florísticos de México 16. Flora del distrito de Tehuantepec, Oax. Instituto de Biología, UNAM, México, D. F. 68 pp.
- Trellease, W. 1916. The genus *Phoradendron*. A monographic revision. University of Illinois, Urbana, E.U.A. 129 pp.
- Trellease, W. 1926. Loranthaceae. En: P. C. Standley. Trees and shrubs of Mexico. *Contr. From U. S. Nat. Herbarium* **23**: 222-235.
- Vázquez O., G., H. Piccini E., J. F. Martínez C. y R. Romero C. 1996. Plantas parásitas: un problema para los árboles de la ciudad de Guadalajara, México. p. 4d. En: Ocho Columnas, secc. Ciencias Naturales y Agropecuarias. martes 3 de diciembre.



- Vázquez-García, J. A. y T. Givnish 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure and diversity in the sierra de Manantlán. *Journal of Ecology* **86**: 999-1020.
- Vázquez-García, J. A., M. Cházaro B., G. Nieves H., Y. L. Vargas-Rodríguez, M. Vázquez-García y A. Flores M. 2004. Flora del norte de Jalisco y etnobotánica huichola. Universidad de Guadalajara, México. 181 pp.
- Vázquez-García, J., A., R. Cuevas G., H. H. Iltis, T. S. Cochrane y L. Guzmán H. 1995. Flora de Manantlán. *Sida Botanical Miscellany* **13**: 1-312.
- Vega A., R., G. A. Bojorquez B. y F. Hernández A. 1989. Flora de Sinaloa. Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, México. 49 pp.
- Vela G., L. 1998. Listado de flora y fauna en el estado de Zacatecas. *Gaceta SEMARNAP* **2**(3): 1-56.
- Villarreal Q., J. A. 2001. Listados Florísticos de México 23. Flora de Coahuila. Instituto de Biología, UNAM, México, D. F. 138 pp.
- Villavicencio N., M. A., B. E. Pérez E. y A. Ramírez A. 1998. Lista florística del estado de Hidalgo. Recopilación bibliográfica. Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad Autónoma del estado de Hidalgo, Pachuca, Hgo. 147 pp.
- Visser, J. 1981. South African parasitic plants. Juta, Cape Town, Sudáfrica. 171 pp.
- Watson, D. M. 2001. Mistletoes: a keystone resource in forest and woodlands worldwide. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* **32**: 219-250.
- Watson, D. M. 2004. Mistletoe: a unique constituent of canopies world-wide. Pp. 212-223. En: M. D. Lowman, M. D. y H. B. Rinker. (eds.) . Forest Canopies. Elsevier/Academic Press. San Diego, Ca.
- Wiens, D. y B. Barlow. 1971. The cytogeography and relationship of the Viscaceae and Eremolepidaceae mistletoes. *Taxon* **20**(2): 313-332.
- Wiens, D. y C. L. Calvin 1987. Epiparasitism in mistletoes. *The Golden Bought (Royal Botanical Garden, Kew)* **9**: 3-5.
- Wiens, D. y F. G. Hawksworth. 2002. New species of *Phoradendron* (Viscaceae) from Mexico and Guatemala and a synopsis in section Pauciflorae. *Aliso* **21**(1): 33-43.
- Wiggins, I. L. 1980. Flora of Baja California. Stanford University Press, California. 420 pp.

## ANEXO 1

Listado de plantas parásitas del Estado de Jalisco, México. Para cada especie se citó en lo posible un sólo espécimen por cada provincia florística del occidente de México (Rzedowski, 1978): Sierra Madre Occidental (SMO), Serranías Meridionales del Eje Neovolcánico (SM-EN), Serranías Meridionales de la Sierra Madre del Sur (SM-SMS), Altiplano (A), Costa Pacífica (CP) y Depresión del Balsas (DB).

### Cuscutaceae

- Cuscuta arvensis* Beyr., SM-EN: Tuxpan, Nevado de Colima, C. G. Pringle 3111, det. C. G. Pringle (MEXU).
- Cuscuta corymbosa* Ruiz & Pav., SM-EN: Jocotepec, Barranca de Sayula, al SE de San Pedro Tesistán, bosque tropical caducifolio, J. A. Machuca N. 7026 (IBUG, IEB, WIS, XAL).
- Cuscuta floribunda* Kunth., SM-EN: San Gabriel, R. McVaugh 10023, det. T. Yuncker (MEXU).
- Cuscuta glabrior* (Engelm.) Yunck., SM-EN: Arandas, L. M. V. de Puga 13976, det. J. J. Guerrero-Nuño (IBUG)
- Cuscuta gracillima* Engelm., CP: de Cihuatlán, Jal. a Manzanillo, Colima, C. R. Orcutt 4457, det. J. M. Greenman (IBUG).
- Cuscuta mitraeformis* Engelm., CP: Tomatlán, Playón de Mismaloya, Estero El Ermitaño, 11 mar. 1988, A. Rodríguez, R. Ramírez, L. Vigueras 1183, det. R. Ramírez Delgadillo 1993 (IBUG); SM-EN: Tapalpa, Cerro Rabón, 2440 m snm, 03 oct 1998, vegetación acuática en bosque de pino, rara, E. M. Barba 10 (IBUG).
- Cuscuta potosina* W. Schaffn. ex S. Watson, A: Ojuelos, Rancho Las Papas de Arriba, 4.5 km NE de Gpe. Victoria, 21°43'48" N, 101°39'48" W, 2260 m snm, 13 oct. 2000, ladera S, en matorral xerófilo, con *Opuntia*, *Dasylyrion acrotriche*, *Ferocactus histrix*, *Jatropha dioica*, *Perymenium mendezii* y *Asclepias linaria*, parasitando a *Stevia micrantha*, L. A. García-R. 451, det. L. A. García-R. junio 2001 (IBUG).
- Cuscuta rugoscipes* Yunck., SM-EN: San Gabriel, L. M. González-V. 3309 (IBUG).
- Cuscuta tinctoria* Mart. ex Engelm., SM-EN: Zapotlán el Grande, D. P. Gregory 293, det. R. McVaugh (MEXU); SM-SMS: Talpa de Allende, J. L. López-S. s.n., det. L. Rico (IBUG).

*Cuscuta umbellata* Kunth, A: Cuquiño, *L. Camacho-C. 42*, det. R. Ornelas U. (IBUG); CP: Casimiro Castillo, *L. M. V. de Puga 9856*, det. L. Rico (IBUG); SM-SMS: Talpa de Allende, *J. A. Vázquez-G. 1175*, det. H. Luquín (IBUG); SM-EN: Tonila, *M. Ramírez-G. s.n.*, det. De Niz Lara (IBUG).

### Krameriaceae

*Krameria cuspidata* C. Presl., CP: La Huerta, Estación de Biología Chamela UNAM, 100 m s.n.m., 26 jul 1982, bosque tropical caducifolio, arbustiva, *J. Rzedowski 37884*, det. J. Rzedowski (ENCB, MEXU); SMO: Mezquitic, Chalate, Jurisdicción San Andrés Cohamiata, clima caliente, 13 oct. 1991, *R. Muñoz-U. s.n.*, det. A. Rodríguez-C. (IBUG).

*Krameria erecta* Willd. ex Schult., SM-EN: San Cristóbal de la Barranca, 1200 m s.n.m., 14 ago 1984, bosque tropical caducifolio, *R. Hernández-M. y F. J. Santana M. 9593*, det. R. McVaugh 1994 (MEXU).

*Krameria interior* Rose & Painter, A: Colotlán, Rancho Los Aguajes, 10 km al S de Colotlán, carretera Tlatenango-Colotlán, 2000 m s.n.m., 14 ago. 1989, bosque tropical caducifolio, con *Ipomoea*, *Eysenhardtia*, *Bursera* y *Acacia*, en suelo arcilloso negro, poco frecuente, *A. Flores-M. 1658*, det. C. Ramírez-S.

*Krameria ixine* Loefl., CP: La Huerta, 1 km al SE de la Estación de Biología Chamela, carretera Barra de Navidad-Puerto Vallarta, 27 oct 1981, en bosque tropical caducifolio, con *Bursera*, *Agave*, *Caesalpinia*, *Aeschynomene*, *Mimosa* y *Cyrtocarpa*, 50 m s.n.m., arbustiva, *E. J. Lott y J. A. Solís-M. 601*, det. B. B. Simpson 1987 (ENCB).

*Krameria pauciflora* Moc. & Sessé ex DC., A: Totatiche, en bosque tropical caducifolio, 1800 m s.n.m., 16 ago. 1983, *R. Hernández-M. y F. J. Santana-M. 9399*, det. R. McVaugh (1994) (IBUG, MEXU).

*Krameria prostrata* Brandegees, SM-SMS: Autlán de Navarro, one mile S of Autlán, 21 ago 1949, dry, over-grazed, cactus-covered slopes, common, *R. L. y C. R. Wilbur 2467* (IBUG); SM-EN: Guadalajara, al E del camino a la hidroeléctrica de Huentitán, 1390 m s.n.m., 02 ago 1977, bosque tropical caducifolio, con *Ipomoea intrapilosa*, *Bursera*, *Bombax* y *Karwinskia humboldtiana*, *S. Carvajal* et al. 289, det. R. Guzmán-M. (IBUG).

*Krameria secundiflora* Moc. & Sessé ex DC., SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, 18 ago. 1949, dry, over-grazed, cactus covered slopes, *R. L. y C. R. Wilbur 2408*, det. B. B. Simpson (1988), confirmó R. McVaugh (1994) (MEXU); SM-EN: Guadalajara, barranca del río Santiago, 15 km N of Guadalajara, 08 ago. 1965, bosque

tropical subcaducifolio, *L. E. Detling 9595*, det. B. B. Simpson 1987 (ENCB).

### Lennoaceae

*Lennoa madreporoides* Lex., CP: La Huerta, Playa Tenacatita, 23 ago. 1975, vegetación subacuática, *R. Guzmán M. 200*, det. J. Rzedowski (IBUG); A: Paso de La Troje, near km 36 of Ojuelos to Aguascalientes, near Cerro La Campana, 2100 m s.n.m., 09 ago. 1958, scattered on south-facing hills among rocky slope in *Bouteloua* grassland, *R. McVaugh 16828* (ENCB); SM-EN: Las Juntas, Juanacatlán, 1500 m s.n.m., *L. M. Villareal de Puga s.n.* (ENCB); Guadalajara, Dr. *Blas P. Reko s.n.*, det. G. Yatskievich (1982).

### Loranthaceae

*Cladocolea cupulata* Kuijt, injerto, SM-EN: San Martín Hidalgo, cerca del Tezcalame, brecha entre Ameca y Quila, 1600 m s.n.m., 06 may. 1988, bosque *Pinus* y *Quercus*, *M. Cházaro B. et al. 5458*, det. M. Cházaro B. (IBUG, IEB); SM-SMS: Mascota, Laguna de Juanacatlán, 1800 m s.n.m., 14 jun. 1974, bosque *Pinus* y *Quercus*, *C. L. Díaz Luna 5155*, det. Job Kuijt (GUADA, ENCB).

*Cladocolea gracilis* Kuijt, injerto, DB: Jilotlán de los Dolores, 3 km brecha de Tepalcatepec Michoacán a Jilotlán de los Dolores, a 1 km de la presa Tepalcatepec, bosque tropical caducifolio, 400 m s.n.m., 27 jul. 1988, *M. Cházaro B. y A. Flores M. 5614*, det. M. Cházaro B. (IBUG, IEB, XAL).

*Cladocolea grahamii* (Benth.) Tiegh., SM-EN: Tapalpa, junto a cultivos, Los Pocitos, 2600 m s.n.m., 13 jun. 1999, bosque de pino, poco común, *E. M. Barba 475*, det. E. M. Barba (IBUG); SM-EN: Zapotlán el Grande, Nevado de Colima, brecha que va del Fresnito al refugio de Las Joyas, 2000 m s.n.m., 03 jul. 1989, bosque *Pinus* y *Quercus*, *M. Cházaro B. et al. 6008* (IBUG, IEB, WIS, XAL); SM-SMS: Autlán de Navarro, Cerro Alto Las Yeguas, 4-5 km distancia aérea al NE de la Estación Científica, Las Joyas (El Zarzamoro), 19°37' N, 104°14' W, 27 dic. 1984, 2100 m s.n.m., bosque *Pinus* y *Quercus*, *E. J. Judziewicz y T. S. Cochrane 5028* (WIS).

*Cladocolea inconspicua* (Benth.) Kuijt, "mal ojo", SMO: Bolaños, Casa Vieja-La Playita, Bolaños, 10 abr. 2004, 1000 m s.n.m, bosque tropical caducifolio, con *Ipomoea murucoides*, *Coursetia* sp., parásita. *J. A. Vázquez-García et al. 7823*, det. J. A. Vázquez-García (IBUG).

*Cladocolea inorna* (B.L. Rob. & Greenm.) Kuijt, SM-EN: Magdalena, Plan de Barrancas, carretera Tequila a Tepic, 900 m s.n.m., 09 may. 1987, bosque

- tropical caducifolio, *M. Cházaro B.* y *P. Hernández* 4736 (IBUG, IEB, XAL, WIS); SMO: Bolaños, Rancho El Gallinero, 15 km al NE de Bolaños, 1500 m, 15 jun. 1990, *A. Flores M.* et al. 1827, det. *A. Flores M.* (IEB); SM-SMS: Tuxcacuesco, 13-14 km al NW de Tolimán, 1 km al N de Tuxcacuesco, 19°42'36"N 103°59'18"W, 03 nov. 1990, 800 m s.n.m., matorral xerófilo, *L. Guzmán H.* et al. 872, det. *R. Cuevas* y *G. Junco* (1990) (IEB, MEXU, MICH, WIS, XAL, ZEA); CP: Tomatlán, alrededores del estero "El Ermitaño", 24 sep. 1994, 0-5 m s.n.m., bosque de galería, *R. Acevedo R.* y *C. Reyes H.* 1502a, det. *M. Cházaro B.* (WIS, XAL).
- Cladocolea loniceroides*** (Tiegh.) Kuijt, "injerto de gato", SM-SMS: Autlán: 4 km S of Ahuacapan on road to Corralitos, Sierra de Manantlán, 19°39" N, 104°20" W, 1400 m s.n.m. 11 mar. 1987, in *Quercus* forest with *Pinus*, transition zone with *Quercus* and *Heliocarpus*, *H. H. Iltis* et al. 2944 7, det. *M. Cházaro B.* (WIS).
- Cladocolea mcvaughii*** Kuijt, SM-SMS: Tecalitlán: Sierra del Halo, near lumber mill road leading to San Isidro, 2-5 miles from Colima highway, 7 miles SSW of Tecalitlán, *R. McVaugh* 15008, det. *J. Kuijt* (MICH).
- Cladocolea microphylla*** (Kunth) Kuijt, SM-EN: Zapotlán el Grande, base of Nevado de Colima, 16 may. 1893 *C. G. Pringle* 4369, det. *M. Ortíz O.* (MEXU, MO).
- Cladocolea oligantha*** (Standl. & Steyerem.) Kuijt, CP: La Huerta, Vieja casa de visitantes, Estación Biológica de Chamela. 20-50 m s.n.m., 29 jun. 1982, *E. J. Lott* 1106, det. *Job Kuijt* (1983) (ENCB, MEXU); SM-EN: Jocotepec, Sierra Las Vigas, subiendo por San Juan Cosalá, 16 dic. 1990, *M. Cházaro B.* y *J. A. Machuca N.* 6482 (WIS, XAL).
- Cladocolea pringlei*** Kuijt, SM-EN: Tapalpa, Juanacatlán, 2700 m s.n.m., 03 nov 1976, bosque pino-encino, *C. L. Díaz Luna* 6424, det. *Job Kuijt* (GUA-DA).
- Psittacanthus calyculatus*** (DC.) G. Don, SM-SMS: Autlán de Navarro, 1.5 km SE de Las Joyas, 1950 m s.n.m., 01 ene. 1984, *H. H. Iltis* y *R. Guzmán M.* 29051 (IBUG); SM-EN: Arandas, antena de microondas, ladera norte de Cerro Gordo de San Ignacio, 2600 m s.n.m., 11 Marzo 1992, *J. J. Reynoso-D.* y *R. Ramírez-D.* 717 (IBUG); SM-EN: Ameca, 5 km después de Ameca en la brecha al Tezcalame, Sierra de Quila, 1500 m s.n.m., 02 oct. 1988, *M. Cházaro B.* et al. 5708 (IBUG, WIS, XAL); A: Lagos de Moreno, Presa de El Cuarenta, entre Lagos y Ojuelos, 2100 m s.n.m., 30 jul. 1985, *F. J. Santana M.* 1572 (IBUG); SMO: Mezquitic, entre Charca Azul y Pinos Altos, *F. J. Santana M.* 1807 (MEXU); CP: La Huerta, along road to Quemaro area, 26.1 km NW of Chamela Biological Field Station on Hwy 200, 16 nov 1990, *B. Rothschild* y *M. G. Ayala.* 79 (UC, WIS).
- Psittacanthus macrantherus*** Eichler, SMO: Huejuquilla el Alto, 4 km al SW de Tenzompa, rumbo al Corral Blanco, 1800 m s.n.m., 08 oct. 1990, *A. Flores M.* 2101 (WIS); SM-SMS: San Sebastián del Oeste, Real Alto, La Bufa, 01 feb. 1927, *Ynex Mexia* 1611 (MO).
- Psittacanthus palmeri*** (S. Watson) Barlow & Wiens, SM-EN: Hostotipaquillo, La Venta a Ixtlán, 1100 m s.n.m., 09 oct. 1922, *B. P. Reko.* 4498 (MEXU); SM-SMS: Autlán de Navarro, 2.5-3.5 km S of El Chante, along road to Manantlán, ca. 18 km E-SE of Autlán, 1000 m s.n.m., 04 ene. 1979, *H. H. Iltis* et al. 1126 (WIS); SMO: Huejuquilla el Alto, Bajío de Maderas, 15 km al N de Huejuquilla, 10 oct. 1990, 2200 m.s.n.m., *A. Flores M.* 2144 (WIS).
- Psittacanthus ramiflorus*** (DC.) G. Don, "mal ojo" o "injerto", SM-SMS: Cabo Corrientes, camino El Tuito-Minas de Zimapán, Sierra de Cuale, 1200 m s.n.m., 12 jul. 1987, *L. M. González V.* y *J. A. Pérez de la Rosa* 3114 (IBUG).
- Psittacanthus schiedeianus*** (Schltdl. & Cham.) Blume, SM-SMS: Autlán, Sierra de Manantlán, *D. De Níz,* *F. J. Santana M.* y *G. Jiménez* 269. (WIS, ZEA); CP:, Casimiro Castillo, *H. H. Iltis* et al. 30987 (ZEA).
- Struthanthus condensatus*** Kuijt, "injerto" o "mal ojo", SM-EN: Zapotitlán de Vadillo, 2 km después de El Fresnito, rumbo al parque nacional Nevado de Colima, 1600 m s.n.m., 19 oct. 1988, bosque *Pinus-Quercus*, *M. Cházaro B.* et al. 5730, det. *M. Cházaro B.* (IBUG, WIS, XAL); CP: La Huerta, trayecto entre El Higueral y Juan Gil Preciado, 16 ago. 1991, 200 m s.n.m, bosque tropical subcaducifolio, *A. Flores M.* y *P. Ramos G.* 2936, det. *A. Flores M.* (1991) (WIS).
- Struthanthus interruptus*** (Kunth) Blume (= *S. venetus* (Kunth) Blume), "mal ojo", CP: La Huerta, Playa El Tecuán, a 12 km de la carr. Barra de Navidad-Puerto Vallarta, 27 jun 1986, dunas de vegetación halófila, *H. Arreola N., L. Guzmán H.* 457, det. *M. Cházaro* (1987) (IBUG); SM-EN: Tonila, 2 km sobre la brecha que parte de Atenquique y llega hasta el albergue del Volcán de Fuego, 1250 m s.n.m., 30 abr. 1990, bosque tropical caducifolio, *J. A. Machuca N., M. Cházaro B.* y *A. Ruíz M.* 6490, det. *M. Cházaro B.,* 1990 (IBUG, WIS, XAL).

## Monotropaceae

- Monotropa hypopitys*** L. (= *Hypopithys multiflora* Scop.) SM-EN: Tapalpa, Los Pocitos, 2600 m s.n.m., 22 ago. 1999, en sotobosque de pino, escasa, de 30 cm de alto, *E. M. Barba* 846, det. *L. M. González Villarreal* (IBUG); SM-SMS: Autlán de

Navarro, Sierra de Manantlán, *R. Cuevas-G. 1527* (WIS, ZEA).

## Olacaceae

*Schoepfia schreberi* J.F. Gmel., CP: La Huerta, Estación Científica Chamela, *E. J. Lott . 2334, 3596 y 2780* (MEXU).

*Ximenia americana* L., CP: Autlán de Navarro, *F. J. Santana M., D. De Niz y G. Jiménez 5450* (ZEA, IMECBIO).

*Ximenia parviflora* Benth., SM-EN: Guadalajara, ladera rocosa, ladera SW de la Barranca del Río Santiago, bajando el camino empedrado hacia los Baños de Oblatos, exposición N, 1445 m s.n.m., 23 abr. 1996, bosque tropical caducifolio, vegetación secundaria en ciertas partes y ganado evidente, arbustiva muy escasa, de 40 cm de alto, *M. Harker et al. 1594*, det. M. Harker (IBUG).

*Ximenia pubescens* Standl., CP: La Huerta, bahía de Chamela, playa Los Negritos, *E. J. Lott 1016 y 1118* (MEXU).

## Opiliaceae

*Agonandra racemosa* (DC.) Standl., SM-EN: Atoyac, *E. Villegas F. y M. A. Macías R. 278*, det. R. Ramírez D. (IBUG); SM-SMS: Autlán de Navarro, *L. Guzmán H. y G. López 650* (ZEA, IMECBIO); SM-EN: Guadalajara, Barranca de Oblatos, a un lado del camino empedrado, 1500 m s.n.m., 05 mar. 1997, bosque tropical caducifolio, *R. Acevedo R. y M. Hernández-Galaviz 1695*, det. R. Acevedo R. (WIS, XAL); SMO: San Martín de Bolaños, *A. Flores-M. 311*(IBUG).

## Orchidaceae

*Corallorhiza bulbosa* A. Rich. & Galeotti, SM-EN: Mazamitla, El Tigre, 6 km al SE de Mazamitla, bosque mesófilo de montaña, 18 oct. 1987, 2600 m s.n.m., *R. Soltero-Q. 681*, det. R. González-Tamayo (IBUG).

*Corallorhiza maculata* Raf., SM-SMS: Tapalpa, Cerro Estepeme, sotobosque de pino, 20 sep 1998, 2600 m s.n.m., escasa de 40 cm de alto, *E. M. Barba 51*, det. E. M. Barba (IBUG).

*Corallorhiza odontorhiza* (Willd.) Nutt., SM-SMS: Mascota, entre Mascota y La Ermita, 27 dic. 1981, 1550 m s.n.m., bosque de pino y encino, *R. González-T. et al. s.n.*, det. R. González-Tamayo (IBUG).

*Hexalectris brevicaulis* L.O. Williams, SM-SMS: Autlán de Navarro, 2 km al SW de Ahuacapán, 03 oct. 1991, 1500 m s.n.m., bosque de encino, *F. J. Santana-M. y D. de Niz-L. 5495* (IBUG); SM-EN: Tecolotlán, cercanías de Los Ailes, 23 nov. 1985,

1800 m s.n.m., bosque de encino, *R. Ramírez-D. 92* (IBUG).

*Hexalectris grandiflora* (A. Rich. & Galeotti) L.O. Williams, SM-EN: Tapalpa, 3 km al NE de Juanacatlán, camino a Atemajac de Brizuela, 01 ago. 1985, 2200 m s.n.m., bosque de pino y encino, *R. Soltero-Q. 463* (IBUG).

*Hexalectris parviflora* L.O. Williams, SM-SMS: Mascota, *I. Contreras V. s.n* (IBUG); SM-EN: Atengo, 4 km al NE del rancho El Trigo de Alteña, camino al cerro La Tetilla, 03 mar. 1985, 1700 m s.n.m., bosque de pino y encino *R. Soltero-Q. 414* (IBUG).

## Orobanchaceae

*Conopholis alpina* Liebm., SMO: Mezquitic, km 50 camino Bolaños-Tenzompa, al NE de Pinos Altos, comunidad indígena de Santa Catarina, bosque *Pinus-Quercus*, 22 ago. 1987, 2730 m s.n.m. *L. M. González V. y J. A. Pérez de la Rosa 3160* (IBUG).

*Orobanche dugesii* (S. Watson) Munz (= *O. ludoviciana* Nutt.), SM-EN: Tepatitlán de Morelos, Cerro Gordo de San Ignacio, Barranca de La Boyera (casita al pie de la subida), 21 oct. 1998, 1950 m s.n.m., 20°46'11"N, 102°37'32"W, bosque tropical caducifolio, herbácea escasa. *L. Wynter-W. et al. 39*, det. F. J. Santana-M. (IBUG); SM-EN: Joctotepec, ladera S del Cerro Viejo, base de la Peña del Burro, 06 ene. 1991, 2670 m s.n.m., bosque de *Quercus*, *J. A. Machuca N. 6620*, det. M. Cházaro B. (WIS).

## Rafflesiaceae

*Bdallophytum americanum* (R.Br.) Harms (= *B. bambusorum* (Liebm.) Harms), SMO: Bolaños, Rancho El Gallinero, 15 km al NE de Bolaños, 15 jun. 1990, 1500 m s.n.m., bosque tropical caducifolio, *A. Flores M. y G. Martínez P. 1840*, det. A. Flores M. (1990) (IBUG, IEB); SM-EN: Guadalajara, Barranca de Huentitán., 14 jul. 1990, 1300 m s.n.m., selva baja caducifolia, *J. J. Guerrero N. y G. Martínez P. 865*, det. M. Cházaro B. (1990) (IBUG, IEB).

*Pilostyles thurberi* A. Gray., SM-EN: Tala, cerro al SW de Cruz Vieja, 23 dic. 1990, 1650 m s.n.m. bosque tropical caducifolio, parásita de *Calliandra*, *J. A. Machuca N. 6600*, det. M. Cházaro B. (1991) (IBUG, IEB).

## Scrophulariaceae

*Agalinis peduncularis* (Benth.) Pennell, SMO: Bolaños, 19 oct. 1983, 2610 m s.n.m., bosque de pino y encino, *E. J. Lott et al. 2067*, det. I. Méndez-L. (1989) (MEXU); SM-EN: Mazamitla, La Llorona Country Club, 2100 msnm, bosque de *Pinus-*

- Quercus*, *M. Cházaro-B.* y *C. Reyes H.* 7440 (IBUG, XAL, WIS).
- Buchnera elongata*** L., SMO: Mezquitic, a las afueras de San Andrés Cohamiata, bosque de pino-encino, *C. Chávez-R.* 1. 9. 9. 9[D.], (IBUG); A: Cañadas de Obregón, *L. M. V. de Puga* 8992 (IBUG); CP: Puerto Vallarta, 38 km al S de Puerto Vallarta, 16 dic. 1979, 150 m s.n.m., bosque tropical subcaducifolio, herbácea, *G. Nieves* et al. 5, det. R. Ornelas (IBUG).
- Buchnera mexicana*** Hemsl., SM-EN: Guadalajara, 12 nov. 1888, *C. G. Pringle* 1783 (MEXU).
- Buchnera obliqua*** Benth., SM-SMS: Cuautitlán de García Barragán, cerro alto Las Yeguas, Sierra de Manantlán, 1,600 msnm. *T. S. Cochran*, *E. J. Judziewicz* y *R. Guzmán* 10808 (IBUG, XAL, WIS); SM-EN: Tlaquepaque, *L. M. V. de Puga* s.n. (IBUG).
- Buchnera pusilla*** Kunth, CP: La Huerta, 1 km al W de El Rincón, 13 nov. 1960, 550 m s.n.m., sabana tropical, herbácea, *J. Rzedowski* 14940, det. C. P. Cowan (1983) (IBUG); SM-EN: Tamazula de Gordiano, 26 oct. 1973, 1900 m snm, bosque de pino y encino, *J. Rzedowski* y *R. McVaugh* 1120, det. A. R. López-F. (1983) (MEXU).
- Castilleja albobarbata*** Iltis & G.L. Nesom, SM-SMS: Cuautitlán, al E del Cerro Las Capillas, Sierra de Manantlán, 2800-2860 m s.n.m., 10 oct. 1980, bosque de *Pinus-Abies*, *H. H. Iltis* y *R. Guzmán* M. 3227 (TEX, WIS).
- Castilleja angustifolia*** M. Martens & Galeotti, SM-EN: Jocotepec, *L. M. V. de Puga* 10029 (IBUG); A: San Miguel el Alto, *J. A. Pérez de la Rosa* 438 (IBUG).
- Castilleja arvensis*** Cham. & Schldl., “cabeza de grulla”, SM-EN: Arandas, lado W del cráter (sobre el filo) de Cerro Gordo de San Ignacio, 2500 m s.n.m., 13 jun. 1997, bosque de encino, herbácea frecuente, *L. Wynter W.* et al. 26, det. F. J. Santana-M. (IBUG); SMO: Bolaños, 06 jul 1996, bosque de encino y pino, *J. Calónico-S.* y *G. Flores-F.* 2530, det. I. Méndez-L. (1996) (MEXU); A: Huejuquilla el Alto, 1800 m s.n.m., 01 nov. 1963, *J. Rzedowski* 17608, det. J. Rzedowski (MEXU); SM-SMS: San Sebastián del Oeste, camino de brecha de San Sebastián a La Bufa, 26 mar. 1996, bosque de pino y encino, herbácea frecuente, *J. J. Reynoso-D.*, *M. Harker* et al. 2959, det. R. Cuevas-G. (IBUG).
- Castilleja cryptandra*** Eastw., SM-EN: Tolimán, near timberline and above, on rocks or steep loose volcanic gravels, peak of the Nevado de Colima, 3300 m s.n.m., 13 sep. 1952, *R. McVaugh* 12910, det. R. McVaugh (MEXU, MICH).
- Castilleja gracilis*** Benth., SM-EN: Mazamitla, *R. Acevedo-R.* et al. 1676 (IBUG).
- Castilleja integrifolia*** L., SM-SMS: Cuautitlán de García Barragán, Sierra de Manantlán, 3 miles W of El Guisar, 2100 m s.n.m., 23 nov. 1968, *F. Boutin* y *F. Brandt* 2550, det. F. Ramos-M. (MEXU).
- Castilleja lithospermoides*** Kunth, SMO: Bolaños, km 27 por la brecha de Bolaños a Tenzompa, *F. J. Santana-M.* 1890 (IBUG).
- Castilleja mcvaughii*** N.H. Holmgren, SM-SMS: Cuautitlán de García Barragán, Cerro Las Capillas, Sierra de Manantlán, *H. H. Iltis* 2410 (IBUG).
- Castilleja nervata*** Eastw., SM-SMS: Cuautitlán de García Barragán, Sierra de Manantlán, 15 feb. 1989, 1750 m s.n.m., bosque de pino, *G. López* y *L. Guzmán-H.* 44 (MEXU, ZEA).
- Castilleja pectinata*** M. Martens & Galeotti, SM-EN: Tapalpa, Agua Zarca, 2500 m s.n.m., 06 sep. 1999, sotobosque en pino, poco frecuente, hierba de 100 cm de alto, *E. M. Barba* 1048, det. E. M. Barba (IBUG).
- Castilleja schaffneri*** Hemsl., A: Teocaltiche, *L. M. V. de Puga* 5212 (IBUG).
- Castilleja scorzonrifolia*** Kunth, SMO: Mezquitic, 500 m al E de San Andrés Cohamiata, *C. Chávez-R.* 1. 1. 4[B.] (IBUG); SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, *L. M. González-V.* s.n. (IBUG); SM-EN: Tonila, Nevado de Colima, bosque de *Pinus hartwegii*, 3430 m s.n.m., 09 ago. 1986, *S. Zamudio-R.* 4267, det. S. Zamudio R. (MEXU).
- Castilleja stenophylla*** M.E. Jones, SM-EN: Zapotlán el Grande, Nevado de Colima, 1850 m s.n.m., 08 oct. 1985, bosque de pino y encino, *B. Bartholomew* et al. 2792 (MEXU).
- Castilleja tenuiflora*** Benth., “borrego”, SMO: El Mezquitil, Durango, de Huejuquilla subiendo a Canoas, 09 ago. 2003, bosque de *Pinus-Quercus*, herbácea, *J. A. Vázquez G.* et al. 7291, det. J. A. Vázquez-García (IBUG); SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, *H. H. Iltis* y *R. Guzmán* 29098 (IBUG); SM-EN: Concepción de Buenos Aires, *L. M. V. de Puga* et al. 1564 (IBUG); A: Jalostotitlán, 23 ago. 1953, *W. E. Manning* y *M. S. Manning* 531269 (MEXU).
- Pedicularis angustifolia*** Benth., SMO: Mezquitic, Pinos Altos, *A. Rodríguez C.* et al. 485 (IBUG); SMO: Mezquitic, Pinos Altos, *F. J. Santana-M.* et al. 1814a (IBUG) (citado por Vázquez-García et al. 2004, como *P. canadensis* L. como 1814b).
- Pedicularis glabra*** McVaugh & Mellich., SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, *P. D. Sorensen*, *H. H. Iltis* y *G. Schatz* 7924 (IBUG); SM-EN: Tequila, volcán de Tequila, *F. J. Santana-M.* 1681 (IBUG).
- Pedicularis gordonii*** McVaugh & Koptur, SMO: Bolaños, camino viejo de Bolaños a Berberia, *R.*

*McVaugh* 25882 (MICH).

***Pedicularis mexicana*** Zucc. ex Bunge, SM-EN: Tapalpa, Agua Zarca, 2400 m s.n.m., 27 jun. 1998, vegetación acuática, rodeada de bosque de pino, escasa de 30 cm de alto, *E. M. Barba* 557, det. E. M. Barba (IBUG).

***Pedicularis orizabae*** Schltldl & Cham., Mezquitic, 6 km NE de Nueva Colonia, *J. A. Vázquez* et al. 7071. Det. *J. A. Vázquez-G.* (IBUG).

***Pedicularis tripinnata*** M. Martens & Galeotti, SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, *A. Vázquez* 3318 (WIS, ZEA); SM-EN: Tapalpa, Agua Zarca, 2440 m s.n.m., 15 ago. 1999, sotobosque de pino, poco común, de 40 cm de alto, *E. M. Barba* 740, det. E. M. Barba (IBUG).

***Seymeria decurva*** Benth., SMO: Huejuquilla el Alto, 4 Km al SW de Tenzompa, rumbo al Corral Blanco, *A. Flores M.* 2090 (IBUG); SM-SMS: Talpa de Allende, *J. A. Vázquez-G.* 1222 (IBUG).

***Seymeria glandulosa*** (Pennell) Standl., SM-SMS: Atenguillo, bosque de pino y encino, 1900 m s.n.m., 30 oct. 1973, *D. E. Breedlove* 35770 (MEXU).

***Seymeria integrifolia*** Greenm., SM-EN: Ameca, *E. J. Lott* et al. 1306 (IBUG); SM-EN: Etzatlán, 02 oct. 1903, *C. G. Pringle* 8767, det. *F. W. Pennell* (1934) (MEXU); A: Yahualica de González Gallo, *J. A. Machuca-N.* 6117 (IBUG).

***Seymeria pennelli*** B.L. Turner, SMO: Bolaños, 19 oct. 1983, bosque de pino y encino, 2610 m s.n.m., *E. J. Lott* et al. 2066, det. *B. L. Turner* (1984) (MEXU).

***Seymeria ramosissima*** (Pennell) Standl., Mezquita, San Andrés Cohamiata (Bauml 1994).

## Viscaceae

***Arceuthobium abietis-religiosae*** Heil., "injerto", SM-EN: Tonila, Nevado de Colima, brecha de El Fresnito al Refugio de la Joya, 3000 m s.n.m., 31 jul. 1989, *M. Cházaro B.* et al. 6014, det. *F. G. Hawksworth* (WIS, IBUG, IEB, XAL).

***Arceuthobium durangense*** (Hawksw. & Wiens) Hawksw. & Wiens, SM-EN: San Martín Hidalgo, Sierra de Quila, de Lagunillas al Pico de Huehuentón, 2050 m s.n.m., 10 ene. 1991, bosque *Pinus-Quercus*, *M. Cházaro B.* et al. 6503, det. *M. Cházaro B.* (WIS, XAL, ENCB, IBUG).

***Arceuthobium globosum*** Hawksw. & Wiens, SMO: Mezquitic, 35 km al NW de Bolaños, antes del rancho Bajío de Las Gallinas, camino a Tenzompa, bosque *Pinus-Quercus*, 2350 m s.n.m., 19 may. 1989, *A. Flores* et al. 1603 (XAL, IBUG); SM-EN, Tapalpa, Juanacatlán, 2700 m s.n.m., 03 nov 1976, *C. L. Díaz L.* 6421, det. *J. Kuijt* (GUADA); SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, 1 km al W del cerro de las Capillas, 09 mar. 1987,

bosque de *Pinus-Quercus-Abies*, *H. Iltis* et al. 29386, det. *J. Kuijt* (1989) (WIS, IEB).

***Arceuthobium vaginatum*** (Willd.) J. Presl., SMO: Mezquitic, 40 km al NW de Bolaños, 5 km al N del rancho Bajío de Las Gallinas, antes del Corral Blanco, *A. Flores M.* et al. 1608 (CHAPA, IBUG); SM- EN: Zapotlán el Grande, Nevado de Colima, 3300 m s.n.m., 28 jun. 1975, bosque de *Pinus hartwegii*, *C. L. Díaz Luna* 5897, det. *C. L. Díaz Luna*. (IEB, GUADA).

***Phoradendron abietinum*** Wiens. SMO: Mezquitic, 40 km al NW de Bolaños, 5 km al N del rancho Bajío de las Gallinas, antes de Corral Blanco, parásita en *Abies durangensis*. *A. Flores M.* et al. 1609 (Wiens y Hawksworth 2002).

***Phoradendron bolleanum*** (Seem.) Eichler, SMO: Mezquitic, trayecto entre Bajío de Los Amoles y Bajío del Tule, 40 km al SW de Bolaños, 2400 m s.n.m., 03 feb. 1990, bosque *Pinus-Quercus*, con especies de *Alnus*, *Juniperus*, suelo migajón arenoso, *A. Flores M.* 2334, det. *A. Flores M.* (WIS); SM-EN: Tequila, Cerro de Tequila, 2150 m s.n.m., bosque de *Quercus-Pinus-Arbutus*, *M. Cházaro B.*, *C. L. Calvin* y *K. Wilson* 5468 (IBUG, IEB, WIS, XAL); SM-SMS: Mascota, Laguna de Juanacatlán, 14 jun. 1974, 1800 m s.n.m., bosque *Pinus-Quercus*, *C. L. Díaz Luna* 5178, det. *J. Kuijt* (ENCB, XAL).

***Phoradendron brachystachyum*** (DC.) Nutt., "mal ojo" o "injerto", SM-EN: Jocotepec, Cerro Viejo, subiendo por El Molino, 05 nov. 1988, parasitando *Eysenhardtia*. *M. Cházaro B.* et al. 5756, det. *M. Cházaro B.* (IEB, WIS, XAL).

***Phoradendron calyculatum*** Trel., "injerto", SM-EN: Tequila, como a medio camino de la carretera empedrada de Tequila a la estación de microondas, Cerro de Tequila, 07 dic. 1986, 1980 m s.n.m, bosque de *Quercus-Arbutus epiparásito de Phoradendron longifolium*, *M. Cházaro B.* y *E. de La Mora B.*, 4194, det. *M. Cházaro B.* (IBUG, WIS, XAL); SMO: Mezquitic, Rancho Bajío de Las Gallinas, camino Bolaños-Tenzompa., 1605 m s.n.m., 20 may. 1989, *A. Flores M.* et al. 1605 (IBUG, WIS, XAL).

***Phoradendron carneum*** Urb., "babas de becerro", SM-EN: Tenamaxtlán, Rancho Los Encinos, 3 km al E de Miraplanes, 13 feb. 1988, parásita de *Ipomoea intrapilosa*, *R. Soltero Q.* 730, det. *A. Rodríguez C.* (IBUG, IEB); SMO: San Martín de Bolaños, La Catarina, 14 km al NW del poblado camino al Istafiate, 02 ene. 1985, parásita de *Ipomoea intrapilosa*, *A. Flores M.* y *N. Bravo.* 102 (IBUG).

***Phoradendron chazaroi*** Wiens, SM-EN: Tecolotlán, Sierra de Quila, entre Quila y el Paraje El Columpio, bosque *Pinus-Quercus*, 2000 m s.n.m., *M.*

- Cházaro B. et al. 4432, det. Delbert Wiens (IBUG, WIS, XAL).
- Phoradendron dipterum** Eichler, SM-EN: Tamazula de Gordiano, aserradero, 20 km brecha Tamazula a Manuel M. Diéguez, 27 oct. 1973, 1400 m, en bosque tropical decíduo, C. L. Díaz Luna. 4511, det. Job Kuijt (GUADA).
- Phoradendron dolichocarpum** Kuijt, DB: Jilotlán de los Dolores, 1 km sobre la brecha de Tepalcatepec a Jilotlán de los Dolores, 450 m, s.n.m., bosque tropical caducifolio, M. Cházaro B., A. Flores M. y E. Salcedo P. 5615, det. M. Cházaro B. (IBUG).
- Phoradendron falcatum** (Schltdl. & Cham.) Trel., "injerto", SM-SMS: Autlán de Navarro, Sierra de Manantlán, a 4 km de Las Joyas, hacia el Cerro del Sol y La Luna, bosque mesófilo de montaña, 1950 m s.n.m., 08 mar. 1987, M. Cházaro B., et al. 4507 (IBUG, WIS, XAL).
- Phoradendron forestierae** B.L. Rob. & Greenm., "injerto", A: Ojuelos, cañada a 10 km al E de La Paz, rumbo al cerro El Espía, 2000 m s.n.m., H. J. Arreola N. y M. Cházaro B. 677, det. M. Cházaro B. (IBUG); SM-EN: Tapalpa, Las Ánimas, 150 m al S de las instalaciones del DIF, 2100 m s.n.m., 05 jun. 1993, en vegetación riparia con *Alnus*, *Prunus*, G. González S. et al. 7, det. G. González S. (1993) (IBUG).
- Phoradendron jaliscense** Kuijt, SM-SMS: Cabo Corrientes, steep mountainside 3-10 km generally east on the road Mina de Cuale, from junction 5 km NW of El Tuito, 850-1150 m s.n.m., 19 feb. 1975, on forest of *Quercus*, R. McVaugh 26427 (holotype MICH).
- Phoradendron lanceolatum** Engelm. ex A. Gray (=Ph. *Schumannii*), A: km 32 carretera Lagos de Moreno a Ojuelos, Lagos de Moreno, en matorral xerófilo con encinos, 2000 m s.n.m., M. Cházaro B. et al. 7266, det. M. Cházaro B. (1994) (WIS, XAL); SM-EN: Tequila, carretera empedrada de Tequila a la cima del volcán Tequila (estación de microondas), M. Cházaro B. y E. de la Mora B. 4193 (IBUG, IEB, WIS, XAL).
- Phoradendron longifolium** Eichler ex Trel., "injerto", SM-SMS: Cabo Corrientes, km 11, brecha que va de El Tuito a la Mina de Zimapán (o Cuale), 02 ago. 1989, 1050 m s.n.m, bosque de *Pinus-Quercus*, con elementos del bosque tropical subperennifolio en las cañaditas, M. Cházaro B. et al. 6043, det. M. Cházaro B. (1989) (IBUG, IEB, WIS, XAL); SMO: Huejuquilla el Alto, 4 km al SW de Tenzompa, rumbo a Corral Blanco, 1800 m s.n.m., 08 oct. 1990, bosque de encino-pino, con especies de las familias Compositae, Ericaceae, A. Flores M. 2100, det. A. Flores M. (WIS); SM-EN: San Gabriel, entre Los Depósitos y Piedra Ancha, carretera de Ciudad Guzmán a El Grullo, 09 abr. 1989, 2000 m s.n.m, bosque de *Quercus-Pinus*, M. Cházaro B. et al. 5901, det. M. Cházaro B. (1989) (IBUG, WIS).
- Phoradendron nudum** Kuijt, SM-EN: Tamazula, km 86 sobre la brecha de Tamazula a Manuel M. Diéguez, en árboles de *Ficus*, C. L. Díaz Luna 4597 (MICH).
- Phoradendron piperoides** (Kunth) Trel., CP: Cabo Corrientes, entre El Tuito y Los Cuates, 615 m s.n.m., 30 jul. 1999, bosque de encino, I. M. H. Toro y R. Castellanos 1459 (IBUG).
- Phoradendron quadrangulare** (Kunth) Krug & Urb., "injerto", CP: La Huerta, Rancho Nacastillo, 2 km al W de la comunidad, 250 m s.n.m, 26 oct. 1991, bosque tropical caducifolio, A. Flores M. 3058, det. M. Cházaro B. (1991) (WIS); SM-EN: Acatlán de Juárez, trayecto de Acatlán de Juárez al cerro de Jiquitera, 31 may 1987, matorral subtropical, J. A. Machuca N. 5901, det. M. Cházaro B. (WIS, XAL); A: Lagos de Moreno, Cerro Grande, al NE de Jesús María, en los límites con Guanajuato, 22 nov. 1986, L. M. González V. y L. M. Villarreal de Puga 2283, det. M. Cházaro B. (1992) (ENCB).
- Phoradendron reichenbachianum** (Seem.) Oliv., "injerto", SMO: San Martín de Bolaños, La Zuloaga, unos 10 km al W de San Martín de Bolaños, 23 may. 1990, 1600 m s.n.m., ecotonía del bosque de encino, con elementos de bosque tropical caducifolio, A. Flores M. y G. Martínez P. 1753, det. A. Flores M. (WIS); SM-EN: Jocotepec, en el Cerro Viejo, subiendo por Las Trojes, 09 sep. 1987, Bosque de *Quercus*, M. Cházaro B. y A. Rodríguez C. 5017, det. M. Cházaro B. (WIS, XAL).
- Phoradendron rhipsalinum** Rzed., A: Ayotlán., Ayotlán, 08 nov. 1987, parasitando a *Taxodium mucronatum*, M. Cházaro B. y P. Hernández de Cházaro 5156, det. M. Cházaro B. (1987) (MEXU).
- Phoradendron robinsonii** Urb., SM-EN: Tamazula de Gordiano, 40 km al E del Aserradero, sobre el camino de Tamazula a Manuel M. Diéguez, 1700 m s.n.m., 27 oct. 1973, J. Rzedowski y R. McVaugh 1062 (ENCB, IBUG, MICH, XAL).
- Phoradendron** sp. nov. Ined. SM-EN: Zapotlán El Grande, Nevado de Colima, estación microondas Las Víboras, 29 ene. 2006, 3000 msnm, sobre *Alnus jorullensis*, M. Cházaro Basáñez, J. A. Vázquez-G. e I. Conteras V., 8551 (holótipo e isótipos: IBUG, IEB, CHAPA, ENCB, MEXU, XAL).
- Phoradendron serotinum** (Raf.) M.C. Johnst. subsp. **tomentosum** (DC.) Kuijt (=Phoradendron *villosum* Nutt), A: Huejucar, un escarpament below village San Rafael, 14 km west of Huejucar on road to Monte Escobedo, Huejucar, 22° 19 N., 103° 18 W, M. Nee y G. Diggs 25296 (LEA); A: Ojuelos, 10

km al SW de La Paz, barranca rumbo al cerro El Espía., 2150 m s.n.m., 16 nov. 1986, matorral xerófilo, *H. Arreola N. y M. Cházaro B.* 677 (IBUG).

***Phoradendron tetrapterum*** Krug & Urb., SM-EN: Tamazula de Gordiano, 14 km al E de el aserradero sobre el camino de Tamazula a Manuel M. Diéguez, 1650 m s.n.m., 27 oct. 1963, *J. Rzedowski y R. McVaugh 1071* (ENCB, MICH).

***Phoradendron velutinum*** (DC.) Nutt., SM-EN: Mazamitla, 3 km después de Mazamitla, brecha a las microondas El Montoso, 06 dic. 1987, 2000 m s.n.m., *M. Cházaro B. y P. Hernández de Cházaro 5202*, det. M. Cházaro B. (IEB, ENCB, WIS, XAL); SM-SMS: Ayutla, proximidades a playas de Las Tinajas, río Santa Mónica de Ayutla, bosque *Pinus-Quercus*, 24 ene. 1979, 1990 m s.n.m., *E. Guízar y A. Niembro 372*, det. F. Ramos M. (ENCB).

***Phoradendron vernicosum*** Greenm., SM-EN: Tala, Sierra de la Primavera, lindero W y cerco de piedra a partir arroyo Presitas hacia Platanillos, 1500 m s.n.m., 28 nov. 1987, bosque de *Pinus-Quercus* y vegetación secundaria derivada de éste, *A. Rodríguez C. y J. Reynoso D. 1139*, det. M. Cházaro B. (IBUG, WIS).

## ANEXO 2

Listado de plantas parásitas del estado de Colima SM-EN: Serranías Meridionales (Eje Neovolcánico), SM-SMS: Serranías Meridionales (Sierra Madre del Sur), CP: Costa Pacífica, DB: Depresión del Balsas.

### Lennoaceae

***Lennea madreporoides*** Lex. debe ser buscada en las dunas costeras, parasitando a *Okenia hypogea*, dado que se conoce de las costas de Guerrero, Michoacán, Jalisco, Nayarit y Sinaloa, es muy probable que este en la costa de Colima.

### Loranthaceae

***Cladocolea grahamii*** (Benth.) Tiegh., “injerto”, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, 3-4 km al noroeste de El Terrero, 2100 m s.n.m., 17 abr. 1991, bosque de *Quercus*, *D. De Niz et al. 196*, det. F. J. Santana M. (WIS).

***Cladocolea loniceroides*** (Tiegh.) Kuijt, “mal ojo de gato”, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, 1 ago. 1989, *M. Cházaro B. et al. 6020*, det. M. Cházaro B. (IBUG, XAL, WIS).

***Cladocolea oligantha*** (Standl. & Steyerl.) Kuijt, Rancho Guerrero, *M. E. Jones 423* (US).

***Psittacanthus calyculatus*** (DC.) G. Don, vista por los autores creciendo en los árboles ornamentales de Manzanillo y Colima.

***Struthanthus condensatus*** Kuijt, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha que va de El Sauz a El Terrero, 1600 m s.n.m., 1 ago. 1989, *M. Cházaro B. et al. 6025* (IBUG, XAL, WIS).

***Struthanthus interruptus*** (Kunth) Blume, “injerto” SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Terrero a Campo 4, 23 feb. 1987, *M. Cházaro B. y F. J. Santana M. 4466* (IBUG, XAL, WIS).

### Opiliaceae

***Agonandra racemosa*** (DC.) Standl., SM-EN: Comala, Rancho El Jabalí, 1500 m s.n.m., *A. Sanders 55*, det. A. Sanders (UCR).

### Scrophulariaceae

***Buchnera pusilla*** Kunth SM-EN: Rancho El Jabalí, Comala, 1500 m s.n.m., *A. Sanders 642*, det. A. Sanders (UCR).

***Castilleja arvensis*** Schldt. & Cham., “garañona”, SM-EN: Comala, Rancho El Jabalí, 1500 m s.n.m., *A. Sanders 644*, det. A. Sanders (UCR).

***Castilleja cryptandra*** Eastw., Colima, Comala, Cuchilla NE side of volcano, 22 jul. 1905, *P. Goldsmith 76* (NY).

***Castilleja nervata*** Eastw., “garañona” SM-EN: Comala, Rancho El Jabalí, 1500 m s.n.m., *A. Sanders 645*, det. A. Sanders (UCR).

***Castilleja socorrensis*** Moran. Archipiélago Revillagigedo, isla Socorro, volcán Everman R. Moran 10,870 (US) (Levin y Moran, 1990).

***Castilleja tenuifolia*** M. Martens & Galeotti. “garañona”, SM-EN: Comala, Rancho El Jabalí, 1500 m s.n.m., *A. Sanders 646*, det. A. Sanders (UCR).

### Viscaceae

***Phoradendron brachystachyum*** (DC.) Nutt., “mal ojo” o “injerto”, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, en zona de ecotonía entre el bosque tropical caducifolio y el encinar, 1600 m s.n.m., 01 ago. 1989, *M. Cházaro B. et al. 6027*, det. M. Cházaro B., 1989 (IBUG, WIS, XAL).

***Phoradendron calvinii*** Wiens, SM (SMS): *D. Wiens 7774 in 1995*, Minatitlán, Cerro Grande on road to Terrero (US), parasitando a *Cupressus lusitanica*.

***Phoradendron carneum*** Urb., “babas de becerro”, SM: SMS: Minatitlán, a 100 m de tomar la desviación de la brecha de El Sauz a El Terrero (región del Cerro Grande), 1000 m s.n.m., 01 ago. 1989, bosque tropical subperennifolio, *M. Cházaro B. et al. 6015*, det. M. Cházaro B. 1989 (IEB, IBUG, XAL, WIS).



- Phoradendron dipterum*** Eichler., SM-EN: Comala, Volcán del Fuego, Mesa de la Hierbabuena, 1800 m s.n.m., bosque mesófilo de montaña, *M. Cházaro B. y A. García G. 7280* (ENCB, IEB, MICH, WIS, XAL).
- Phoradendron falcatum*** (Schltdl. & Cham.) Trel., SM: EN. Comala, Volcán de Fuego o Colima, La Mesa de La Yerbabuena, bosque mesófilo de montaña, 19 mar. 1994, 1600 m s.n.m., *M. Cházaro B. y A. García G. 7281*, det. M. Cházaro B., (IBUG, IEB, ENCB, MEXU, XAL, WIS).
- Phoradendron falcifer*** Kuijt, SM-EN: Comala, Mesa de la Yerbabuena, Volcán de Colima, 1700-1800 m s.n.m., *M. Cházaro y A. García G. 7281* det. J. Kuijt (MICH).
- Phoradendron olivae*** Wiens, SM-SMS: Minatitlán, 2-3 km antes de llegar a El Terrero, viniendo por la brecha que parte de El Sauz, 01 ago. 1989, 1950 m s.n.m., bosque mesófilo de montaña con *Cupressus*, *M. Cházaro B. et al. 6016* (IBUG); SM-SMS: Minatitlán, siguiendo la nueva carretera de terracería que va de el Terrero a El Sauz, Cerro Grande, 24 feb. 1987, 2100 m s.n.m., bosque de *Cupressus*, *Quercus*, *Picramnia*, *M. Cházaro B. y F. J. Santana M. 4479* (WIS, XAL).
- Phoradendron quadrangulare*** (Kunth) Krug & Urb., “injerto”, SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, a 150 m s.n.m., desviación de la brecha de El Sauz-El Terrero, 01 ago. 1989, 1000 m s.n.m., bosque tropical caducifolio, *M. Cházaro B. et al. 6014*, det. M. Cházaro B., 1998 (IBUG, XAL, WIS).
- Phoradendron reichenbachianum*** (Seem.) Oliv., “injerto. SM-SMS; Comala, Cerro Grande, sobre la brecha de El Sauz a El Terrero, 1700 m s.n.m., 01 ago. 1989, bosque de *Quercus*, *M. Cházaro B. et al. 6019*, det. M. Cházaro B., 1989 (IBUG, WIS).
- Phoradendron robinsonii*** Urb., SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, zona de ecotonía del bosque tropical caducifolio con el encinar, 1600 m s.n.m., 01 ago. 1989, *M. Cházaro B. et al. 6024*, det. M. Cházaro B., 1989 (IBUG, WIS, XAL).
- Phoradendron tetrapterum*** Krug & Urb., SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha del Sauz a El Terrero, en zona de transición entre el bosque tropical caducifolio y el encinar, 1700 m s.n.m., 01 ago. 1989, *M. Cházaro B. et al. 6023*, det. M. Cházaro B., 1989 (IBUG, WIS).
- Phoradendron tonduzii*** Trel., “injerto”, SM-EN: Comala, La Mesa de la Yerbabuena, 1700-1800 m s.n.m., *M. Huerta M. 243*, det. J. Kuijt (MICH).
- Phoradendron vernicosum*** Greenm., SM-SMS: Minatitlán, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, en zona de ecotonía del bosque tropical caducifolio con el encinar, 1700 m s.n.m., 01 ago. 1989, *M. Cházaro B. et al. 6026*, det. M. Cházaro B., 1989 (IBUG, IEB, ENCB, WIS, XAL). Comala, Cerro Grande, brecha de El Sauz a El Terrero, 1700 m s.n.m, 01 ago. 1989, zona de ecotonía del bosque tropical caducifolio con el encinar, *M. Cházaro B. et al. 6022*, det. M. Cházaro B. (1989) (IBUG, IEB, ENCB, WIS, XAL).

## ANEXO 3

✦ Comparación de la riqueza de Loranthaceae, s.l., entre los estados de México (\*estados sin un listado florístico publicado).

Estado	Número especies	Fuente	Actualización (Cházaro 2006).
Chiapas	48	Breedlove (1986)	55
Veracruz	36	Cházaro et al. (2005); Sosa y Gómez-Pompa (1994).	48
Oaxaca	*	García-Mendoza (2004) y Torres et al. (1997)	47
Jalisco	36	Cházaro et al. (1992)	47
Michoacán	35	Rodríguez y Espinosa (1985)	36
Guerrero	*	Diego (2000), Fonseca (2002)	34
Durango	22	González et al. (1991)	26
Querétaro	18	Argüelles et al. (1991)	21
Puebla	*	Dávila et al. (1993)	21
Hidalgo	10	Villavicencio et al. (1998)	21
Morelos	8	Bonilla y Villaseñor (2003)	19
Nayarit	16	Téllez (1994)	18
Colima	16	Cházaro et al. (2002)	18
Tlaxcala	15	Acosta et al. (1992)	18
Estado de México	11	Matuda y Martínez (1979)	17
Sinaloa	5	Vega et al. (1989)	14
Coahuila	13	Villarreal (2002)	13
Chihuahua	*	REMIB (2005)	13
Sonora	7	Flores (1997), ined.	12
Zacatecas	9	Vela (1998)	11
Yucatán	10	Durán et al. (2000)	10
Campeche	10	Gutiérrez (2000)	10
Aguascalientes	8	García (1998)	10
Quintana Roo	7	Sousa y Cabrera (1983)	10

Nuevo León	*	Rojas (1965)	10
Baja California (península)	9	Wiggins (1980)	9
Guanajuato	*	Galván <i>et al.</i> (1994)	8
Tabasco	6	Cowan (1983)	6

## 1.5 Twenty new neotropical tree species of *Magnolia* (*Magnoliaceae*)

J. Antonio Vázquez-García, Miguel A. Muñoz-Castro, Ernesto De Castro-Arce, Rosa Murguía Araiza, Ana Teresa Nuño Rubio, Miguel de J. Cházaro-B.

### RESUMEN

Veinte nuevas especies de árboles de *Magnolia* del Neotrópico fueron propuestas: cinco de México (incluyendo dos del occidente de México), *Magnolia jaliscana*, *M. lopezobradorii*, *M. oaxacensis*, *M. sinacacolinii* and *M. vallartensis*; seis de Costa Rica: *M. costaricensis*, *M. guanacastensis*, *M. inbioana*, *M. multinervia*, *M. talamanacana* y *M. wetterii*; tres de Perú: *M. elfina*, *M. gentryi* y *M. peruviana*, dos de Ecuador: *M. equatorialis* y *M. lozanoi*; dos de Honduras: *M. atlantida*, *M. cochranii*; una de Guatemala: *M. steyermarkii* y una de Panamá: *M. chiriquiensis*. Incluyendo las nuevas especies que aquí se propusieron, 93% (100 de 108) de las especies de *Magnolia* en América fueron Neotropicales, confinadas entre el Trópico de Cáncer y el Trópico de Capricornio. *Magnolia* sección *Talauma*, subsección *Talauma*, con 56 especies fue la más rica, distribuyéndose desde el suroeste de México hasta Paraná, Brasil, seguida por *Magnolia*, sección *Magnolia*, con 19 especies americanas (18 del Neotrópico, distribuidas de México a Darién, Panamá), *Magnolia*, sección *Talauma*, subsección *Dugandiodendron*, con 16 especies (distribuidas en Colombia, Venezuela y Ecuador) y *Magnolia*, sección *Talauma*, subsección *Cubenses*, con 10 especies confinadas al Caribe. Diecisiete de las especies nuevas que aquí se propusieron corresponden a la subsección *Talauma*, dos a la sección *Magnolia* y una a la subsección *Dugandiodendron*. Los países con mayor diversidad de especies Neotropicales de Magnoliaceae fueron Colombia con 33 especies, México con 21, Costa Rica con 10 y Perú con ocho y Ecuador con seis.

### ABSTRACT

Twenty new Neotropical tree species of *Magnolia* were here proposed: five from Mexico (including two from western Mexico): *M. jaliscana*, *M. lopezobradorii*, *M. oaxacensis*, *M. sinacacolinii* and *M. vallartensis*; six from Costa Rica: *M. costaricensis*, *M. guanacastensis*, *M. inbioana*, *M. multinervia*, *M. talamanacana* and *M. wetterii*; three from Peru: *M. elfina*, *M. gentryi* and *M. peruviana*; two from Ecuador: *M. equatorialis* and *M. lozanoi*; two from Honduras: *M. atlantida* and *M. cochranii*, one from Guatemala: *M. steyermarkii*; and one from Panama: *M. chiriquiensis*. Including the new taxa, here proposed, 93 % (100 out of 108) of the species of *Magnolia* in the New World were Neotropical, distributed from Tropic of Cancer to Tropic of Capricorn. *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Talauma*, with 56 species was the richest of all Neotropical Magnoliaceae, occurring from southwestern Mexico to Paraná, Brazil, followed by *Magnolia*, section *Magnolia*, with 19 species (18 Neotropical ones ranging from Mexico to Darien, Panamá), *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Dugandiodendron*, with 16 species (occurring from Venezuela to Colombia and Ecuador), and *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Cubenses*, with 10 species (confined to the Caribbean). Seventeen of the species, here proposed, belonged to subsection *Talauma*, two to section *Magnolia* and one to subsection *Dugandiodendron*. The most diverse countries in terms of their Neotropical species of Magnoliaceae were Colombia with 33 species, followed by Mexico with 21, Costa Rica with 10, Peru with eight and Ecuador with six.

Many genera of Magnoliaceae have recently been merged with *Magnolia* L. (Nootboom, 1993, 1998, 2000; Figlar & Nootboom, 2004; Figlar, 2006). However, preliminary nuclear molecular evidence (Nie *et al.* 2008) shows at least some indication that Neotropical *Talauma* Juss. (section *Talauma* Baillon, subsection *Talauma*) may be monophyletic and likely diverged 42 mya during the mid—Eocene (Azuma *et al.*, 2001). Future molecular systematic studies may be compatible with the taxonomic decision of to conserve *Talauma* and *Dugandiodendron* Lozano as distinct genera; however, for now we treat all Neotropical Magnoliaceae as consisting of one single genus, *Magnolia*, with two sections, *Magnolia* and *Talauma*, the later with three subsections: *Cubenses* Imchanickaja, *Dugandiodendron* (Lozano) Figlar & Nootboom and *Talauma*.

The taxonomy of Magnoliaceae has been relatively well studied in The Americas: North America (Rockwell, 1966), the Caribbean (Howard, 1948), and South America (Lozano, 1994). However, for México and Central America the study has been limited to genus *Magnolia* sensu stricto (Vázquez-García, 1990, 1994). Most recent work has focused on described particular new Neotropical species of *Magnolia* sensu lato (Nee, 1994; Cruz-Durán *et al.*, 2005, 2008; Jiménez-Ramírez, 2007; Serna *et al.*, 2009; Dillon & Sánchez-Vega, 2009; Vázquez-García *et al.*, 2012a, y 2012b), however, even a basic synopsis for the genus *Magnolia* section *Talauma* subsection *Talauma* for Mexico and Central America has been neglected for decades.

Intense botanical explorations in the Neotropical region, particularly in the last two decades, has increased considerably the holdings of major herbaria, allowing us to uncover a large number of new tree species of *Magnolia*, mostly from Mexico and Central America but also from Peru and Ecuador.

The aim of this study is to describe and illustrate twenty new Neotropical tree species of *Magnolia*, five from Mexico, seven from Costa Rica; three from Peru; two from Ecuador; one from Guatemala; one from Honduras and one from Panama. A diagnosis for distinguishing each new species from closely similar ones is provided.

## METHODS

We used an alpha-taxonomy approach consisting of field work in various states of Mexico and studied herbarium specimens at major herbaria (CIB, IBUG, ENCB, LSU, MEXU, UNICACH, US, XAL, XALU, WIS, ZEA). In addition, loans from several herbaria (CHAPA, CR, F, K, MO, NY, TENN) were available for study at University of Wisconsin-Madison, during the winter of 2011. Internet resources such as IPNI, Types of the NY Botanic garden and JSTOR (Journal Storage) images for type material were used to support the conclusions of this study.

## RESULTS AND DISCUSSION

*Magnolia atlantida* A.Vázquez, sp. nov.

*Type:* HONDURAS: Atlántida. Slopes of Mt. Cangrejal. Mountain slopes and coas-

tal plains, vicinity of La Ceiba. Alt. 600 ft. [182.9 m.], 06 Aug 1938 (immature fr), *T. G. Yuncker 8845 w/ J. M. Koepfer & K. A. Wagner* (holotype: NY!, isotype: MO!).

*Description:* Tree (4—) 6—17 (—20 m); leaves 17—21.5 × 9—10.5 cm, ovate, coriaceous, glabrous; twig internodes 0.7—2 × 0.3—1.1 cm, glabrous, green yellowish; 8—11 secondary veins per side; petioles (2—) 3—6.2 × 0.3—0.5 cm; mature flowers, mature fruits and seeds unknown.

*Diagnosis:* *Magnolia atlantida* belongs to section *Talauma* subsection *Talauma*, it is unique for having the largest number of stamens (307) among species in this subsection. *M. cespidesii* also has a large number of stamens (250—275), but *M. atlantida* differs from the former in having a smaller number of carpels 95 vs. 122—137. Standley gave an unpublished name to this specimen.

*Distribution and ecology:* Endemic to Honduras, scarce tree growing from 180 to 1900 m in elevation, in coastal plains and slopes. The habitat of this species includes primary forests at Department of Atlantida, and conifer dominated forests at high elevations on the departments of Comayagua and Cortés, coexisting with *Pinus sp.* and *Liquidambar styraciflua L.* Flowering from February to March, fruiting from August to September.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* *Magnolia atlantida* refers to the Department of Atlántida where the type locality of this species is located. Known locally as “Magnolia”, none ethnobotanical informa-

tion has been recorded on the species, but its scattered distribution might suggest that it is in need of protection.

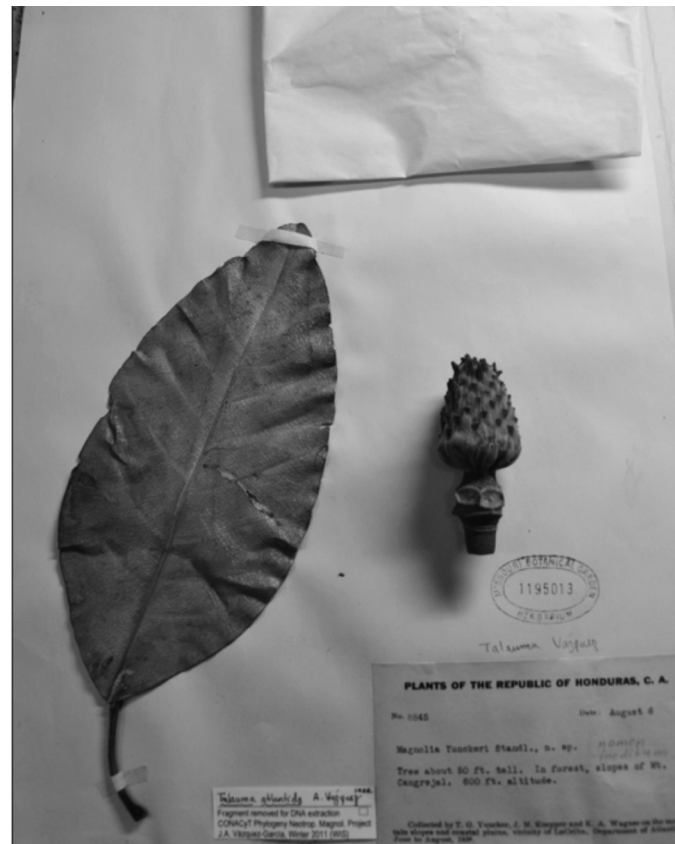
*Additional specimens examined:* Only known from type locality.

*Magnolia chiriquiensis* A.Vázquez, sp. nov.

*Type:* PANAMA: Chiriquí. Near Fortuna Dam, along Quebrada de Arena, just south of Continental Divide, forest. 8°45'N; 82°15'W; 1100 m, 5 Dec 1985 (fl. bud), *Gordon McPherson 7766* (holotype IBUG!, isotypes: BM! INB!, MEXU!, MO!, PMA!, WIS!).

*Description:* Tree 8 m height; twig internodes 0.3—1.9 × 0.25—0.5 cm, glabrous; petioles 2—4.8 × 0.2—0.5 cm, leaf blades 13—26.5 × 7—15.5 cm, broadly ovate-elliptic, acuminate at the apex, obtuse at the base,

Figura 1.5.1 *Magnolia atlantida*



decurent at the petiole by 0.7–0.8 mm, 8–11 secondary veins per side; flower buds 2.8–3.3 × 1.2–1.6, cinnamon-colored, sepals 3.9 × 1–1.5 cm, oblong-obovate, white, basally glaucous; petals 8, white, outer ones 4 × 0.9–1.1 cm oblong obovate, inner ones 2.8 × 0.6–0.7 cm, linear; stamens 53, 0.9–1.0 × 0.1 cm, pink; connective 0.25 cm long, 0.2 cm wide at the base, triangular; pistils pale yellow; carpels 10; fruit and seeds unknown.

*Diagnosis:* *Magnolia chiriquiensis* belongs to section *Talauma* subsection *Talauma*, it shares a similar number of stamens with *M. talamancana* (here described), but it differs from the latter in having a smaller number of carpels 10 vs. 30, glabrous carpels vs. pubescent, and leaves broadly ovate-elliptic vs. obovate.

*Distribution and ecology:* Endemic to Panama. Very rare tree only known from forests and “barrancas” on Chiriquí Province from 1050 to 1100 m.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* As this species is only known from one locality at Chiriquí province it must be a target for conservation and research efforts.

*Additional specimens examined:* PAN-AMA: Chiriquí. Near Fortuna Dam, along Quebrada Arena, towards reservoir from highway. 8°45'N; 82°15'W; ca. 1050 m, 29 May 1988 (fl), *G. McPherson* 12586 (MO!).

*Magnolia cochranii* A. Vázquez, sp. nov

*Type:* Honduras: Depto. Cortés: Alrededor del Centro de Visitantes, 18 km al oeste de San Pedro Sula, Parque Nacional Cusuco, 15°30'N, 88°13'W, 1640 m, 21 Mar 1993 (fl bud, fl), *Mejía-Darío* 356 (Holotype: MO!; Isotypes: EAP, HEH, IBUG, TEFH, WIS!).

*Description:* Trees 4–20 m tall, bark whitish, aromatic; twig internodes 0.3–1.9 × 0.25–0.35 cm, yellowish green; leaves 8–21 × 6–10 cm, ovate to broadly elliptic, obtuse to acute at the apex, obtuse at the base, glabrous, papiraceous; petioles 2.4–3.8 × 0.2–0.35 cm, 7–10 secondary veins per side; hypsophylls 2; flowers white 1.8 × 2.5 cm, stamens 80; flower buds 1.9 × 2.2 × 1.8–2.4 cm, pale green, becoming dark; sepals 1.6–1.75 × 1–1.25 cm, petals 1.3–1.6 × 0.45–0.7, stamens 80; fruits unknown; carpels 7–8, seeds unknown.



Figure 1.5.2 *Magnolia chiriquiensis*

*Diagnosis:* *Magnolia cochranii* belongs to section *Talauma* subsection *Talauma*, it is unique in Honduras for having tiny flowers and possibly tiny fruits too. *M. cochranii* is similar in terms of the small size of flowers to *M. morii*, however, it differs from the latter in having more coriaceous and lanceolate leaves with longer petioles vs papiraceous elliptic with obtuse apex and shorter petioles. A. Molina and W. Burger used an unpublished name for this taxon, the former considered this taxon related to *M. gloriensis* while the latter suggested a relationship to *T. mexicana*.

*Distribution and ecology:* Endemic Honduras, growing at 1300-1860 m in elevation, in *Pinus-Liquidambar* forest, flower bud from February to May, flowering beginning March, possibly through June, and possibly fruiting after June.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* The first author of this paper is very pleased to name this unique species after Theodore S. Cochrane, a true scholar in botany and long time meticulous curator of the University of Wisconsin-Madison Herbarium (WIS), who has collaborated with the first author of this paper during many years in many botanical endeavors. No ethnobotanical data has been obtained for this species. As this species is only known from few localities at departments Comayagua, Cortés and Yoro, it must be a target for conservation and research efforts.

*Additional specimens examined:* HONDURAS: Depto. Comayagua: Base of South to East slopes of Cuchill Alta, Reserva

Biológica Cordillera de Montecillos, 11 km straight line SSE of Siguatepeque, 14°30'00"N, 88°52'30"W, 1860 m, 9 Feb 1993 (fl bud), R. R. Evans 1121 (MO, WIS!); Depto. Comayagua: El Cedral, Cordillera Montecillos, 1600 m, 24 May 1956 (fl bud, fl), A. Molina-R. 7196 (EAP, F!); Depto. Yoro: Alrededor del campamento Río Pijol, 6.2 km SE de Nueva Esperanza, Parque Nacional Pico Pijol, 15°12'N, 87°35'W, 1300 m, 28 May 1993 (fl bud), Mejía-Darío 453 (EAP, HEH, MO, TEFH, WIS!).

*Magnolia costaricensis* A. Vázquez, sp. nov.

*Type:* COSTA RICA: Alajuela-Guanacaste, Bijagua de Upala, vicinity to Río Naranjo, north and west of Volcan Tenorio, 10°40—

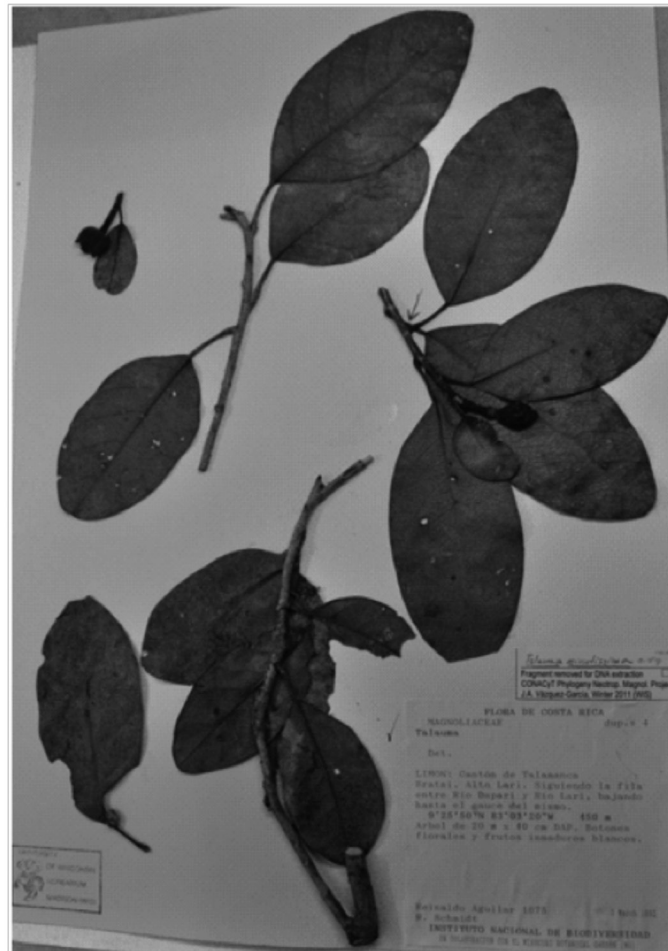


Figura 1.5.3 *Magnolia cochranii*



45°N, 85°2—5'W, along small stream, ca. 600 m, 5 Jul 1988 (fr), Barry & Luis Flores 17086 (holotype: WIS!, isotypes: CR, MO).

*Description:* Trees 3—20 (—25) m, 0.08—0.1 m dbh, bark yellowish and smooth; branches hanging; twigs 0.3—2.3 × 0.3—0.5 cm, glaucous when young; leaf blades 11.7—29 (—32) × 4.3—14 cm, lanceolate, acuminate at the apex, acute to obtuse at the base, coriaceous, glabrous, weakly glaucous abaxially, with 10—14 secondary veins per side; petioles (0.4—)1.6—4.5(—5.7) × 0.15—0.45 cm, glaucous when young; peduncle glaucous when young; perule 1.5 × 3 mm; fl buds 2.3—3.7 × 1.6 cm, greenish white; flowers white, sepals 3, 2.3—3 × 1.1—1.2 cm, oblongate-ovovate; petals 2.8

× 1.1 cm, cuneate-obovate; gynoecium 1 × 0.8 cm, ovoid, glaucous, with brown glabrous styles 0.4 × 1.5 mm; stamens 0.75 × 0.07 cm, connective 2.3 mm, triangular; fruit grayish green and prominently lobed, fruit axis 4.3—4.5 × 1.6—1.7 cm, ellipsoid, cuneate, apiculate; cells of fruit axis 1.5—2 × 0.5—0.85 cm, basal carpels 3.5 × 2.3, intermediate carpels 1.8 × 2.1 cm, upper carpels 1.3 × 2 cm, lateral walls extended horizontally (wing like) 0.5—1.5 cm, usually bifid v-, y- or x-shaped, falling separate, not in masses, dorsally rugose, scabrous, and glabrous, internally smooth, glabrous and shiny yellowish, the walls dull beige; seeds 1 × 0.7 cm, with a white funicle, marbled inside, ovoid, cordiform or subprismatic with a flat side; sarcotesta bright red and shiny.

*Diagnosis:* *Magnolia costaricensis* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*, it is morphologically close to the geographically distant *M. rimachii* (Lozano) Govaerts, from Ecuador, but it differs from the latter in terms of fruit dehiscence, with carpels splitting separately vs. in irregular masses, and their leaves are glabrous vs. finely pubescent.

*Distribution and ecology:* Endemic to Costa Rica. Scarce in the tropical wet forest of Heredia and Limón provinces, it might well be found in primary tropical and premontane wet forests of Cartago province, or it can be found persisting at cleared agricultural land, on low altitudes ranging from almost sea level (12 m) to 1000 m in elevation, coexisting with tropical elements: *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze, *Simira maxonii* (Standl.) Steyererm., *Socratea* sp.,



Figura 1.5.4 *Magnolia costaricensis*

*Rinorea* sp. and *Protium* sp. at low altitude, and with *Vochysia* sp. and *Chamaedorea* sp.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* It is named after Costa Rica, a country with at least ten species of Magnoliaceae, extremely rich for its relatively small area size. This species is known locally as “magnolia”, no further ethnobotanical information has been recorded on the species, but its scattered distribution might suggest that it is urgently in need of protection.

*Additional specimens examined:* COSTA RICA: Heredia. Mpio. Sarapiquí: Finca La Selva. 200 m, 22 Apr 1970, (fl), K. S. Bawa 586 (MO!); Mpio. Sarapiquí: Small hill near Tirimbina, E of Río Sarapiquí. 10°24'N, 84°07'W, 150–1200 m, 12–15 Ago 1971, (fr), W. C. Burger & M. Burger 8094 (F, CR!); Mpio. Sarapiquí: Braulio Carrillo National Park, one half hour below refugio. 10°16'38"N, 84°04'57"W, 1000 m, 22 Nov 1992, (st), B. Boyle et al. 1190 (CR, MO, WIS!); Limón. Mpio. Limón: Cordillera Talamanca, cerro Muchilla, Fila Matama, entering by El Progreso 9°47'40"N, 83°06'30"W, 750 m. 13 Apr 1989, (fl bud), R. Robles & A. Chacon 2775 (CR, WIS!); Mpio. Limón: Pueblo Nuevo, 17 km NE of Guacimo on the farm of Bernardo Herrera M., 1 ha sample plot, 10°20'N, 83°36'W, 100 m, 19 Mar 1995, (fl bud), K. Thomsen & J. Korning 1315 (K, WIS!); Mpio. Limón: Cordillera Talamanca, Matina, NE of Quebrada Cañabral and Río Barbilla confluency, Fila Suita, 10°00'30"N, 83° 24'45"W, 100–200 m, 13 Oct 1988, (fr), G. Herrera 2176 (CR, MO, WIS!); Mpio. Limón: Refugio Barra

del Colorado, Between Río Chirripocito and Río Sardina. 10°38'N, 83°45'W, 12m, 21 Apr 1990, (fl bud), M. Grayum 9818 (CR, WIS!).

*Magnolia elfina* A.Vázquez, sp. nov.

*Type:* PERU. Amazonas. Ca. 17 trail km. E of la Peca in Serranía de Bagua, 1850–1900 m, elfin forest in rocky saddle, between two peaks, 14 Jun 1978 (fr), Alwin Gentry 22968 w/ M. Dillon, J. Aronson, C. Diaz & P. Barbour (F, MO!).

*Description:* Tree 8 m height, branches curved, with terminal leaves appearing fasciculate; twigs 0.15–0.6 × 0.12–0.33 cm, covered with lichens & mosses; petioles 1–1.7 × 0.15–0.2 cm, adaxially flat; leaf blades 4.6–9.3 × 3.2–5.25 cm, ovoid, apex rounded, or folded at the very tip, obtuse at the base, 2–3

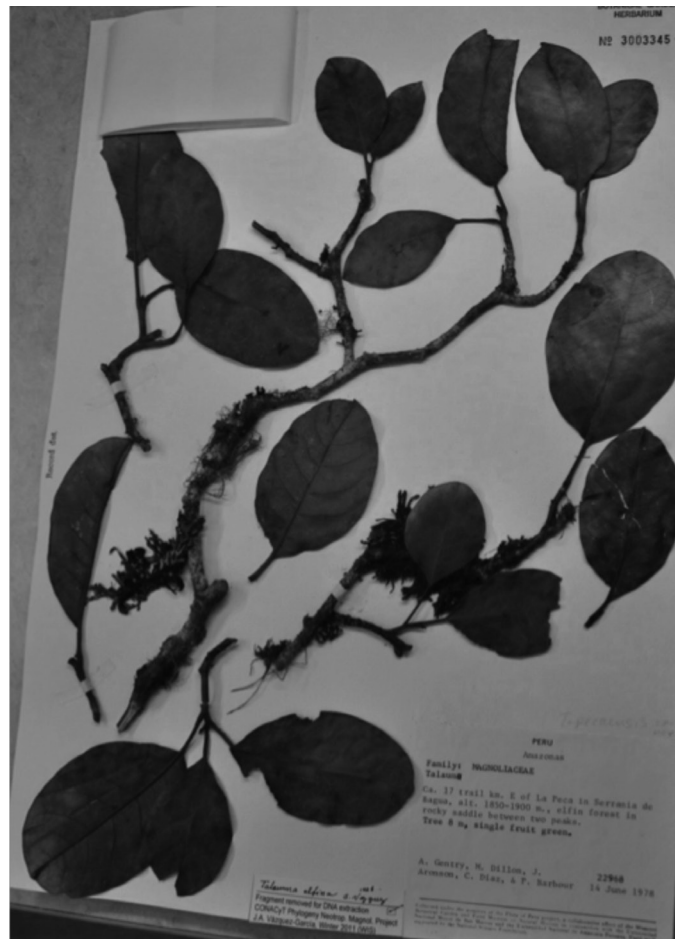


Figura 1.5.5 *Magnolia elfina*

mm decurrent on the petiole, glabrous, 7–9 secondary veins per side; flowers unknown; fruit green; seeds unknown.

*Diagnosis:* *Magnolia elfina* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is morphologically similar to the geographically distant *M. cochranii*, from Costa Rica, but it differs from the latter in their tree size  $\leq 8$  m vs.  $\leq 20$  m; smaller leaf blades: 4.6–9.3 vs. 5.6–12 cm long, 3.2–5.3 vs. 2–3.5 cm wide; smaller petioles, 1.5–1.7 vs. 2–2.5 cm long; their twigs fully covered with epiphytic mosses and lichens vs. naked twigs without epiphytic mosses and lichens; and growing at higher elevations 1850–1900 vs. 450–1100 m.

*Distribution and ecology:* Endemic to Perú. Only known from the type locality, on

elfin forest at 1850–1900 m.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* This species is named after its habitat the elfin forest ecosystem. No ethnobotanical data has been obtained for this species. As this species is only known from one locality at the Peruvian Amazon province, it must be a target for conservation and research efforts.

*Additional specimens examined:* Only known from the type locality.

*Magnolia equatorialis* A. Vázquez, sp. nov.

*Type:* ECUADOR: Pastaza Cantón. Campo Petrolero “Ramirez” Oil Well, 20 km S of Curaray, 1°32’S, 76°51’W, 300 m, 21–28 Feb 1990 (fl, fr), *Vlastimil Zak & Severo Espinoza* 4884 (holotype: WIS!, isotypes: MO, QCNE).

*Description:* Trees 20–40 m, 0.65 m dbh, terminal twigs 0.2–4.1 × 0.45–1.8 cm; leaves 26–55 × 12–26.5 cm; petioles 2.5–6.8 × 0.3–0.9 cm, with 10–22 secondary veins per side, adaxially pale green, abaxially dark green; flower bud 6.5–4.8 cm, hypsophylls 1–2, stamens 166; styles acresent, elongated and persistent, 0.2–1.5 × 4–9 mm, becoming woody, gynoecium 3.4 × 3.2, ovoid; fruit 9.5–10.5 × 7–8.5 cm, pale green; fruit axis 9.4–10.5 × 3.8–3.9 cm, elliptic, the cells 12–14 × 6.7 mm; basal carpels decurrent by 3–4 mm, carpels 78–122, falling in large irregular masses; seeds 1.1–1.35 × 0.8–0.9 cm, ovoid to cordiform, sulcated in the middle axis in one side, with red sarcotesta.



Figura 1.5.6 *Magnolia equatorialis*

*Diagnosis:* *Magnolia equatorialis* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. In terms of number of carpels and stamens it is morphologically close to *M. sellowiana* and *M. wolfi*. *M. equatorialis* differs from both, *M. sellowiana* and *M. wolfi* in having fruits ellipsoid vs. globose. *M. equatorialis* has smaller fruits than *M. wolfi* 11–12 × 6–7 vs. 18 × 17 cm long, and has larger leaf blades than *M. sellowiana* 28–55 × 12.3–21 vs. 15.4 × 9 cm. In terms of shape of carpels is similar to *M. neilli*, however it differs from the latter in having notably larger leaves, and a much larger number of carpels and stamens.

*Distribution and ecology:* Endemic to Ecuador. Growing on lowland hills at 250–400 m in elevation, of tropical wet forest characterized by ferric soils (Oxisol) caused by weathering, humification and pedoturbation due to animals. Its range of distribution goes from the central-north province of Napo to the eastern province of Pastaza, both featuring a continuum of tropical wet forest and considered the most amazonian portions of the country. Flowering September to January and fruiting February to September.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* The specific epithet is named after the country Ecuador, and for its location near the equator. As many native indigenous groups still live in the provinces above mentioned it is plausible to think that this groups might use this species in their traditional medicine or/and rituals but no record of this practice was documented. Some vouchers show removed material for cancer research. It is a somewhat abundant species, however many

of them are being cut in order to conduct the oil extraction procedures affecting the effective size of populations, so monitoring the health of these populations is recommended in order to assess the need for conservation and its priority.

*Additional specimens examined:* ECUADOR: Pastaza. Via Auca, 110 km S of Coca, 10 km from Río Tiguino, Sector Cristal, 1°15'S, 76°55'W, 320 m, 7 Jan 1989 (fl), *W. Palacios et al.* 3410 (MO, WIS!); Via Auca, 10 km S of the Pastaza-Napo border, near Río Tiguino, 1°15'S, 76°55'W, 320 m, 9 Jan 1989, (fl), *W. Palacios* 3464 (MO, WIS!); Via Auca, 115 km S of Coca, Petrocanada Oil Well site, 1°9'S, 76°33'W, 320 m, 13 Feb 1989, (fr), *D. Neill et al.* 8903 (MO!, WIS!); Pastaza Cantón, "Corrientes" Oil Well, 35 km SSE of Curaray, 1°43'S, 76°49'W, 300 m, 1–13 Sep 1990, (fl bud), *E. Gudiño* 684 (QCNE, MO, WIS!); Napo. Tena Cantón, Jatun Sacha Biological Station, S of Río Napo, 8 km E of Misahullí, 1°04'S, 77°36'W, 400 m, 17 Sep 1992, (fr), *D. Neill & J. Zuleta* 10135 (QCNE, MO!); Aguarico, Reserva Etnica Huaorani, 0°50'S, 76°18'W, 250 m, 1–7 Mar 1994, (fr), *A. Dik & R. Endomenga* 1168 (QCNE, MO, WIS!). PERU. Loreto. Maynas Province, Santa María de Nanay, Quebrada Yarina, 03°55'S 73°40'W, 150 m, bosque primario, *R. Vasquez & N. Jaramillo* 12230 (MO, WIS!).

*Magnolia gentryi* A.Vázquez, sp. nov.

*Type:* PERU: Pasco. Brack property, SE edge of Oxapampa, 10°31'S, 75°28'W, 1850 m, 6 Feb 1983 (fl bud, fr), *Alwin Gentry* 40099 w/ *D. Smith & R. Vásquez* (MO).

*Description:* Treelet 4 m, twigs 0.7–1.5 × 0.3–0.7 cm; leaves oblong-lanceolate, 9.5–17 × 4.5–6.2 cm, coriaceous; petioles 1.2–2.3 × 0.3–0.4 cm; stipules 2.2 × 2 cm, with 10–11 secondary veins per side; hypsophylls 2, flower buds 1.95–1.25 cm; stamens 24; fruit 4.5 × 3 cm; carpels ca. 15, falling in masses, styles deciduous; seeds, 1.2 × 0.7 cm, pale brown. Flower and closed fruits unknown.

*Diagnosis:* *Magnolia gentryi* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It has a similar number of carpels to that of *M. cochranii* (15 vs. 14), but it differs from the former in having a smaller tree size 4 vs. 5–20 m, smaller number of stamens 24 vs. 26–32, carpels falling in irregular masses vs. falling independently, larger fruits 4.5 × 3 cm vs.

1.7 × 1.0 cm; longer leaf blades 9.5–17 vs. 5.6–12.5, and lanceolate blades evidently curved downward at apex and base vs. elliptic blades occasionally curved at base.

*Distribution and ecology:* Species distributed in the central area of the country and east of the Pasco region occurring at high altitudes around 1850 m elevation.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* This species is named after Alwin Gentry a magnificent botanist and ecologist of Neotropical forests. No ethnobotanical information has been obtained for this species. The species is very rare and should be protected.

*Additional specimens examined:* Only known from the type locality.

*Magnolia guanacastensis* A.Vázquez, sp. nov.

*Type:* COSTA RICA. Guanacaste. Parque Nacional Guanacaste, Estación Pitilla, 10°59'26"N, 85°25'40"W, 700–800 m, 8 May 1992 (fl), Nelson Zamora 1835 (holotype: WIS!, isotypes: CR, MO).

*Description:* Trees 20–25 m, 0.35–0.4 m dbh; twig internodes 0.6–1.2 × 0.6–1.2 cm; leaf blades 22–27.5 × 10.9–14.3 cm, with 12–15 secondary veins per side, obovate, occasionally with undulated margin; petioles 2.3–3.5 × 0.3–0.65 cm; flower buds green, open flower 6.75 × 8 cm diameter, sepals 3, 5.7–5.75 × 3.3–3.6 cm, white, fragrant; petals 6; external cycle 6.5 × 3.3 cm, 0.9 cm at the base; internal cycle

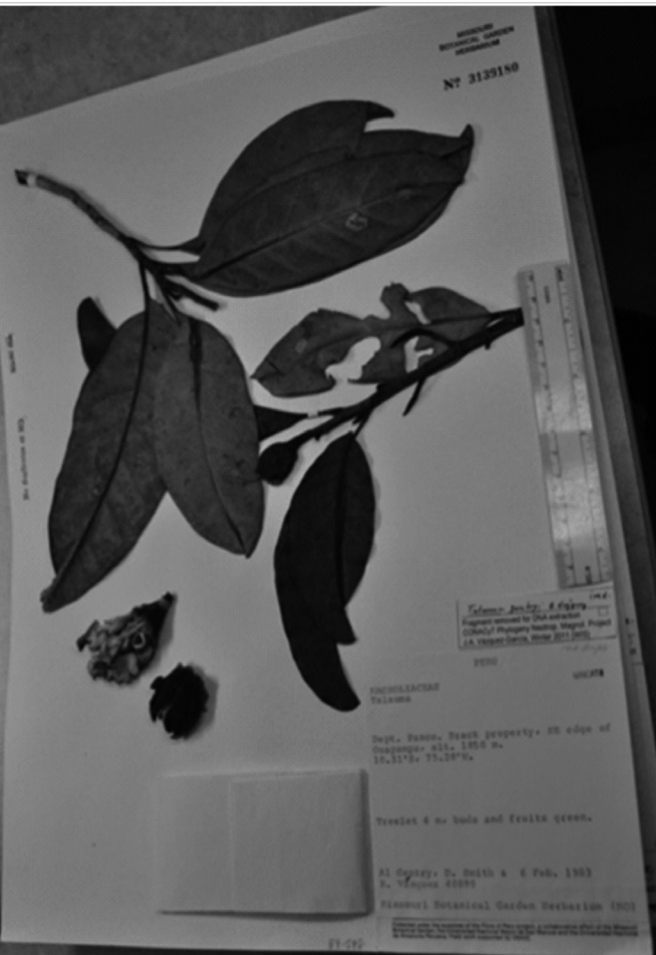


Figura 1.5.7 *Magnolia gentryi*

5.8 × 2.4 cm, 0.5 cm at the base; stamens 1.7 × 0.27–0.29 cm, connective 0.25 cm, triangular; fruit axis 7.5–9.6 × 2.2–2.5 cm, axis cells 0.4–0.6 × 0.9–1.75 cm, length to first carpel 0.7–1.1 cm; carpels 49–52, shortly beaked (1–2 mm), dorsal wall 1.4–1.8 cm width; basal carpels 3.7–4.2 × 1.5–2.5, 2 cm thick; intermediate carpels 2.7 × 1.5 cm, 1.4–1.6 cm thick; upper carpels 1.6–1.85 × 1.1–1.5 cm, 1.2–1.6 cm thick; seeds 0.8–1 × 0.7–1.1 cm, ovoid to subprismatic, with whitish aril.

*Diagnosis:* *Magnolia guanacastensis* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is morphologically close to typical *M. mexicana* in terms of number of carpels (49–52 vs. 40–46), but it differs from the later in having leaf blades obovate undulate vs. elliptic and non undulate, as well as shorter petioles 2.3–3.5 vs. 5.2–5.8 cm.

*Distribution and ecology:* Scarce species distributed in the northwestern part of Costa Rica with an altitudinal range between 700 and 900 m.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* It is named after the provincia Guanacaste, Costa Rica, where this species is native. No ethnobotanical information has been obtained for this species. The species appears to be rare, however, its abundance should be studied, starting with further revisions at herbaria. Most likely, the species is under urgent need of protection.

*Additional specimens examined:* COSTA RICA: Guanacaste. Rincón de la Vieja, 800–900 m, 10 Oct 1987 (fr), *G. Herrera* 823 (CR, WIS!); Tilarán-Arenal, 720 m,

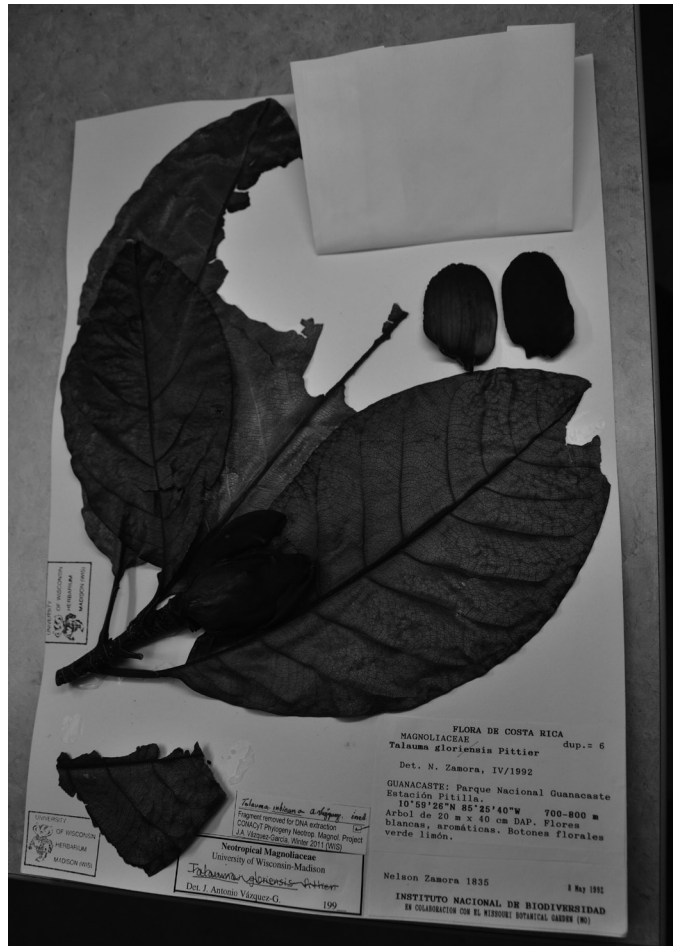
31 Jan 1964 (fr axis), *L. R. Holdridge* 5225 (CR!).

*Magnolia inbioana* A. Vázquez, sp. nov.

Type. COSTA RICA: Heredia. Mpio. Sarapiquí, Chilamate de Sarapiquí, south end of Cerros Sardinal, north side of Río Sarapiquí, 10°27.5'N, 84°4'W, 80–110 m, 3 Jul 1985 (fr), *B. Hammel* & *M. Grayum* 14099 (holotype: WIS!; isotype: MO).

*Description:* Trees 15–25 m, 0.25–0.35 m dbh; twigs 0.5–1.4 × 0.6–1.2 cm; leaf blades 29.5–38.5 × 11.5–16 cm, obovate, cuneate at the base, rounded at the apex, shiny; stipules 2.5 × 0.7 cm, petioles 2–5.2 × 0.3–0.65 cm, longer than the stipular

Figura 1.5.8 *Magnolia guanacastensis*



scar; with 13–15 secondary veins per side; hypsophylls 1–2, flower buds  $4.7 \times 3.2$  cm, ovoid, whitish green, rounded at base, obtuse at the apex, open flowers unknown, stamens 240, carpels 70, styles 0.6–0.85 cm, free; fruit pale green.

*Diagnosis:* *Magnolia inbioana* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It has beaked carpels similar to those of the geographically distant *M. equatorialis*, from Ecuador, but it differs from the latter in having leaf blades obovate, obtuse at the apex and smaller ( $29\text{--}42 \times 11\text{--}16$  cm) vs. lanceolate, acute at the apex and larger ( $18\text{--}55 \times 12\text{--}21$  cm); a larger number of stamens 240 vs. 166 and a smaller number of carpels 70 vs. 78–122.

*Distribution and ecology:* This species is distributed in the northern Costa Rica in the

provinces of Guanacaste, Heredia, Alajuela and Limón, in primary forest and lands transformed for pasture at altitudes between 80 and 700 m in elevation.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* The specific epithet of this species is named after de INBIO institution, at Costa Rica, for their leading role in the study of tropical biodiversity in Latin America. No ethnobotanical data has been obtained for this species. This rare tree species should be protected.

*Additional specimens examined:* COSTA RICA: Alajuela. Mpio. Upala, Dos Ríos, 7.5 km NE of town, between La Jabalina and Río Cucaracho,  $10^{\circ}56'N$ ,  $85^{\circ}19'W$ , 325 m, 4 Apr 1988 (fl bud), *G. Herrera 1684* (CR!, MO); Limón, Cantón de Limón, El Progreso, path between Cerro Muchilla and Cerro Avioneta, Cabeceras Río Suruy, Fila Matama, Valle de la Estrella,  $9^{\circ}47'25''N$ ,  $83^{\circ}6'30''W$ , 700 m, 15 Apr 1989 (fl bud), *G. Herrera & A. Chacón 2626* (CR, MO, WIS!); Guanacaste, Parque Nacional Guanacaste, Estación Pitilla, Finca la Pasmompa,  $11^{\circ}2'N$ ,  $85^{\circ}24'W$ , 300 m, 17 Jun 1989 (fl), *I INBio 57* (CR, WIS!).

*Magnolia jaliscana* A. Vázquez & R. Guzmán, sp. nov.

*Type:* MEXICO: Jalisco. Cuautitlán de García Barragán, Sierra de Manantlán, 1.27 km Al sur del templo de Ayotitlán, Chandelcruz, 300 m al noroeste de Palma Alta, tributario del río Ayotitlán-Chancol,  $19^{\circ}27'31.07''N$ ,  $104^{\circ}10'57.86''W$ , 841 m, 29 Apr 2012 (fl bud, fl, fr), bosque tropical subcaducifolio,



Figura 1.5.9 *Magnolia inbioana*

*J. Antonio Vázquez García 9335, w/ Ernesto de Castro Arce, Miguel A. Muñiz-Castro y Jesús Padilla-Lepe (holotype: IBUG!; isotypes MEXU!, WIS!, ZEA!).*

*Description:* Tree 18 m height, 0.45 m dbh, bark brown; twig internodes 0.9–0.4 × 0.7–0.5 cm, lenticellate, green; petioles 7.5–5.5 × 0.2–0.4 cm, adaxially flat, abaxially convex, smooth; stipular scars 5.2–6.4 × 0.2–0.4 cm; stipules 3.4 cm, green, glabrous; leaf blades 24–25 × 11.9–12.6 cm; broadly elliptic, truncate to rounded at the base, acute at the apex, glabrous; leaf decurrency 2 mm; 8–11 secondary veins per side; flower buds 10 × 6 cm, oblong, acute at the apex, glabrous, open flowers 21.5 cm in diameter, white throughout; perule 1, spatheaceous bract 1, 6 × 5 cm, ovoid, rounded at the base, glabrous; sepals 3, 6.8–10 × 5.8 cm, oblong, concave, flexible, white; petals 6; outer petals 9–9.2 × 4.5–5.3 cm, the base 1.4–1.6 cm, lanceolate, firm, creamy white; inner petals 8.3–8.7 × 3.9–4.5 cm, the base 1 cm wide, lanceolate, firm, white, fragrant; stamens 168–178, 1.5 × 0.3 cm, pale yellowish; connective 12–15 mm, acute; gynoecium ovoid, 4.5 × 2.5 cm; styles 8 × 1.5 mm, rounded, creamy white, dark when dried; carpels 47–58, smooth, glabrous; fruits 7–10 × 5–7 cm, decurrency of basal carpels 0.5–0.6 × 0.45–0.5 cm; dorsal walls 1.7–4.5 × 0.4–1.4 cm, v- or y-shaped, recurved outward; lateral walls triangular or rectangular, 1.1–3.6 × 0.7–2.3 cm; fruit 9.5 × 7.5 cm, ovoid; fruit axis 8 × 2.6 cm, intermediate cells 1.1–1.6 × 0.7–1 cm; seeds 1.2–1.3 × 0.99–0.95 cm, scarlet red.

*Diagnosis:* *Magnolia jaliscana* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is closely similar to *M. ofeliae* A.Vázquez & Cuevas, from Talpa de Allende, Jalisco, but it differs from the later in having much smaller leaf blades 24–25 × 11.9–12.6 vs. 35–45 × 23–29 cm; larger flowers 22 vs. 16 cm in diameter, rudiments of leaf blades and or petioles on top of the bracts vs. no rudiments of leaf blades and or petioles on top of the bracts; stamens and gynoecium pale yellowish vs. creamy white; styles persistent before dehiscence vs. early deciduous; smaller fruits 7–10 × 5–7 vs. 14.5 × 8.5–9 cm; larger number of carpels 47–58 vs. 37–44; smaller basal carpels 4.3–4.5 × 1.2–1.4 vs. 5–5.7 × 1.5–2 cm; shorter fruit axis 8 vs.



Figura 1.5.10 *Magnolia jaliscana*



11.2 cm long; and shorter intermediate seed cells 1.1–1.6 vs. 1.8–2.2 cm.

*Distribution and ecology:* This species is confined to the southern slopes of Sierra de Manantlán, Jalisco and Minatitlán, Colima, Mexico. It occurs in bosque tropical subcaducifolio with *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Ficus insipida* Willd., *Hura polyandra* Baill., *Annona reticulata* L., *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb., *Styrax argenteus* C. Presl, *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Cecropia obtusifolia* Bertol., *Piper* spp., *Inga eriocarpa* Benth., and *Hedyosmum mexicanum* Cordemoy; in lower montane cloud forest with *Calatola laevigata* Standl., *Beilschmiedia manantlanensis* Cuevas & Cochrane, *Calliandra laevis* Rose, *Ardisia revoluta* Kunth, *Quercus acutifolia* Née, *Siparuna andina* (Tul.) A. DC., *Magnolia iltisiana* A. Vázquez, and *Hibiscus uncinellus* DC. At an elevation of 700–1000 m. Flowering from April to August, peaking in June, fruiting from April to August.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* It is named after the megadiverse Mexican state: Jalisco. It is locally known as “cacao” (Cuatitlán), “cacao macho” and “yoloxochitl” (Ayotitlán), “granado” o “granadillo” (Colima) and “corazón de buey” (Cuzalapa and Colima). The inner petals are strongly fragrant. No seedlings or saplings were found and several adult trees missing, nearby Ayotitlán and above El Durazno, where the Jova hurricane had strong impacts last year. Seed predation by squirrels and “tezmos” (ground squirrels) is said to be occurring.

*Additional specimens examined:* MEXICO: Jalisco. Mpio. Casimiro Castillo, 19–

20 km SSW of Autlán, 2–5 km SE of Casimiro Castillo, 19°35'16"N, 104°24'13"W, 700–1000 m, 15 Jul 1988 (fr), R. Cuevas & R. Cuevas 3121 (WIS!); 5.7 km al SW de Casimiro Castillo, Ejido de la Naranjera, 19°33' 46"N, 104°23'12.8"W, 920 m, 29 Apr 2012 (fl bud, fr), E. De Castro-Arce et al. 10 (IBUG!). Mpio. Cuatitlán de García Barragán, SSE of Ayotitlán, 805 m, Charco Negro o de los Pescadores, 22 Apr 1984 (fr), R. Guzmán-Mejía 6641 (IBUG!, WIS!); 3 km SE of Ayotitlán, Arroyo Chantecolote, 805 m, 22 Apr 1984 (fr), R. Guzmán-Mejía 6648 (IBUG!, WIS!); Ayotitlán, Manantlán, near river, May 1989 (fl, fr), R. Justo-Elías s. n. (WIS, ZEA); 200 m from Palma Alta houses, 900 m, 3 Jul 1990 (immature fr.), J. Cevallos-Espinoza et al. 65 (WIS!, ZEA!); 1 km S of Ayotitlán, 19°28'13"N, 104°11'04"W, 750 m, 28 Ago 1991 (fl bud, fr), B. Benz et al. 1269 (WIS!, ZEA!); Arroyo Ayotitlán, 840 m, 8 ene 1995 (sterile), E. Judziewicz et al. 5188 (WIS!, ZEA!); 2.5–3 km NNE de La Pareja, 1200 m, 15 mar 1997 (fr), R. Cuevas-G et al. 5508 (ZEA!); 2 km al N de Cuzalapa, entre Cuzalapa y El Durazno, 700–800 m, 25 feb 1995 (sterile), F. J. Santana-Michel 7098 (ZEA!); Río de la Cruz, Palma Alta, 19°27'57"N, 104°10'47"W, 855 m, 29 Apr 2012 (fl, fl bud), M. A. Muñiz-Castro et al. 1020 (IBUG!). Colima: Municipio de Minatitlán, 3 km al E de El Arrayanal, 19°36'N, 104°18'W, 4 m, 20 Ago 2000 (sterile), F. Enciso-M. & H. Orozco-J. 028 (ZEA!); NE del Ejido Arrayanal, colindando con el predio El Ocote, 1000–1100 m, 20 ene 2002 (fr) R. Cuevas-G & F. Enciso-M. 7298 (ZEA!).

*Magnolia lopezobradorii* A.Vázquez

*Type:* MEXICO: Veracruz, San Andrés Tuxtlas, Ejido Lázaro Cárdenas, entrando por La Perla de San Martín, al borde de pastizal, 18°33'59.1"N, 95°06'31.2"W, 621 m, 11 Oct 2011 (fr), selva alta perennifolia, *Santiago Sinaca Colín 3723* (holotype: IBUG!; isotype: MEXU!).

*Description:* Tree 8–35 m height, 0.6 m dbh, bark green-brown; twig internodes 0.6–0.8 × 0.7–0.1 cm, lenticelated, dark green-brownish; petioles 5.4–8.9 × 0.2–0.3 cm, adaxially flat, abaxially convex, smooth; stipular scars 5.2–8.6 × 0.2–0.4 cm; stipules 4–6 cm, green, glabrous; leaf blades 16–29 × 11–13 cm; lanceolate, truncate at the base, acute at the apex, glabrous; leaf decurrency 4–7 mm; 8–14 secondary veins per side; flower buds 4.5–7.3 × 2.6–3.4 cm, oblong, acute or rounded at the apex, glabrous, open flowers 13.5 cm in diameter, creamy white throughout; spathaceous bract 4.8–5.3 × 2.5–2.9 cm, ovoid, rounded at the base, glabrous; sepals 3, 5.1–5.2 × 2.9–3.8 cm, oblong, concave, firm, reflexed, white-greenish; petals 6; outer petals 5.8 × 2.2 cm, lanceolate, firm, creamy white; inner petals 3.0–3.5 × 1.6–1.9 cm, lanceolate, firm, white, fragrant; stamens 70–90, pale yellowish; gynoecium ovoid, 2–3.2 × 1.4–2.4 cm; styles 10–12 × 5–7 mm, acute, creamy white, dark when dried; carpels 33–35, 3.4–4.8 × 1.7–2.1 cm, smooth, glabrous; decurrency of basal carpels 0.8–1.2 × 0.4–0.5 cm; dorsal walls humped, 2.8–3.5 × 1–1.6, v- or y-shaped; lateral walls triangular or rectangular, 2.9–4 × 1.7–2.1 cm; fruit 8–12 × 5.5–7.4 cm, ovoid; fruit axis

8.1 × 3 cm green, intermediate cells 1.3–2 × 0.8–1 cm and 0.4–0.6 cm deep; seeds 1–1.3 × 0.8–1.2 cm, scarlet red.

*Diagnosis:* *Magnolia lopezobradori* is morphologically close to typical *M. mexicana* DC., but it differs from the later in having smaller number of carpels 33–35 vs. 40–46, larger leaf blades 16–19 × 11–13 vs. 14–18.5 × 10 cm, and the beak of upper carpels emergent vs. non emergent.

*Distribution and ecology:* A rare tree only known from Los Tuxtlas, Veracruz, in Volcán San Martín and NW side of Sierra Santa Marta, in tropical rainforest, primary or secondary (“acahual”), on hills with dark brown clay soils, at 770–915 m elevation; flowering in May and June, and fruiting from June to October.



Figura 1.5.11 *Magnolia lopezobradorii*

*Etymology, ethnobotany and conservation:* The specific epithet honors Andrés Manuel López Obrador, a progressive politician and second time Mexican Presidential Candidate, a scholar of the “deep” problems of Mexico, “El México profundo”, with sound proposals for sustainable management for tropical rainforest, from where he and this tree species are native. A magnificent tree of the family Magnoliaceae is named after a magnificent philanthropic man. No ethnobotanical information has been obtained for this species. More individuals of this rare species should be located, propagated and protected.

*Additional specimens examined:* MEXICO: Veracruz. Catemaco, Cerro al E de Rancho La Azufrera, 18°23'30"N, 94°53'15"W,

770 m, 10 Ago 1989 (fr), *R. Acosta-Pérez et al.* 3151 (CIB); Faldas del Volcán San Martín Tuxtla, Los Tuxtlas, 18°56'9"N, 95°21'91"W, 895 m, 23 May 2005 (fl bud), *E. Velasco-Sinaca* 669 (MEXU); Faldas del Volcán San Martín Tuxtla, 18°33'15.48"N, 95°13'26.76"W, 915 m, 21 Jun 2005 (fr), *E. Velasco-Sinaca* 699 (MEXU); San Andrés Tuxtlas, Ejido Lázaro Cárdenas, Cerro de Cárdenas, dentro de la Reserva de Los Tuxtlas, entrando por La Perla de San Martín, 18°34'26.6"N, 95°06'13.5"W, 579 m, 11 Oct 2011 (fr), selva alta perennifolia, *S. Sinaca-Colín* 3724 (MEXU); San Andrés Tuxtlas, Ejido Lázaro Cárdenas, 18°34'1.7"N, 95°06'31.9"W, 624 m, 7 May 2011 (fl), *J. A. Vázquez-García et al.* 9128 (IBUG).

*Magnolia lozanoi* A.Vázquez & De Castro, sp. nov.

*Type:* ECUADOR. Morona-Santiago: Gualaquiza Cantón, Campamento Achupalla, Cordillera del Cóndor, 15 km east of Gualaquiza, open bromeliad sward with scattered shrubs and small trees, 3°27'S, 78°22'W, 2090 m, 25 Jul 1993 (fl, fr), *Al Gentry* 80443 (holotype WIS!, isotype: MO).

*Description:* Tree 3 m; twigs 0.35–0.6 × .7–1.8 cm, densely yellowish pubescent; leaf blades 7–9.5 × 3.2–5 cm, elliptic to obovate, adaxially with hairs along the middle vein, abaxially appressed pilose, densely yellowish pubescent; petioles 0.85–1 × 0.15–0.25 cm, stipules 4–5 × 0.35 cm, densely yellowish pubescent, darker hairs on stem, with dark dots on the leaf surfa-

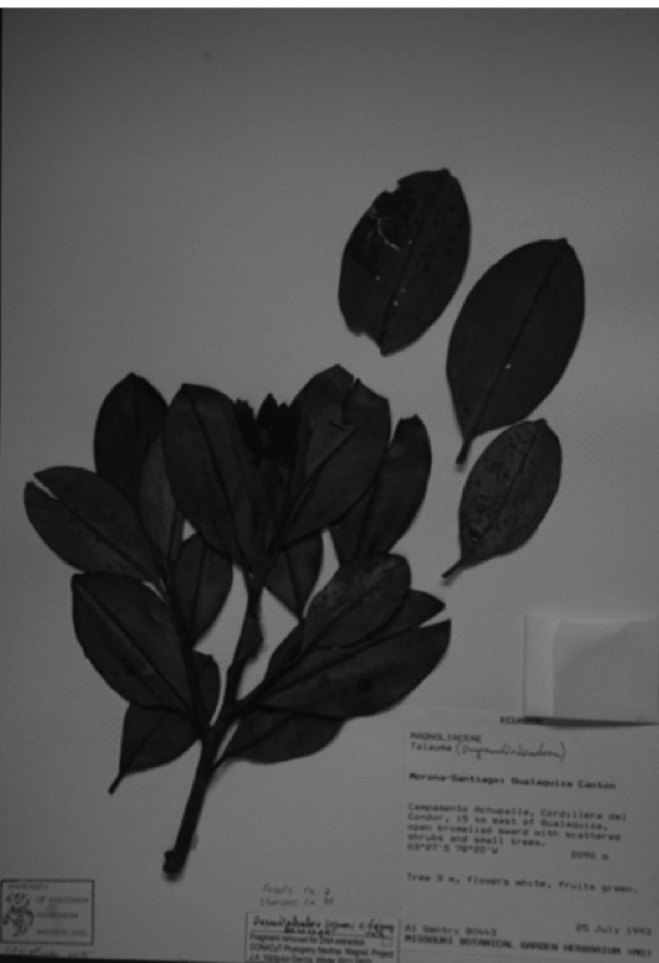


Figure 1.5.12 *Magnolia lozanoi*

ce, with 17–18 secondary veins per side; flower 2.8–2.9 cm, white; sepals abaxially tomentose, outer petals 1.4–1.4 × 2.8 cm, inner petals .9–2.5; gynoecium 1.2 × 0.35 cm, elliptic, densely tomentose; stamens 40, ca. 6 mm long, the connective 4 mm long, brittle and entangled; fruit with ca. 7 carpels, green.

*Diagnosis:* *Magnolia lozanoi* belongs to section *Talauma*, subsection *Dugandiendron*. It is morphologically similar to *M. mahechae* (Lozano) Govaerts, but it differs from the latter in having a smaller tree size 3 vs. 15–25 m, smaller obovate leaf blades 7–9.5 × 3.2–5 vs. elliptic 11.8 × 4.63 cm, shorter petioles 0.85–1 vs. 1.16 cm, and sparsely long black hairs on the twigs vs none.

*Distribution and ecology:* Endemic to Cordillera del Cóndor, in open tepui-like bromeliad sward at 2090 m elevation, with shrubs and scattered small trees.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* This species is described after Gustavo Lozano Contreras, an outstanding scholar and leading authority for decades on the systematics of Neotropical Magnoliaceae.

*Additional specimens examined:* Only known from the type locality.

*Magnolia multinervia* A.Vázquez, sp. nov.

*Type:* COSTA RICA: Limón. Parque Internacional La Amistad Sunidii (Agua de Venado), Croriña Quebrada Lumbeta, 9°25'15"N, 82°59'00"W, 600 m, 18 Jul 1989

(fr), Abelardo Chacón 223 (holotype: WIS!, isotype: CR).

*Description:* Tree 5 m tall; twig internodes 2–4 × 0.5–0.75 cm; leaf blades 33.5–35 × 10.1–11.1 cm, narrowly elliptic, with 20–21 secondary veins per side; petioles 5.1–6.5 × 0.3–0.45 cm; fruit 5.5 × 3.5 cm, pale green; fruit axis 5.5 × 2.2 cm, axis cells 1.1–1.2 cm long; carpels 26; basal carpels 2 × 2 cm, with lateral walls 0.4 × 0.4 cm, extended outward (winglike), v-shaped; upper carpels 1.15 × 1.2 cm with lateral walls 0.25–0.3 cm width (winglike), v-shaped; stamens 97; seeds 0.9 × 0.7 cm, cordiform or subprismatic with a flat side.

*Diagnosis:* *Magnolia multinervia* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. *M.*



Figura 1.5.13 *Magnolia multinervia*

*multinervia* overlaps partially with the geographically distant *M. sinacacolinii*, in terms of number of carpels and stamens, but it differs clearly from the latter in having larger leaf blades 33.5–35 × 10.1–11 vs. 16–30 × 5–12.5 cm, leaf blades narrowly elliptic vs. lanceolate with a larger number of secondary veins per side 20–21 vs. 12–14.

*Distribution and ecology:* A very restricted species known from one locality at Limón province in Costa Rica. It grows at an altitude of 600 m.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* The specific epithet is named in reference to the numerous secondary veins of the leaf blade of this species. No ethnobotanical data has been obtained for this species. As this species is only known from one loca-

lity at Limón province, it must be a target for conservation and research efforts.

*Additional specimens examined:* Only known from the type locality.

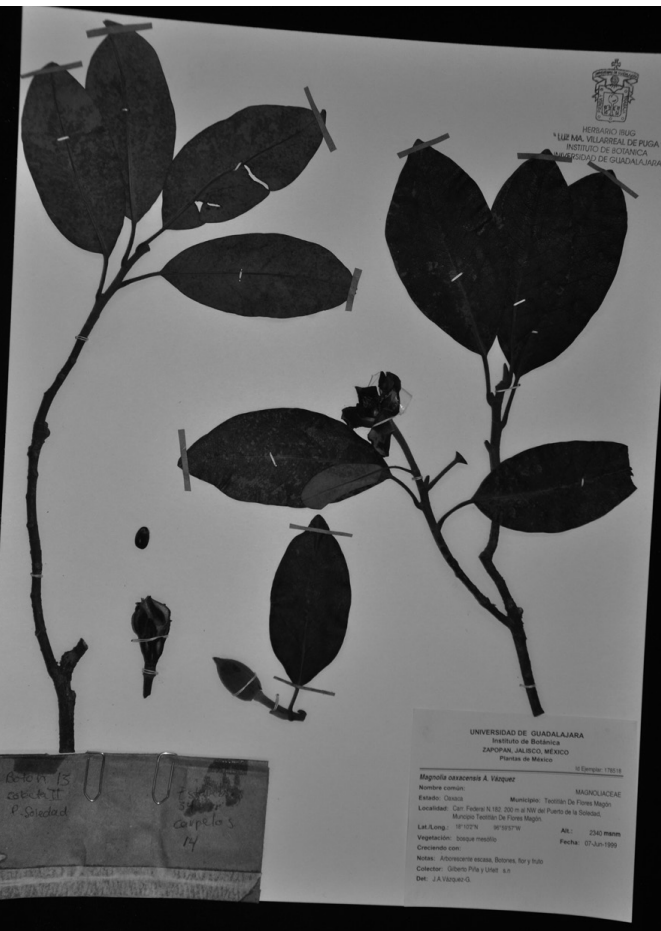
*Magnolia oaxacensis* A. Vázquez, sp. nov.

Type: MEXICO: Oaxaca. Puerto de la Soledad, Teotitlán de Flores Magón, Carr. Federal 182, 18°10'02"N, 96°59'57"W, 2340 m, 7 Jun 1999 (fl bud, fl, fr), *Gilberto Piña & Urlet s.n.* (holotype: IBU!, isotypes: MEXU!, IEB!, WIS!).

*Description:* Trees 4–5 m tall, 30 cm dbh; twigs 0.5–4.5 × 0.4–0.5 cm, yellowish pubescent; leaves 8.5–10.5 × 4.2–5.5 cm; petioles 2–2.6 × 1–2 cm, axilar foliar buds 0.4–1.6 × 0.2–0.4 cm; peduncle 1.9–2.9 × 0.3–0.4 cm, yellowish pubescent, 11–13 secondary veins per side; flower bud 2–2.9 × 1.2–1.5 cm, open flower 8 cm diam.; spatheaceous bract yellowish pubescent; sepals 3.1–3.8 × 1.7–2 cm; petals 3.1–3.7 × (1.5–) 2–2.2 cm, stamens 34–39, 1–1.1 cm long, styles 2–2.2 mm; fruits 3.1 × 1.7 cm yellowish pubescent, carpels 10–18, basal carpels 1.5–1.3 × 0.5–0.8 cm; seeds 0.1 × 0.6 cm, dark brown to reddish, smooth.

*Diagnosis:* *Magnolia oaxacensis* belongs to section *Magnolia*, subsection *Magnolia*. It is morphologically close to typical *M. schiedeana* Schlecht., but it differs from the latter in having a smaller number of carpels 10–18 vs. 18–25 (–30), smaller number of stamens 34–39 vs. 37–48, fruit and twigs yellowish pubescent vs. glabrous, and size leaf blades 8.5–10.5 × 4.2–5.5 vs. 15–22 (–24) × 6–8 (–9) cm.

Figura 1.5.14 *Magnolia oaxacensis*



*Distribution and ecology:* Only known from the Sierra Mazateca, Oaxaca. It grows in cloud forest, occasionally found on swampy pond margins. Flowering from March to July and fruiting in Jun.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* It is named after Oaxaca, the richest state in Mexico terms of its biodiversity and cultural diversity as well. It is locally known as “yolosuchitl”. Scattered trees were observed, with no seedlings or saplings nearby. The fruits rarely produce seeds, thus the propagation of this species is highly recommended.

*Additional specimens examined:* MEXICO: Oaxaca. Sierra Mazateca, Cerro de Los Frailes, District of Teotitlán. 2000 m, 8 Jul. 1989 (fl), R. E. Schultes 811 (EHOA); Puerto de la Soledad, Teotitlán del Camino 2150 m, 20 Jun 1979 (fr), M. Sousa 10415 (MEXU), Teotitlán del Camino 2000 m, 25 mar 1989(fl), J.A. Vázquez-García 4975 (WIS); 2100 m, 2 Apr 1972 (fl), T. MacDougal H340 (NY, F); Los Frailes, 25 Mar 1989 (fl), J.A. Vázquez-García et al. 4990 (WIS).

*Magnolia peruviana* A.Vázquez, sp. nov.

*Type:* PERU: Amazonas. Bagua Province, Distrito Imaza, Region del Marañon, Comunidad de Yamayakat, Quebrada Kuschapi, Río Marañon, Bosque primario colinas, 4°55'S, 78°19'W, 550 m, Feb 1995 (fl bud), R. Vasquez 20057 w/ N. Jaramillo, R. Apanu y R. Kugkumas (holotype: WIS!, isotype: MO).

*Description:* Trees 12–30 m, 0.14–0.41 m dbh; twig internodes 0.4–1.9 × 0.3–0.85 cm; leaf blades 11–31.5 × 5.5–18 cm, broadly ovate to elliptic-obovate, glabrous, occasionally acute at the apex; stipules 3.2 × 0.8 cm linear lanceolate, petioles 2.5–6.5 cm, with 12–15 secondary veins per side; fl bud 4.5–3 cm, sepals 3; 2.9–3.4 × 1.85–2 cm, petals 6; external cycle 2.8–2.9 × 1.8–2.2 cm, cochleated; internal cycle 1.4–2.7 × 1.6–1.75 cm, cochleated; stamens 112 0.99–1.01 × 0.01–0.015 cm; gynoecium 2 × 1.15 ellipsoid; carpels 22–24.

*Diagnosis:* *Magnolia peruviana* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is morphologically close to the geographically distant *M. gloriensis*, from Costa Rica, but it differs from the latter in having lar-

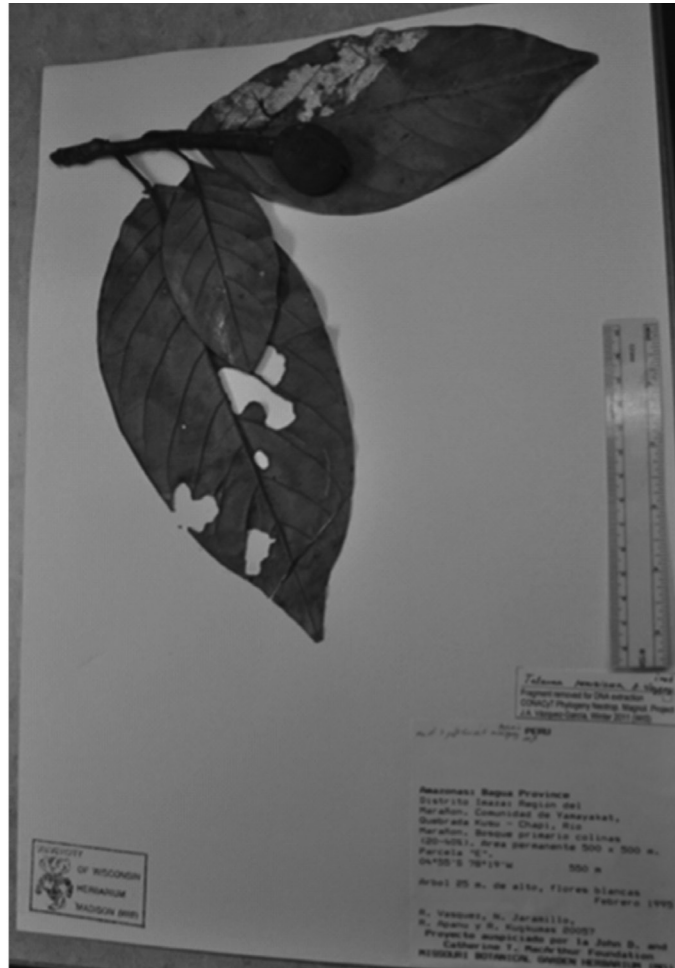


Figura 1.5.15 *Magnolia peruviana*

ger leaf blades  $16-32 \times 8-18$  vs.  $10-17 \times 4-6$  cm, leaf blades broadly elliptic ovate to elliptic obovate and coriaceous vs. broadly lanceolate and papiraceous, and smaller number of carpels  $22-24$  vs.  $24-30$ .

*Distribution and ecology:* This species grows at 550 m in elevation.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* It is named after the country Perú in honor to their great history led by the Inca Empire. No ethnobotanical information has been obtained for this species. The species should be protected immediately.

*Additional specimens examined:* PERU: Amazonas. Bagua Province, Distrito Imaza, Region del Marañon, Comunidad de Yamayakat, Quebrada Kusu-Chapi, Río Marañon,  $4^{\circ}55'S$ ,  $78^{\circ}19'W$ , 550 m, Feb 1995 (sterile), R. Vasquez. et al. 19715 (MO, WIS!); Ama-

zonas, Bagua Province, Distrito Imaza, Region del Marañon, Comunidad de Yamayakat, Quebrada Kusu-Chapi, Río Marañon,  $4^{\circ}55'S$ ,  $78^{\circ}19'W$ , 550 m, Feb 1995 (sterile), R. Vasquez et al. 19381 (MO, WIS!).

*Magnolia sinacacolinii* A.Vázquez, sp. nov.

*Type:* MEXICO. Veracruz. Mpio. Catemaco. Ejido López Mateos, Los Tuxtlas,  $18^{\circ}26'39.8''N$ ,  $95^{\circ}00'20.4''W$ , 309 m, lower montane rainforest, in an induced pasture, at 10 m from the rural road, 7 May 2011 (fl bud, fl), J. Antonio Vázquez-García 9134 w/ Santiago Sinaca-Colín, Miguel A. Muñiz-Castro, Miguel de J. Cházaro-B. & Ernesto De Castro-Arce (holotype: IBUG!; isotype: MEXU!).

*Description:* Tree 7–15 m, bark gray, smooth; leaf blades  $16-30 \times 5-12.5$  cm, 12–14 secondary veins per side; flower buds  $4 \times 3-3.5$  cm, pale green; flowers white, fragrant; sepals 3, abaxially green; petals 6, creamy white; stamens 71–112; gynoecium  $2.1-2.3 \times 1.8-1.9$  cm; fruit subglobose, grayish brown; fruit axis  $5.4 \times 1.8$  cm, elliptic; carpels 20–28,  $1.8-3.75 \times 1.3-2$  cm; seeds  $1-2.8 \times 0.75-1.8$  cm, yellowish.

*Diagnosis:* *Magnolia sinacacolinii* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. *M. sinacacolinii* overlaps partially with the geographically distant *M. multinervia*, in terms of number of carpels and stamens, but it differs clearly from the latter in having smaller leaf blades  $16-30 \times 5-12.5$  vs.  $33.5-35 \times 10.1-11$  cm, leaf blades lanceolate vs. narrowly elliptic, with a smaller number of secondary veins per side 13–14 vs. 20–21.



Figura 1.5.16 *Magnolia sinacacolinii*

*Distribution and ecology:* This species is distributed in lower montane tropical rain-forest of Veracruz, Mexico. It grows on steep slopes ranging in altitudes from 200 to 550 m, also growing with *Quercus* spp. and *Liquidambar styraciflua* L. in areas of perturbations, flowering in May.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* The specific epithet honors Santiago Sinaca Colín, an outstanding explorer of the tropical rain forest of southern Mexico specially of the Los Tuxtlas region. As the habitat for this species was subject of selective logging and wood extraction, some attention might well be paid to this species in order to evaluate the health of its populations and habitats.

*Additional specimens examined:* MEXICO: Veracruz. Mpio. San Andrés Tuxtla, Cerro Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, 18°34'—18°36'N, 95°04'—95°09'W, 550 m, 24 Apr 1986 (fl bud), *S. Sinaca Colín & F. Chigo* S. 646 (IPN!, MEXU!/Los Tuxtlas); Mpio. San Andrés Tuxtla, Cerro Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, 18°34'—18°36'N, 95°04'—95°09'W, 500 m, 22 May 1986 (fl), *G. Ibarra-Manríquez & S. Sinaca-Colín* 2873 (MEXU!/Los Tuxtlas); Mpio. San Andrés Tuxtla, Ejido Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Los Tuxtlas, 3 Ago 1986 (fl), *C. León-G.* 154 (MEXU!); Mpio. San Andrés Tuxtla, Cerro Lázaro Cárdenas, Cerro Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, 18°34'—18°36'N, 95°04'—95°09'W, 550 m, 31 Oct 1986 (fr), *S. Sinaca-Colín* 1036 (MEXU!/Los Tuxtlas); Mpio. San Andrés Tuxtla, Cerro

Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, 18°34'—18°36'N, 95°04'—95°09'W, 550 m, 31 Oct 1986 (fr), *S. Sinaca-Colín* 1037 (MEXU!/Los Tuxtlas); Mpio. San Andrés Tuxtla, Lote 69, Cerro Lázaro Cárdenas, Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, 18°34'—18°36'N, 95°04'—95°09'W, 550 m, 22 May 1989, *G. Ibarra-Manríquez & S. Sinaca-Colín* 3389 (MEXU!/Los Tuxtlas); Mpio. Catemaco. 2 km E of town La Palma by the road from La Palma to El Real, 14 May 1973 (fl bud), *A. Villegas H.* 127 (F, MEXU!, WIS!); Mpio. Catemaco. Ejido López Mateos, 8 km E of Coyame, Los Tuxtlas, 18°26'20.04"N, 95°57'56.7"W, 243 m, 21 Oct 2008 (fr), *V. Corona-De Ita et al.* 32 (MEXU!/Los Tuxtlas); Mpio. San Pedro Soteapan, 1 km E of Magallanes, 18°21'30"N, 94°46'00W, 420 m, 14 Apr 1986, *R. Acosta-P. et al.* 1065 (CIB!, XALU); Mpio. San Pedro Soteapan, Mirador Pilapa, 200 m, 15 May 1986 (fl bud), *M. Vázquez-T. et al.* 3452 (XALU, WIS!); Mpio. Mecayapan, base of Volcan Santa Marta, above Tatahuicapan, 250 m, 15 May 1986, (fl), *J.V. LaFrankie* 1247 (TENN!); Mpio. Mecayapan, Los Tuxtlas range, very steep slopes adjacent to sharp ridge ascending Volcan Santa Marta, 500 m, 18 May 1986 (fl bud), *J.V. LaFrankie* 1288 (TENN!).

*Magnolia steyermarkii* A.Vázquez, sp. nov.

*Type:* GUATEMALA: Dept. Huehuetenango, vicinity of Maxbal, about 17 miles north of Barillas, Sierra de Los Cuchumatanes, 1500 m, 15—16 July 1942 (fl, fr), *Julian A. Steyermark* 48895 (holotype: F!).

Trees 16 m, ca. 40 cm dbh; twig internodes 0.7—1.7—× 0.7—0.8 cm, glabrous,



with elongated lenticels 1—5 × 1—1.5 mm, dark brown; petioles, 4—7.5 × 0.4—0.5 cm, adaxially flat, abaxially convex, thickened and darkened at the base, glabrous; leaf blade 20—22.5 × 12—12.5 cm, broadly elliptic, obtuse at the apex, obtuse at the base, the very base with leaf tissue shortly decurrent (0.4—0.5 cm) and converging to the tip of the stipular scar on the petiole, coriaceous, with 11—12 secondary veins per side, glabrous or glabrate at the mid vein; flowers ca. 12 cm in diam., creamy-white, pedunculate, flower bud 4 × 3.5 spathaceous bract 1, sepals ca. 6 × 5 cm, cochleate, thinner than petals, adaxially dull white; petals 6, in two whorls; outer petals 6.9 × 3.5 cm, thicker, firm, dull white; inner petals 6 × 2.9 cm, firm,

dull white; stamens ca. 76. Gynoecium ovoid 3.5 × 2—2 cm, with 30—32 united carpels, styles soon deciduous, brown; carpels striate at the base, angulose at the dorsal portion. Fruits and seeds unknown, likely ellipsoid.

*Diagnosis:* *Magnolia steyermarkii* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. *M. steyermarkii* overlaps, in terms of number of carpels, with the geographically distant *M. talamancana* from Costa Rica, but it differs from the latter in having a larger number of stamens 76 vs. 56, longer petioles 4—7.5 vs. 1.3—3.3 cm, leaf blades broadly elliptic with obtuse to acute apex vs. elliptic lanceolate with acuminate apex.

*Distribution and ecology:* Only known from the type locality. Flowering in July, likely fruiting from September to October.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* The specific epithet honors the botanical accomplishments of Julian Alfred Steyermark, an extraordinary botanist of both temperate and tropical floras including his monumental work on the Flora de Guatemala where this species appears to be endemic. This species is locally known as “palo de peña” with fragrant flowers with faint odor suggestive of apple blossoms. This rare species is in urgent need of protection.

*Additional specimens examined:* GUATEMALA: Department of Izabal, in Corozal between Cienaga and Seja on Guatemala Road, May 6 1971, *E. Contreras 10735* (IPN!, UDT).



Figura 1.5.17 *Magnolia steyermarkii*

*Magnolia talamancana* A.Vázquez, sp. nov.

Type: COSTA RICA. Limón: Cantón de Talamanca, Sukut. De las juntas de Río Urén y Río Sukut, 1.5 km aguas arriba sobre éste, margen derecha siguiendo el sendero hacia Boca de Río Buruy, 9°24'10"N; 82°57'40"W, 450 m, 8 Jul 1989 (immature fr.), *Gerardo Herrera 3215* (holotype: WIS!, isotypes: CR, MO).

Trees 5—6 m tall, bark aromatic; twig internodes 0.4—1.9 × 0.45—0.5 cm; leaves (10.5) 18—33.5 (—35) × (4—) 7.5—12 (—12.5) cm, 10—13 secondary veins per side; petioles 1.3—3.3 × 0.15—0.4 cm; gynoecium ovoid-subglobose 2.4 × 2 cm; dorsal pistils 1.5—1 × 3.5 cm; stamens 56; fruit immature, pale green; carpels ca. 30 apparently separate, pubescent, yellowish green; mature fruit and seeds unknown.

*Diagnosis:* *Magnolia talamancana* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. It is morphologically close to *M. costaricensis*, it differs from the latter in having a larger number of carpels, ca. 30 vs. 16—19; the carpels yellowish-green pubescent vs. glabrous and glaucous; and a smaller number of stamens, 56 vs. 86.

*Distribution and ecology:* Endemic to Costa Rica. On the margins of Río Urén, Cantón Talamanca, at 450 m in elevation. Fruiting in July.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* It is named after the Talamanca region, no ethnobotanical data has been obtained for this species. This rare species is under need of immediate protection.

*Additional specimens examined:* Only known from the type locality.

*Magnolia vallartensis* A.Vázquez & M. Muñiz, sp. nov.

Type: MEXICO: Jalisco. Mpio. Puerto Vallarta, 5.5 km al suroeste del puerto, 20°32'48"N, 105°16'7.6"W, 102 m, 3 Dic 2009 (fl, fl bud, fr), *J. Antonio Vázquez García 9343 w/ Rosa Murguía Araiza & Ricardo Díaz Borioli 9645* (Holotype: IBUG, Isotypes, MEXU, IEB, WIS).

*Description:* Trees 15 m, 0.2 m dbh, first branches at 1.5 m height, twig internodes 1—3 × 0.4—0.6 cm, lenticellate, internodes glabrous, nodes yellowish pubescent. Leaf blades 13.5—25.3 × 6—10.8 cm, broadly



Figura 1.5.18 *Magnolia talamancana*

elliptic to obovate or broadly lanceolate, obtuse to acute at the apex; petioles  $2\text{--}3.4 \times 0.1\text{--}0.3$  cm, adaxially channeled, thickened and dark at the base, with 14-16 secondary veins per side; flower bud  $3.7\text{--}5 \times 2.3\text{--}2.5$  cm, ovoid; peduncle  $2.1\text{--}3 \times 0.3\text{--}0.6$  cm, with a short internode (5-8 mm); spatheaceous bract 1,  $3.4 \times 3.6$  cm, concave, glabrous; open flowers 8.3-12.5 sepals 3,  $4.6\text{--}5.8 \times 1.5\text{--}2$ , obovate greenish-whitish, reflexed; petals 6-8, outer ones  $3\text{--}6.6 \times 1.9\text{--}3.5$ , 0.3 mm wide at base, creamy-white, tinged with salmon-orange at the abaxial base; inner ones  $1.8\text{--}4.2 \times 0.9\text{--}1.8$  cm, 0.15 mm at base; stamens 75-82 (-118),  $1\text{--}1.1 \times 0.1$  cm, linear, triangular at the apex, creamy-white, longitudinally concave, slightly contorted, wider at toward the apex, some wider at the base; gynoecium  $1.5\text{--}1.6$

$\times 0.6\text{--}0.8$  cm, with 14-19 carpels; styles  $2\text{--}2.5 \times 0.3$  mm, curved, whitish, carpels  $0.9\text{--}2.7 \times 0.5\text{--}1.2$ ; fruit  $2.4\text{--}5.1 \times 2\text{--}2.3$ , obovate, seeds  $0.6\text{--}0.9 \times 0.2\text{--}0.3$  cm, ovate to suborbiculate, scarlet red.

*Diagnosis:* *Magnolia vallartensis* belongs to section *Magnolia*, subsection *Magnolia*. It is morphologically close to *M. pacifica* A. Vázquez, however it differs from the latter in having leaves broadly elliptic vs. elliptic-lanceolate, the apex frequently obtuse vs. frequently acute, the abaxial base of outer petals tinged with pale orange vs. not tinged and petals 6-8 vs. 6.

*Distribution and ecology:* only known from Puerto Vallarta and Cabo Corrientes. On the upper edges of gallery forest at lower elevations 100-1000 m elevation.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* The specific epithet is named after the municipality of Puerto Vallarta, the type locality of this species. No ethnobotanical information has been obtained for this species. Its propagation and protection is urgently needed.

*Additional specimens examined:* MEXICO: Jalisco: Puerto Vallarta. 5.5 km al suroeste de Puerto Vallarta,  $20^{\circ}32'48''\text{N}$ ,  $105^{\circ}16'7.6''\text{W}$ , 102 m, 3 Dic 2009 (fl, fl bud), M. Cházaro-B. & R. Díaz-Borioli 9645 (IBUG). Mpio. Cabo Corrientes, de Provincia a Zimapán, del lado izquierdo del camino, 900 m, 12 Mar 2011, J.A. Vázquez-García et al. 9084 (IBUG!); Mpio. Cabo Corrientes, de Provincia a Zimapán, 980 m, 27 jun 2012, J.A. Vázquez-García et al. 9360 (IBUG, MEXU, IPN).



Figura 1.5.19 *Magnolia vallartensis*

*Magnolia wetterii* A. Vázquez, sp. nov.

*Type:* COSTA RICA: Puntarenas, Parque Nacional Corcovado, Cerro Brujo, cabeceiras de Quebrada Vaquedano, 8°39'00"N, 83°35'50"W, 617 m, 19 Jul 1990 (fr), Gerardo Herrera 3971 w/ Ricardo Soto & Florencio Madrigal (holotype WIS!, isotypes: CR, MO).

*Description:* Trees 15–30 m, 30–57.2 cm dbh; twig internodes 0.9–1.45 × 0.8–0.9 cm; leaf blades 22.8–30 × 9–12.2 cm; petioles (1.4–) 3.6–4.7 × 0.2–0.45 cm, with 12–13 secondary veins per side; flower bud 3 × 2 cm ellipsoid; open flower 5 cm long, 7 cm in diameter; sepals 3, 5.5–5.7 × 1.9–2.4 cm; petals 6–9, external petals 5–5.1 × 1.8–2.3 cm; internal petals 4.4–4.8 × 1.7–1.8 cm; stamens 140–190, 1.7–1.8 × 0.2–0.25 mm, the connective 0.3–0.4 cm, triangular; carpels 35–42, v-shaped; fruit axis 5.5 × 2.1 cm, axis cells 1.1 × 0.6 cm; basal carpels 3–4 × 1–1.1 cm, 0.8 cm thick; intermediate carpels 2.1 × 1.1 cm, 0.8 cm thick; upper carpels 1.9 × 0.9 cm, 0.8 cm thick; seeds 0.95 × 0.8 cm; length to first cell from stamens 0.5 cm.

*Diagnosis:* *Magnolia wetterii* belongs to section *Talauma*, subsection *Talauma*. *M. wetteri* overlaps much with *M. ofeliae*, in terms of number of carpels and number of stamens, but it differs from the latter in having much smaller leaves 20–30 × 4–14 vs. 35–45 × 23–2 cm, smaller fruit size 6 × 4.5 vs. 15 × 8.5–9 cm, and longer petioles 9.5–12 vs. 1.7–4.5 cm.

*Distribution and ecology:* This species is restricted to the south part of Costa Rica

and is only known from the Osa peninsula. Its altitudinal range goes from 130 to 617 m, coexisting with *Iriartea*, *Symphonia*, *Otoba* and *Protium* spp.

*Etymology, ethnobotany and conservation:* The species epithet is named after Mark Allen Wetter an excellent curator at the Wisconsin State Herbarium (WIS). No ethnobotanical data has been recorded for this species. Thomsen (860), reports logging activities in the area so research is needed to evaluate the populations health and conservation initiatives.

*Additional specimens examined:* COSTA RICA: Cantón de la Osa, Aguabuena, 3 km W of Rincón, One-hectare permanent sam-



Figura 1.5.20 *Magnolia wetterii*

ple plot 800 m N of the house of Henry Monge, 8°42'N, 83°30'W, 130 m, 15 Apr 1993 (fl), *K. Thomsen* 860 (CR, K, US, WIS!); Puntarenas, Cantón de la Osa, Rancho Quemado, Sector Norte, Camino a Estero Guerra, 8°43'30"N, 83°34'50"W, 320 m, 9 Mar 1992 (fl bud), *J. Marín* 414 (CR, MO, WIS!).

## CONCLUSIONS

Including the new species, here proposed, 93 % (100 out of 108) of the species of *Magnolia* in the New World were Neotropical, distributed from Tropic of Cancer to Tropic of Capricorn. *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Talauma*, with 56 species was the richest of all Neotropical Magnoliaceae, occurring from southwestern Mexico to Paraná, Brazil, followed by *Magnolia*, section *Magnolia*, with 19 New World species (18 Neotropical ones ranging from Mexico to Darién, Panamá), *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Dugandiodendron*, with 16 species (occurring from Venezuela to Colombia and Ecuador), and *Magnolia*, section *Talauma*, subsection *Cubenses*, with 10 species (confined to the Caribbean islands). Seventeen of the new species, here proposed, belonged to subsection *Talauma*, two to section *Magnolia* y one to subsection *Dugandiodendron*. The most diverse countries in terms of their Neotropical species of Magnoliaceae were Colombia with 33 species, followed by Mexico with 21, Costa Rica with 10, Peru with eight and Ecuador with six. This study contributes to the understanding of the unexpectedly high diversity of Magnoliaceae, particularly, in Mexico and Central America, however, despite significant advances in the taxonomy of Magnoliaceae in the Americas, a basic synopsis of Magnoliaceae for Mexico and Central America is still missing and is urgently needed in order to guide protection and conservation decisions for these diverse, spatiotemporally wide ranging, and, therefore, biogeographically informative group of plant species.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Dr. Salvador Mena Munguía, chancellor of the Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA), Dr. Ramón Rodríguez Macías, chairman of Departamento de Botánica y Zoología and Dr. Enrique Pimienta Barrios, Secretario Académico at CUCBA, the three from Universidad de Guadalajara for their academic support. Special thanks to Mark Wetter, Theodore S. Cochrane, Ken Cameron and Hugh H. Iltis, all from University of Wisconsin-Madison for all their valuable support to study the collections at the WIS herbarium. To Francisco "Chico" González Palomera, Toribio Quintero Moro, Rosa Murguía Araiza, Santiago Sinaca Colín, Heriberto Hernández, Alicia L. Leinberger, Harvey E. Ballard Jr., Daniel Ausem, and Manuel Rosales Castellanos for their experienced assistance during fieldwork.

## LITERATURA CITADA

- Azuma, H., J. G. García-Franco, V. Rico-Gray & L. Thien. 2001. Molecular phylogeny of the Magnoliaceae: The biogeography of tropical and temperate disjunctions. *American Journal of Botany*. 88: 2275—2285.
- Cruz-Durán, R., & J. Jiménez-Ramírez. 2005. *Magnolia krusei* (Magnoliaceae), una especie nueva de Guerrero, México. *Novon* 15: 438-441.

- Cruz-Durán, R., K. Vega-Flores & J. Jiménez-Ramírez. 2008. *Magnolia vazquezii* (Magnoliaceae), a new species from the state of Guerrero, Mexico. *Novon* 18: 21-24.
- Dillon, M. O. & I. Sánchez-Vega. 2009. A new species of *Magnolia* (Magnoliaceae) from the Alto Mayo, San Martín, Peru. *Arnaldoa* 16(1): 7-12.
- Figlar, R. & H. O. Nootboom. 2004. Notes on Magnoliaceae IV. *Blumea* 49: 87—100.
- Figlar, R. B. 2006. Taxonomy topics: a new classification for *Magnolia*. In Royal Horticultural Society (ed.), *Rhododendrons with Camellias and Magnolias*. MPG Books Ltd., Bodmin, Cornwall, pp. 69–82.
- Howard, R.A. 1948. The morphology and systematics of the West Indian Magnoliaceae. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 75: 335-357.
- Jiménez-Ramírez, J., K. Vega-Flores, R. Cruz-Durán & J. A. Vázquez-García. 2007. *Magnolia guerrensensis* (Magnoliaceae), una especie nueva del bosque mesófilo de montaña del estado de Guerrero, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80: 73-76.
- Lozano-C., G. 1994. *Dugandiodendron* y *Talauma* (Magnoliaceae) en de Neotrópico. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales. Colección Jorge Alvarez Lleras, no. 3, 147 p.
- Nee, M. 1994. A new species of *Talauma* (Magnoliaceae) from Bolivia; *Brittonia* 46(4): 265-269.
- Nie, Z. L., J. Wen, H. Azuma, Y. L. Qiu., H. Sung, Y. Meng, W. B. Sun, & E. A. Zimmer. 2008. Phylogenetic and biogeographic complexity of Magnoliaceae in the Northern Hemisphere inferred from three nuclear data sets. *Molecular Phylogenetic and Evolution* 48: 1027—1040.
- Nootboom, H. P. 1993. Magnoliaceae. In K. Kubitski, J. G. Rohwer, and B. Trich (eds.). *The families and genera of vascular plants, vol. II*, 391—401. Springer Verlag, New York, USA.
- Nootboom, H. P. 1998. The tropical Magnoliaceae and their classification. In D. Hunt (ed.), *Magnolias and their allies*, 71–80. David Hunt, Milborne Port, UK.
- Nootboom, H. P. 2000. Different looks at the Classification of Magnoliaceae. In Liu Yu-hu et al. (eds.), *Proceedings of the International Symposium on the Family Magnoliaceae*: 26—37, Science Press, Beijing.
- Rockwell, H.C., Jr. 1966. The genus *Magnolia* in the United States. M.A. Thesis. West Virginia University. Morgantown, WV. 93 p.
- Serna, M., C. Velásquez, A. Cogollo. 2009. Novedades taxonómicas y un nuevo registro de Magnoliaceae para Colombia. *Brittonia* 61(1): 35-40.
- Vázquez García, J. A. 1990. Taxonomy of the genus *Magnolia* in Mexico and Central America. M.S. Thesis. University Of Wisconsin-Madison. 224 pp.
- Vázquez García, J. A. 1994. *Magnolia* (Magnoliaceae) in Mexico and Central America: a synopsis. *Brittonia* 46 (1): 1-23.
- Vázquez-García, J. A., E. De Castro-Arce, M. A. Muñoz-Castro & M. De J. Cházaro-Basáñez. 2012a. *Magnolia zoquepopolucae* (subsection *Talauma*, Magnoliaceae), a new species from Sierra de Santa Marta, Veracruz, Mexico. *Phytotaxa* 57: 51–55.
- Vázquez-García, J. A., M. A. Pérez-Farrera, N. Martínez-Meléndez, G. Nieves-Hernández & M. A. Muñoz-Castro. 2012b. *Magnolia Mayae* (Magnoliaceae), A New Species From Chiapas, Mexico. *Botanical Sciences* 90 (2): 109-112.

## 1.6 Genetic variation in isolated mexican populations of the endemic maple *Acer skutchii* Rehd\*

Gerardo Lara-Gómez, Oliver Gailing, Reiner Finkeldey.

### RESUMEN

La variación genética de tres poblaciones relictuales de *Acer skutchii* del occidente de México fue determinada mediante marcadores microsatélites (cinco nucleares y diez cloroplastos) además de 161 AFLP loci. La variación genética total fue baja, particularmente la de Manantlán, atribuido por la deriva genética. Esfuerzos de conservación *in situ* de este recurso genético debe centrarse sobre todo en las poblaciones más grandes de Talpa, y como medida complementaria de conservación se deben establecer plantaciones *ex situ* que incluyan de forma mezclada la progenie de las tres poblaciones.

### ABSTRACT

We observed genetic variation of relic populations of *Acer skutchii* in three small populations in the West of México at five nuclear and ten chloroplast microsatellite loci and 161 AFLP loci. The total variation of the studied populations was low, particularly in population Manantlán, it is explained by genetic drift. Efforts for *in situ* conservation of genetic resources should primarily focus on the larger populations in Talpa. A mixed plantation with progenies from all populations should be established as a complementary *ex situ* conservation measure.

**M**any tree species occur scattered and in low density in natural and naturally regenerated forests. The discontinuous distribution of many scattered species suggests reproductive isolation of comparatively small populations to be common. However, it is not appropriate to estimate reproduction effective population sizes based on distribution patterns of a plant species as long as the extent of gene flow among more or less widely separated trees is unknown (Stacy *et al.*, 1996).

High levels of genetic variation were not only reported for common and widespread tree species, but also for rare trees occurring

in low density in the temperate (Demesure *et al.*, 2000) and tropical (Hamrick and Muirawski, 1991) zone. The observation of high levels of genetic variation for most tree species (Hamrick *et al.* 1992) and usually low differentiation among populations (Austerlitz *et al.*, 2000) is interpreted as an indication of extensive gene flow resulting in effectively large populations. Thus, strong effects of genetic drift due to small population sizes have been reported for comparatively few forest tree species such as the endemic *Pinus torreyana* (Ledig and Conkle, 1983). However,

today's \* Este artículo fue publicado en la revista alemana Allgemeine Forst und Jagdzeitung 176 (6-7): 97-103. 2005.  
population sizes

may be poor indicators for the impact of drift on genetic structures. For example, the extraordinary low levels of genetic variation of the rather common and widespread *Pinus resinosa* are explained by a bottle-neck effect in the evolutionary past of the species (Allendorf *et al.*, 1982).

Low levels of genetic variation have been reported for several endemic species with extraordinarily low numbers of surviving plants (for example, Dowe *et al.*, 1997). In this study we examine patterns of genetic variation in populations of the very rare and endangered Mexican maple *Acer skutchii*. The diploid species is hermaphroditic. Pollen is assumed to be dispersed both by insects and wind. Fruits (samaras) are wind-dispersed. The current distribution of *A. skutchii* is very scattered. It only occurs in six small and distant locations in Central American high mountain cloud forests. Five populations are known to exist in Mexico (Jardel *et al.*, 1993; Vázquez *et al.*, 2000) and one in Guatemala (Rehder, 1936). Temperate species such as *A. skutchii* may have been more widely distributed during the last glacial period in Central America (Rzedowski, 1965; Toledo, 1982; Jardel *et al.*, 1993). The fragmentation of populations and the decrease of population sizes were presumably initiated approximately 9000 years BP when the climate became warmer (Lozano-García, 1993).

We used Amplified Fragment Length Polymorphisms (AFLPs; Vos *et al.*, 1995) as well as nuclear and chloroplast microsatellites (Simple Sequence Repeats; SSRs) in order to observe patterns of genetic variation in three Mexican populations of *A. skutchii*.

The objectives of our study are (i) to assess levels of genetic diversity in small relic populations of *A. skutchii*, (ii) to characterize genetic differentiation among widely separated populations and among two spatially separated, but neighbouring sub-populations and (iii) to compare variation patterns at AFLPs and at SSRs.

Our results will form a basis for the conservation of the endangered populations and for the management of the genetic resources of *A. skutchii* in Mexico.

## MATERIALS AND METHODS

### Plant material

A total of 461 *A. skutchii* trees grow in Talpa (Talpa 1: 114 trees; Talpa 2: 347 trees) and only 26 mature trees consists The Manantlán population. We sampled five fully developed leaves from 30 randomly selected, mature trees in populations Talpa 1 and Talpa 2, respectively, and from 20 trees in population Manantlán.

### Laboratory procedures

Total DNA was extracted from dried leaves using the DNeasy™ Plant Minikit (Qiagen, Hilden; Germany). PCR amplification was performed in the Peltier Thermal Cycler (PTC-0200 version 4.0, MJ Research) and PCR reactions were carried out with one primer that was labelled with the fluorescent dyes 6-FAM, HEX (metabion) or NED (Applied Biosystems). Fragments were separated on an automatic sequencer (ABI 3100 Genetic Analyser, Applied Biosystems) with



GS 500 ROX as internal standard (fluorescent dye ROX). The size of microsatellites was determined with the computer programs Genescan 3.7 and Genotyper 3.7 (Applied Biosystems). Ten chloroplast microsatellites (ccmp1 to ccmp 10) were amplified for all 80 samples according to the protocol of Weising and Gardner (1999) with slight modifications. Separation and analysis of fragments followed procedures described for nuclear SSRs.

For AFLP analysis total genomic DNA was digested with *EcoRI* (hexacutter) and *MseI* (tetracutter). Corresponding oligonucleotide adapters were ligated to restriction fragments following the protocol of Vos *et al.* (1995). A preselective amplification was carried out with the primer pair E01/M03 (nomenclature follows the standard list for AFLP® primers, <http://wheat.pw.usda.gov/gg-pages/keygeneAFLPs.html>). The sizes of AFLP fragments were determined with Genescan 3.7 and Genotyper 3.7 (Applied Biosystems). Absence or presence of fragments in all samples was transformed into a 0/1 matrix.

#### Data analysis

Genetic variation within populations was assessed as percentage of polymorphic loci (PPL), (average) number of alleles per locus (A), and expected heterozygosity ( $H_e$ ) (Nei, 1973) for codominant microsatellite loci. Presence or absence of AFLP fragments was recorded for all investigated individuals.

Genetic differences between populations were measured as genetic distances between population pairs according to Nei (1972).

Differentiation was illustrated by cluster diagrams based on Nei's (1972) genetic distance using UPGMA (Sneath and Sokal, 1973). Differentiation among the three populations was also assessed by the F-statistics of Wright (1969) for SSRs. Population genetic structure for AFLPs ( $F_{st}$ , Wright's fixation index) was calculated with AFLP-surv 1.0 (Vekemans *et al.*, 2002) according to Lynch and Milligan (1994) after estimating allele frequencies with default method 4 (Bayesian method with non-uniform prior distributions of allele frequencies, Zhivotovskiy, 1999). The total genetic diversity ( $H_T$ ) found in all three populations was partitioned into contributions of single populations ( $H_T(j)$ ) due to their within-population diversity ( $H_S(j)$ ) and their differentiation from other populations ( $D_{ST}(j)$ ) following Finkeldey and Murillo (1999). The number of private alleles unique to a single population was counted for each population at SSRs. Likewise, the number of loci showing variation in a single population only was calculated for AFLPs.

The computer program POPGENE (Version 1.31; Yeh *et al.*, 1999) was used for most computations. Significant deviations from Hardy-Weinberg Equilibrium (HWD) were determined with Fisher's exact test (Genepop on the web version 3.4, <http://wbiomed.curtin.edu.au/genepop/>, Raymond & Rousset, 1995) and the Markov chain method implemented in Genepop 3.4 and Arlequin (Schneider *et al.*, 2000).

RESULTS

Variation within populations

A total of 13 alleles were detected at the five SSR loci (Table 1). One locus was monomorphic in all populations, and no more than 4 alleles were observed at any SSR locus. The mean fixation indices ( $F_{IS}$ ) were 0.166 for Talpa 1, 0.298 for Talpa 2, and -0.0742 for Manantlán. Thus, there is a tendency for increased homozygosity relative to Hardy-Weinberg proportions in both Talpa populations, but not in the Manantlán population. Deviations from Hardy-Weinberg proportions determined using option 1 (Hardy-Weinberg exact tests) of Genepop 3.4 (webversion) were significant for Map 34 in population Talpa 2 ( $p = 0.023$ ).

More variation was observed at 161 polymorphic AFLP fragments (Table 2). Estimates of the mean expected heterozygosity ( $H_e$ ) were similar under the assumption of Hardy-Weinberg proportions or a disequi-

librium with fixation indices ( $F_{IS}$ ) equivalent to the respective population estimates at SSRs.

Genetic variation within population Manantlán was consistently lower as compared to the two Talpa populations regardless of the marker system (SSRs or AFLPs) and the variation measure (PPL at 1% level, A, or  $H_e$ ). Measures for PPL at the 5% level were of about the same magnitude for each population (Table 1; 45.3% - 47.2%).

Differentiation among populations

No variation was observed at any of the cpDNA markers (ccmp 1 to 10) and they were from further analyses excluded.

Genetic differentiation among populations ( $F_{ST}$ ) was low for the nuclear SSR loci (Table 3), since the same allele was frequent in all populations. A significant differentiation ( $F_{st}$  value) could only be detected for Map 12 ( $p = 0.0014$ , Table 3). Average diffe-

† Table 1. Genetic variation within three populations of *Acer skutchii*.  $T_a$ : annealing temperature; A: Number of alleles;  $H_e$ : expected heterozygosity; Range: size range of amplified DNA

SSR	$T_a$	Talpa 1		Talpa 2		Manantlán		Total		Ranger
		A	$H_e$	A	$H_e$	A	$H_e$	A	$H_e$	
Map 11	55 °C	1	0	1	0	1	0	1	0	137
Map 12	62 °C	2	0.12	2	0.43	2	0.06	2	0.24	147-149
Map 34	64 °C	4	0.19	2	0.23	1	0	4	0.14	112-120
Map 40	62 °C	2	0.03	3	0.18	2	0.15	3	0.12	240-244
Map 46	64 °C	1	0	3	0.16	1	0	3	0.05	148-156
Mean (5 loci)		2	0.07	2.2	0.2	1.4	0.04	2.6	0.11	
Mean (4 variable loci)		2.3	0.09	2.5	0.25	1.5	0.05	3	0.14	

† Table 2. Genetic variation at 161 AFLP loci in three populations of *Acer skutchii*. PPL: Proportion of polymorphic loci,  $H_e$ : expected heterozygosity; HWE: estimate based on Hardy-Weinberg equilibrium; HWD: estimates based on Hardy-Weinberg disequilibrium.

Population	PPL (%) 5% level	PPL (%) 1% level	$H_e$	
			HWE	HWD
Talpa 1	46	73.9	0.16	0.16
Talpa 2	45.3	70.8	0.15	0.15
Manantlán	47.2	54.7	0.13	0.13
Total		100	0.17	0.17

† Table 3. Genetic differentiation ( $F_{ST}=G_{ST}$ ) for microsatellite loci in *Acer skutchii*. \*\*:  $p < 0.01$ , significant differentiation between populations as determined with Genepop 3.4 for SSRs (Raymond & Rousset 1995).

Gene marker	$F_{ST}$
SSRs	
Map 11	-
Map 12	0.132**
Map 34	0.04
Map 40	0.02
Map 46	0.04
Gene pool SSRs (4 loci)	0.08

rentiation among populations at 161 AFLP loci was higher ( $F_{st(\text{gene pool})} = 0.137$ ,  $p < 0.01$ ;  $F_{st(\text{min})} = 0.001$ ;  $F_{st(\text{max})} = 0.472$ ). Genetic distances revealed the maximum similarity between Talpa 1 and Manantlán for SSRs and between Talpa 1 and Talpa 2 for AFLPs (Table 4). These contrasting differentiation patterns are also illustrated in the cluster analysis (Fig. 1). The partitioning of the total variation ( $H_T$ ) among populations reveals that the largest population Talpa 2 contributes most (62.6%) to the total diversity at

SSR loci (Table 5). Differences between the contributions of populations to  $H_T$  are less pronounced at AFLPs under the assumptions of a Hardy-Weinberg equilibrium (Table 5). Population Manantlán contributes least to the total genetic diversity at SSRs and AFLPs.

“Private” alleles confined to a single population were observed at SSRs in populations Talpa 1 and Talpa 2, but not in population Manantlán (Table 6). Out of the 161 observed AFLP loci, 54 (33.5%) were varia-

† Table 4. Genetic distances between three populations of *A. skutchii* at five SSR (above diagonal) and 161 AFLP (below diagonal) loci. First value for AFLPs: Hardy-Weinberg equilibrium assumed; second value: Hardy-Weinberg disequilibrium assumed.

	Talpa 1		Talpa 2		Manantlán	
Talpa 1				0.015		0.003
Talpa 2	0.024	0.026				0.019
Manantlán	0.063	0.064	0.041	0.041		

† Table 5. Partitioning of the total genetic diversity ( $H_T$ ) according to Finkeldey & Murillo (1999) at four polymorphic SSR loci and 161 AFLP loci (second line in italics) in three populations of *A. skutchii*. Populations were equally (equ.) weighted or weighted in proportion (prop.) to their respective sizes (N).

Population	Equ.					Prop.			
	N	$H_S (J)$	$D_{ST} (J)$	$H_T (J)$	$H_T (J) (%)$	$H_S (J)$	$D_{ST} (J)$	$H_T (J)$	$H_T (J) (%)$
Talpa 1	114	0.03	0	0.03	22.20/	0.02	0	0.02	11.20%
	114	0.05	0.01	0.06	36.20%	0.04	0	0.04	25.50%
Talpa 2	347	0.08	0	0.09	62.60%	0.18	0	0.18	87.00%
	347	0.05	0.01	0.06	33.20%	0.11	0	0.11	69.10%
Manantlán	26	0.02	0	0.02	15.20%	0	0	0	1.90%
	26	0.04	0.01	0.05	30.60%	0.01	0	0.01	5.40%
Total	487	0.13	0.01	0.14	100.00%	0.2	0.01	0.21	100.00%
	487	0.15	0.02	0.17	100.00%	0.16	0.01	0.17	100.00%

† Table 6. Private alleles at five SSR loci and number of AFLP loci showing variation in a single population only in three populations of *A. skutchii*.

Population	Private alleles at SSRs	Loci variable in a single population at AFLPs
Talpa 1	2	26
Talpa 2	3	18
Manantlán	-	11
Total	5	55

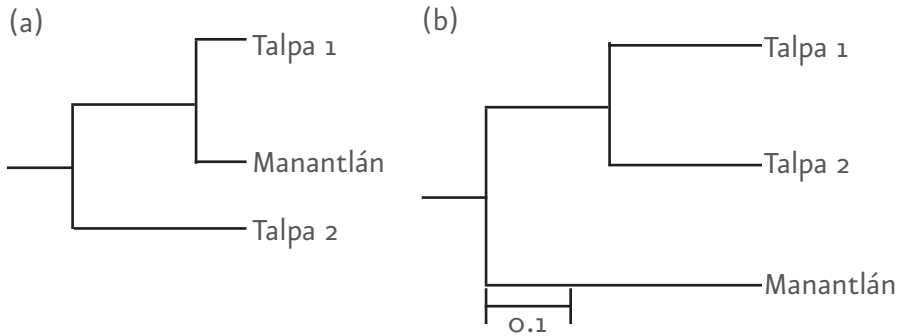


Figura 1. Differentiation among three populations of *Acer skutchii* at four SSR (a) and 161 AFLP (b) loci (UPGMA based on genetic distances according to Nei (1972)).

ble in all three populations, 52 (32.3%) varied in two populations, and 55 (34.2%) varied in a single population only. The lowest number of AFLP loci showing variation in a single population was observed in population Manantlán (Table 6).

## DISCUSSION

### Diversity within populations

Population Manantlán consistently harbours lower levels of genetic variation as compared to both Talpa populations. This observation is in accordance with our expectation based on the small size of population Manantlán ( $N=26$ ). The population might have been small and isolated for several generations. Thus, we explain the particularly low levels of genetic variation in population Manantlán with stronger effects of genetic drift as compared to both Talpa populations.

However, population Manantlán is not completely fixed, and the variation in both of the Talpa populations is also low. This is particularly evident at SSRs. We observed an average of 2.6 alleles per locus at five SSRs. This is considerably less than the variation

observed in most other tropical trees (Dayanandan *et al.*, 1999; Ujino *et al.*, 1998) and endemic plants (Freville *et al.*, 2001). An average of 10 alleles per locus was observed in a population consisting of 96 trees of *Acer pseudoplatanus* in Germany using the four polymorphic primers *MAP-12*, *MAP-34*, *MAP-40*, and *MAP-46* (Pandey *et al.*, 2004).

Higher levels of genetic variation were also reported at AFLPs for tropical (Russel *et al.*, 1999) and temperate (Coart *et al.*, 2003) trees with a scattered distribution. Low levels of genetic variation in the observed *A. skutchii* populations are likely to be caused by genetic drift persisting for many generations. Low population sizes were not only encountered in the recent past as a consequence of human disturbance and fragmentation of forest ecosystems, but are more likely a consequence of climatic change after the last glacial epoch.

### Differentiation among populations

The lack of variation at ten chloroplast microsatellites suggests low levels of variation of cpDNA haplotypes both within and among populations. A recent common

origin of the investigated relic populations which might have been part of a more widespread population during the last glacial epoch is possible. Of course, differentiation of haplotypes from the more distant populations in Mexico and Guatemala cannot be ruled out.

The same allele was dominating in the three populations at all investigated SSR loci. Expected heterozygosity in population Talpa 2 is considerably higher due to a higher frequency of otherwise rare alleles in this population. In result, the genetic distances of Talpa 2 to both other populations are higher than the distance between these two low-diversity populations (Talpa 1 and Manantlán). Thus, differentiation patterns at SSRs mainly result from different levels of genetic variation within the three populations.

Patterns of genetic differentiation at the 161 AFLP loci do not correspond to the results at SSRs. The neighbouring populations Talpa 1 and Talpa 2 cluster together at the AFLP loci. Population Manantlán is clearly separated from both. Very similar differentiation patterns were obtained under the assumption of Hardy-Weinberg equilibrium and disequilibrium, if fixation indices estimated from the analysis of codominant SSRs are used in the latter case. Differentiation patterns at AFLPs are in accordance with the geographic distribution of the three populations. This observation strongly suggests a common origin of the two Talpa populations, which actually may be two parts (subpopulations) of a single reproductive unit.

The partitioning of the total genetic variation at SSRs reveals that the largest population Talpa 2 clearly contributes most to the overall genetic diversity of a deme composed of the three investigated populations. The small population Manantlán harbours the lowest level of within-population diversity and contributes least to the total diversity. In consequence, the total genetic diversity is lower in a deme established from an equal number of plants from each population ( $H_T=0.1393$ ; in *Table 5*) as compared to a deme established from plants according to the size of the populations ( $H_T=0.2071$ ).

The variation within the smallest population Manantlán is also lowest at AFLPs and contributes least to the total diversity. The total contribution of within-population diversity ( $H_s = \text{total } H_s(j)$  in *Table 5*) to the total diversity is slightly increased, if populations are weighted in proportion to their respective sizes as compared to a deme composed of the three evenly represented populations. However, the contribution of population differentiation ( $D_{ST} = \text{total } D_{ST}(j)$  in *Table 5*) to the total genetic diversity is decreased if populations are weighted in proportion to their size. In result, the genetic diversity ( $H_T = \text{total } H_T(j)$ ) of a deme composed of the populations in equal proportions is higher than the diversity if populations contribute in proportion to their respective sizes. A comparison to the diversity within single populations ( $H_e$  in *Table 1*) shows that the diversity within a deme composed of the three populations (evenly represented or represented according to their size) is slightly higher than the diversity within the most diverse single population (Talpa 1) at AFLPs.

No allele was exclusively observed in population Manantlán, but not in the two Talpa populations at the SSR loci. The number of AFLP loci variable only in Manantlán was also lower than the number of AFLPs variable in only a single one of the Talpa populations. Thus, we found some evidence at AFLPs for unique genetic variants in the small Manantlán population. However, the number of unique variants is higher in both of the Talpa populations.

#### Comparison of variation patterns of SSRs and AFLPs

We expect genetic drift to play a dominant role in shaping the genetic structure in the small investigated relic populations of *A. skutchii*. If this hypothesis is true and if today's population sizes are representative for the past, lower levels of genetic variation are expected in the smallest population (Manantlán) as compared to the larger populations (Talpa 1 and Talpa 2), which even may be subpopulations of a single, larger reproductive unit. Our data based on variation patterns both at SSRs and AFLPs support this hypothesis, since we consistently observed lower levels of genetic variation (measured as A,  $H_e$ , and PPL), lower contributions to the total genetic diversity, and a lower number of unique variants in the Manantlán populations as compared to both Talpa populations.

Comparisons of variation levels at SSRs of *A. skutchii* to other species (see above) reveal overall low levels of genetic diversity in the studied populations. Since all SSR markers were originally developed for *Acer pseu-*

*doplatanus* (Pandey *et al.*, 2004) and adapted to *Acer skutchii*, these results have to be interpreted with caution. Although SSR markers proved to be useful in across-species application in several studies (Steinkellner *et al.*, 1997; Vornam *et al.*, 2004; Mottura *et al.*, in press) with increasing evolutionary distance (especially in across-genera amplifications) a decreasing proportion of polymorphisms could be observed (Steinkellner *et al.*, 1997). But also a reverse tendency could be observed for example in the closely related tree species *Prosopis flexuosa* and *Prosopis chilensis* (Fabaceae, Mottura *et al.*, in press). Likewise microsatellites developed in *Quercus petraea* (Steinkellner *et al.*, 1997) show comparable levels of polymorphisms in other *Quercus* species of section Robur (Steinkellner *et al.*, 1997; Curtu *et al.*, 2004)

In accordance with SSRs genetic variation in AFLPs is low for *Acer skutchii* in terms of genetic diversity (mean value of  $H_e$  = 0.145, PPL 45.3%-47.2%, 5% level) compared to other tree species that generally maintain higher levels of genetic diversity than short-lived herbaceous species (Hamrick and Godt, 1990, Hamrick *et al.*, 1992) However, less directly comparable results have been published for AFLP markers. Drummond *et al.* (2000) calculated an average heterozygosity of  $H = 0.18$  and a proportion of polymorphic genes (fragments) of PPL = 0.44 in 31 adult trees of the rare species *Metrosideros bartlettii* (Myrtaceae). Very low levels of diversity were detected in the rare species *Wollemia nobilis* (Araucariaceae) that is represented by fewer than 100 trees. Only 10 out of 800 AFLP loci were variable (Peakal *et al.*, 2003). The analysis of 75 putative wild

apples with 139 AFLP markers revealed 76.63% (5% level) polymorphic loci and a genetic diversity of  $H_e = 0.225$  (Coart *et al.*, 2003). However, estimates of genetic diversity have to be interpreted with caution since comparisons of AFLP variation in different species is ambiguous if different primer pairs and different methods for the separation of AFLP fragments have been used.

We observed contrasting differentiation patterns at SSRs and at AFLPs. We do not expect the variation observed at SSRs to reflect the overall distribution of genetic variation among the studied populations due to the limited number of polymorphic SSR loci and the low levels of variation observed at these loci. The high number of polymorphic AFLP loci suggests these markers to be particularly useful to assess patterns of genetic differentiation among populations. Variation patterns at AFLPs may be regarded as representative for the majority of selectively neutral polymorphic loci. The genetic differentiation observed at 161 AFLPs is more plausible than the differentiation at four SSRs since the neighbouring Talpa populations are genetically more similar to each other than to the Manantlán population at AFLPs, but not at SSRs (Table 4 and Figure 1).

We can state as a conclusion that *Acer skutchii* is an endemic, rare species. The populations investigated by us are isolated by a distance of hundreds of kilometers from the other four locations of occurrence of the species. Less than 500 trees are left at these two locations. Thus, all efforts should be taken to save the species from extinction in

the region and to maintain as much as possible of the still existing genetic variation.

Our results confirm the occurrence of unique genetic information in all investigated populations. Thus, efforts aimed at the conservation of the species should be undertaken in both locations. However, if a prioritisation is unavoidable, the conservation of the larger populations in Talpa deserves highest attention since higher levels of genetic variation were observed in Talpa as compared to the small Manantlán population.

*In situ* conservation should aim at the preservation of all trees in the relic populations as long as possible and the establishment of natural regeneration by appropriate silvicultural means. Flowering and fruiting of as many trees as possible should be promoted in order to safeguard the transmission of rare genetic variants to the next generation.

We recommend the establishment of an *ex situ* conservation stand as a complementary measure to conserve the genetic resources of the species. Seeds should be collected in a year of heavy flowering and fruiting from all reproducing trees in the three populations. A similar number of progenies should be sampled for all seed trees of a single population. The smallest population (Manantlán) should be represented by its progenies in the *ex situ* conservation stand in a proportion at least equivalent to its relative population size ( $26/487 = 5.3\%$ ), but with no more than 1/3 of all planted progenies (even contribution of all populations). The genetic multiplicity (average number of alleles per locus) and the genetic diversi-



ty (measured as  $H_e = H_T$ ) within this *ex situ* plantation are expected to surpass the variation in any single natural population if the genetic structures are transmitted from the population of adult trees to their progenies without major modifications.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to thank Enrique J. Jardel Peláez who helped to facilitate the collection of the Manantlán population. Eugenia Maria Barba Robert, who assisted in the collection of samples. And the German Academic Exchange Service (*Deutscher Akademischer Austausch-chdienst*; DAAD) by a reinvitation grant of the first author.

## LITERATURA CITADA

- Allendorf, F.W., K.L. Knudsen and G.M. Blake 1982. Frequencies of null alleles at enzyme loci in natural populations of ponderosa and red pine. *Genetics* **100**, 497-504.
- Austerlitz, F., S. Mariette, N. Machon, P.H. Gouyon and B. Godelle 2000. Effects of colonization processes on genetic diversity: differences between annual plants and tree species. *Genetics* **154**, 1309-1321.
- Coart, E., X. Vekemans, M.J.M. Smulders, I. Wagner, J. Huylenbroeck, E. Bockstaele and I. Roldán-Ruiz 2003. Genetic variation in the endangered wild apple (*Malus sylvestris* (L.) Mill.) in Belgium as revealed by amplified fragment length polymorphism and microsatellite markers. *Molecular Ecology* **12**, 845-857.
- Curtu, A.-L., R. Finkeldey and O. Gailing 2004. Comparative sequencing of a microsatellite locus reveals size homoplasy within and between European oak species (*Quercus* ssp.). *Plant Molecular Biology Reporter* **22**: 339-346.
- Dayanandan, S., J. Dole, K. Bawa and R. Kesseli 1999. Population structure delineated with microsatellite markers in fragmented populations of a tropical tree, *Carapa guianensis* (Meliaceae). *Molecular Ecology* **8**, 1585-1592.
- Demesure, B., B.L. Guerroué, Lucchi G., D. Prat and R.J. Petit 2000. Genetic variability of a scattered temperate forest tree: *Sorbus torminalis* L. (Crantz). *Annals of Forest Science* **57**, 63-71.
- Dowe, J.L., J. Benzie and E. Ballment 1997. Ecology and genetics of *Carpoxydon macrospermum* H. Wendl. & Drude (Arecaceae), an endangered palm from Vanuatu. *Biological Conservation* **79**, 205-216.
- Drummond, R.S.M., D.J. Keeling, T.E. Richardson, R.C. Gardner and S.D. Wright 2000. Genetic analysis and conservation of 31 surviving individuals of a rare New Zealand tree, *Metrosideros bartlettii* (Myrtaceae). *Molecular Ecology* **9**, 1149 - 1157.
- Finkeldey, R. and O. Murillo 1999. Contributions of subpopulations to total gene diversity. *Theoretical and Applied Genetics* **98**, 664-668.
- Freville, H., F. Justy and I. Olivieri 2001. Comparative allozyme and microsatellite population structure in a narrow endemic plant species, *Centaurea corymbosa* Pourret (Asteraceae). *Molecular Ecology* **10**, 879-889.
- Hamrick, J.L. and M.J.W. Godt 1990. Allozyme diversity in plant species. In: Plant Population Genetics, Breeding, and Genetic Resources (eds Brown HD, Clegg MT, Kahler AL, Weir BS), pp. 43-63. Sinauer Associates Inc, Sunderland, Massachusetts.
- Hamrick, J.L. and D.A. Murawski 1991. Levels of allozyme diversity in populations of uncommon neotropical tree species. *Journal of Tropical Ecology* **7**, 395-399.
- Hamrick, J.L., M.J.W. Godt and S.L. Sherman-Broyles 1992. Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species. *New Forests* **6**, 95-124.
- Jardel, E.J.P., A.L.P. Santiago and M.E.M. Muñoz 1993. El bosque mesófilo de montaña de la sierra de Manantlán. *Tiempos de Ciencia* **30**, 20-28.
- Lara-Gómez, G, R. Finkelday and O. Gailing 2005. Genetic variation in isolated mexican populations of the endemic maple *Acer skutchii* Rehd. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* **176** (6-7): 97-103. J.D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt am Main, Germany.
- Ledig, F.T. and M.T. Conkle .1983. Genetic diversity and genetic structure in a narrow endemic, Torrey pine (*Pinus torreyana* Parry ex Carr.). *Evolution*, **37**, 79-85.
- Lozano-García, M.S. 1993. Late Pleistocene and Holocene paleoenvironment of Chalco lake, central Mexico. *Quatern. Research* **40**, 332-342.

- Lynch, M., and B.G. Milligan 1994. Analysis of population genetic structure with RAPD markers. *Molecular Ecology* **3**, 91-99.
- Mottura, M.C., R. Finkeldey, A.R. Verga and O. Gailing (in press) Development and characterization of microsatellite markers for *Prosopis chilensis* and *P. flexuosa* and cross-species amplification. *Molecular Ecology Notes*.
- Nei, M. (1972) Genetic distance between populations. *American Naturalist* **106**, 283-292.
- Nei, M. 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **70**, 3321-3323.
- Pandey, M., O. Gailing, D. Fischer, H.H. Hattmer and R. Finkeldey 2004. Characterization of microsatellite markers in sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.). *Molecular Ecology Notes* **4**, 253-255.
- Peakall, R., D. Ebert, L.J. Scott, P.F. Meagher and C.A. Offord 2003. Comparative genetic study confirms exceptionally low genetic variation in the ancient and endangered relictual conifer, *Wollemia nobilis* (Araucariaceae). *Molecular Ecology* **12**, 2331-2343.
- Rehder, A. 1936. A new species of *Acer* from Guatemala. *Jour. Arnold Arbor.* **17**, 350-351.
- Russel, J.R., J.C. Weber, A. Booth, W. Powell, C. Sotelo-Montes and I.K. Dawson 1999. Genetic variation of *Calycophyllum spruceanum* in the Peruvian Amazon Basin, revealed by amplified fragment length polymorphism (AFLP) analysis. *Molecular Ecology* **8**, 199-204.
- Rzedowski, J. 1965. Relaciones geográficas y posibles orígenes de la flora de México. *Bol. Soc. Bot. Méx.* **29**, 121-177.
- Schneider, S., D. Roessli and L. Excoffier 2000. ARLEQUIN ver 2.000. A Software for Population Genetics Data Analysis. Genetics and Biometry Laboratory, Dept. of Anthropology and Ecology, University of Geneva, Switzerland, URL: <http://anthro.unige.ch/arlequin>.
- Sneath, P.H.A. and R.R. Sokal 1973. Numerical Taxonomy. (W.H. Freeman: San Francisco).
- Stacy, E.A., J.L. Hamrick, J.D. Nason, S.P. Hubbell, R.B. Foster y R. Condit 1996. Pollen dispersal in low-density populations of three neotropical tree species. *American Naturalist* **148**, 275-298.
- Steinkellner, H., C. Lexer, E. Turetschek and J. Glossl 1997. Conservation of (GA) (n) microsatellite loci between *Quercus* species. *Molecular Ecology* **6**, 1189-1194.
- Toledo, V.M. 1982. Pleistocene changes of vegetation in tropical México. In 'Biological Diversification in the Tropics' (Ed GT Prance), pp. 93-111. (Columbia University Press: New York).
- Ujino, T., T. Kawahara, Y. Tsumura, T. Nagamitsu, H. Yoshimaru and R. Wickneswari 1998. Development and polymorphism of simple sequence repeat DNA markers for *Shorea curtisii* and other Dipterocarpaceae species. *Heredity* **81**, 422-428.
- Vázquez, G.J.A., R.Y.L. Vargas and C.F. Aragón 2000. Descubrimiento de un bosque *Acer-Podocarpus-Abies* en el municipio de Talpa de Allende, Jalisco, México. *Bol. Inst. de Bot. Universidad de Guadalajara* **7**, 159-183.
- Vekemans, X., T. Beauwens, M. Lemaire and I. Roldan-Ruiz 2002. Data from amplified fragment length polymorphism (AFLP) markers show indication of size homoplasy and of a relationship between degree of homoplasy and fragment size. *Molecular Ecology* **11**, 139-151.
- Vornam, B., N. Decarli and O. Gailing 2004. Spatial distribution of genetic variation in a natural beech stand (*Fagus sylvatica* L.) based on microsatellite markers. *Conservation Genetics* **5**, 561-570.
- Vos, P., R. Hogers, M. Bleeker, M. Reijans, T. van de Lee, M. Hornes, A. Frijters, J. Pot, J. Peleman, M. Kuiper and M. Zabeau 1995. AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acids Research* **23**, 4407-4414.
- Weising, K. and R.C. Gardner 1999. A set of conserved PCR primers for the analysis of simple sequence repeat polymorphisms in chloroplast genomes of dicotyledonous angiosperms. *Genome* **42**, 9-19.
- Wright, S. 1969. 'Evolution and the Genetics of Populations'. Volume 2. The Theory of Gene Frequencies. (The University of Chicago Press: Chicago and London).
- Yeh, F.C., R. Yang and T. Boyle 1999. 'POPGENE Version 1.31. Microsoft Window-based Freeware for Population Genetic Analysis'. (University of Alberta, Department of Renewable Resources: Edmonton, Canada).
- Zhivotovsky, L.A. 1999. Estimating population structure in diploids with multilocus dominant DNA markers. *Molecular Ecology* **8**, 907-913.

## 1.7 Evaluación de la división dasocrática en un bosque tropical

Efrén Hernández Álvarez, Agustín Gallegos Rodríguez, Eduardo Salcedo Pérez, Dieter R. Pelz.

### RESUMEN

Las divisiones dasocráticas de un predio forestal para su gestión pueden ser de tipo administrativo y de manejo. Considerando que las divisiones dasocráticas son herramientas que proporcionan información sistematizada para el manejo del bosque, con apoyo de un Sistema de Información Geográfica (SIG) se llevó a cabo la división dasocrática del predio y utilizando cartografía digital escala 1: 50000., capas vectoriales: Area.shp, Contours.shp, Presampl.shp, Sample.shp, Geology.shp, Soils.shp, y Landuse.shp., capas de datos raster: DHM.grid, Exposition.grid, y Hangneigung.grid. Se dispuso de los datos de un inventario forestal con muestreo sistemático, distancias entre líneas de 500 m y entre sitios de 250 m y parcelas concéntricas de 500 m<sup>2</sup>.

Para evaluar la efectividad de la división dasocrática se usaron diversos índices de biodiversidad de especies de árboles, diversidad Alfa; Número de árboles, Uniformidad, Índice de Margalef, Simpson, Shannon, Berger-Parker. Para probar la hipótesis nula de que las capacidades productivas de los rodales en términos de diversidad de las especies forestales son las mismas, se tomaron muestras de 3 Unidades Dasocráticas (UD's) y se evaluaron con el índice de Shannon, utilizando el procedimiento propuesto por Hutcheson.

Los índices de diversidad Beta; Jaccard, Sorenson, Sorenson Cuantitativo y Morisita-Horn fueron útiles para definir la similaridad entre UD's. Además se analizó la utilidad que para un manejo forestal tiene la división dasocrática hecha, analizando criterios de grupo de especies "Preciosas"<sup>1</sup>, básicamente se determinó cual es el área mínima representativa o número de sitios de muestreo necesarios para obtener una cantidad de datos confiables y representativos de el número total de las especies "Preciosas"<sup>1</sup> que están presentes en cada UD. Por último, se definió el ahorro en costos económicos posibles si se utiliza esta metodología en posteriores trabajos de inventarios forestales y para el tipo de bosques de la Costa de Jalisco, México.

Palabras claves: División Dasocrática, Sistemas de Información Geográfica, índices de diversidad.

### ABSTRACT

The divisions of a forest field for their management can be from an administrative type and also management, considering that the dasocratic divisions are tools that provide systematic information for the management of the forest, supported by an geographical information system (GIS) it is possible to carry out with the dasocratic division of the field and by using digital cartography scale 1: 50000, vectorial layers: Area.shp, Contours.shp, Presampl.shp, Sample.shp, Geology.shp, Soils.shp, and Landuse.shp. Raster data layers: DHM.grid, Exposition.grid, and Hangneigung.grid. We disposed of the forest inventory data with systematic sampling, distances from 500m between lines and between sieges from 250m and concentric plots from 500m. To evaluate the effectiveness of the dasocratic division we used varied indexes of trees species biodiversity, Alpha diversity; Number of trees, Uniformity, Margalef Index, Simpson, Shannon, Berger-Parker. To prove the void hypothesis that says that the production capacities of the trees rounding in terms of forest species diversity are the same, samples for 3 Dasocratic Units (DU'S) were taken and were evaluated with

<sup>1</sup> "Preciosas" grupo de especies maderables que desde el punto de vista económico son de alto valor por el tipo de madera que producen; estas son conocidas en el mercado comercial como "Preciosas", muy apreciadas para la ebanistería.

the Shannon Index, using the procedure proposed by Hutcheson. The Beta diversity Index: Jaccard, Sorenson, Sorenson Quantitative and Morisita-Horn were useful to define the similarity between DU's. Furthermore the utility that a dasocratic division has for forest management was analyzed, by analyzing the criterion of the species group "Preciosas", basically it was determined which was the minimum representative area or number of sampling sieges necessary to obtain a quantity of reliable data and representative of the total number of species "Preciosas" that are present in every DU. Lastly the possible cost savings if you use this methodology in later assignments of forest inventory and for the forest type in the coastline of Jalisco, Mexico was defined.

Key words: Dasocratic division, GIS, diversity Index

La dasocracia es la parte de la dasonomía que trata la ordenación de los bosques con el objeto de que reditúen lo mejor posible y de acuerdo a los planes de manejo. Por tanto, se entiende por división dasocrática la rodalización de un predio forestal. Se considera que el bosque es un conjunto de rodales que se ubican en determinada área geográfica y constituyen las unidades dasocráticas (UDs). El rodal es una masa de árboles de la misma especie o una estructura arbolada que crece en condiciones homogéneas que la diferencian de las demás. En este caso una unidad dasocrática coincide con el concepto de rodal, aunque la unidad dasocrática es un concepto superior dado que su definición es mucho más precisa, ya que involucra más factores como geología, edafología, vegetación, climatología y topografía, los cuales también se consideran en la definición original de rodal de manera implícita, pero no tan explícitamente como en la presente investigación. En ambos casos, el rodal y las unidades dasocráticas presentan un conjunto de condiciones de desarrollo específicas lo que les confiere una determinada capacidad productiva. Se considera que las divisiones dasocráticas son herramientas que proporcionan información sistematizada para el manejo del bosque; una división dasocrática puede llevarse a cabo

con apoyo de un Sistema de Información Geográfica (SIG). Por ello, para evaluar la efectividad de la división dasocrática se usaron diversos índices de biodiversidad Alfa y Beta de especies de arbóreas o arborescentes; mientras que para determinar la utilidad de la división dasocrática, se estimó el área mínima representativa o número de sitios de muestreo necesarios para obtener una cantidad de datos confiables y representativos del número total de las especies de maderas preciosas presentes en cada rodal.

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la eficiencia y ventajas de la división dasocrática.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se realizó en la cuenca La Quebrada (ACQ), del municipio de Tomatlán, Jalisco, México (Fig. 1.6.1), entre las coordenadas 19° 55' 49,83" - 20° 00' 41,81" N y 105° 06' 41,47" - 105° 01' 24,15 W, y comprende 4,600 hectáreas (ha). La precipitación promedio anual es de 1,408 milímetros, y se concentran en los meses de julio a octubre. La temperatura media anual es de 25.8 °C y varía entre 5 °C y 7 °C (SPP, 1981). De acuerdo con la clasificación climática de Köppen,

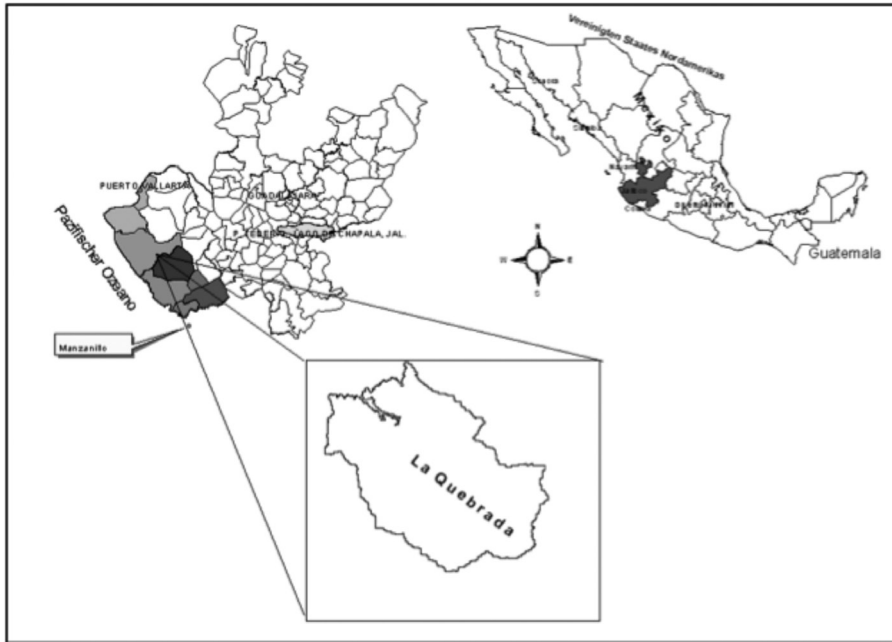


Figura. 1.7.1. Ubicación del área de estudio.

modificado por García (1973), corresponde al tipo: cálido subhúmedo con lluvias en verano [Aw 1(w) (i')]; según la clasificación de Zonas de Vida de Holdridge (1978) se relaciona con la zona de vida Bosque Seco Tropical (bs-T).

Para hacer la división dasocrática se utilizó cartografía digital escala 1: 50,000, con capas de datos vectoriales: área, contorno, premuestreo, muestreo, geología, tipos de suelo, tipo de vegetación, y las capas de datos raster: modelo digital de terreno, exposición, y pendiente del terreno. La estratificación y definición de las unidades dasocráticas se hizo de acuerdo con la técnica de sobreposición de mapas de la metodología Francesa (Boyas, 1992) y que en el ámbito de los Sistemas de Información Geográfica fue precursor el urbanista norteamericano Ian L. Mc Harg (Bosque, 2000; Bill Y Fritsch, 1991). Para este fin se utilizó el Sistema de

Información Geográfica Arc View, que posee herramientas de análisis espacial de datos vectoriales muy útiles, entre ellas, la extensión Geoprocessing Wizard, para la superposición (overlay) de capas de información. Dicha superposición consta de diversas operaciones espaciales que permitieron el análisis, la representación de los datos existentes y la generación de nuevas capas de información procedentes de las anteriores. Las operaciones del Geoprocessing Wizard utilizadas para hacer la estratificación de unidades ecológicas fueron: disolver elementos basados en atributos, fusión de temas, recortar un tema basado en otro, intersección de dos temas (Intersect two themes), unión de dos temas, y asignación de datos por localización. Se utilizó como patrón principal la capa de geología, sobre la cual se trasladaron o se hicieron diferentes operaciones espaciales con las capas de

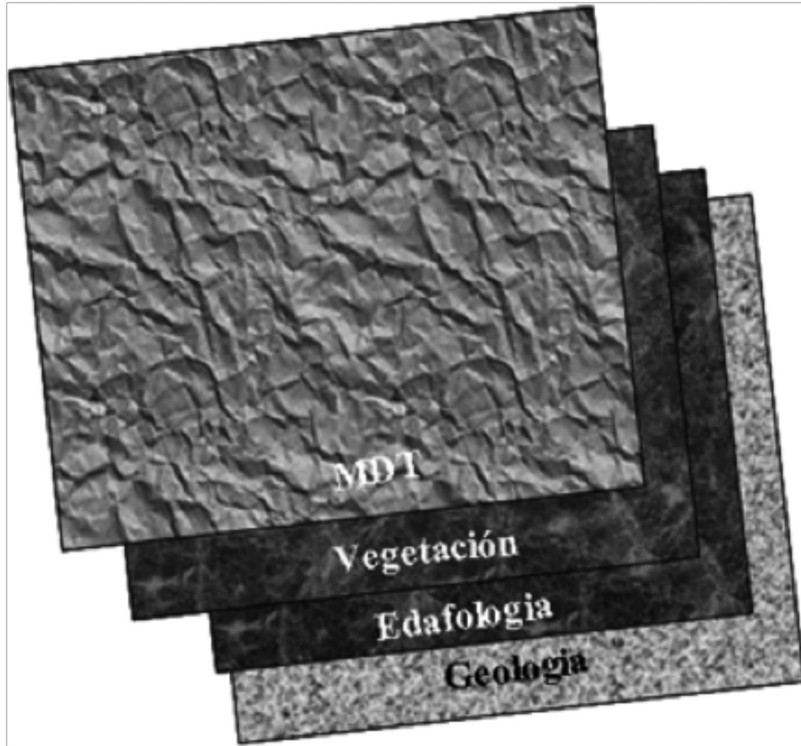


Figura 1.7.2. Estratificación del área de estudio.

edafología, modelo digital de elevación del terreno, exposición del terreno, pendiente del terreno y uso actual del suelo (vegetación). Se definieron estratos o unidades de acuerdo a los límites y combinaciones de los tipos físicos y de vegetación; de esta forma cada unidad dasocrática quedó definida por cuatro factores biofísicos, lo que dio origen a las unidades dasocráticas de este trabajo. Se asignó una clave a cada unidad ecológica obtenida; de esta manera cada unidad dasocrática está definida por 4 números o sílabas; el primero corresponde al tipo geológico, el segundo al tipo edafológico, el tercero al tipo de vegetación y el cuarto a la altitud sobre el nivel del mar (Fig. 1.7.2).

Los datos dasométricos, silvícolas y ecológicos necesarios para este trabajo de inves-

tigación fueron obtenidos de un inventario forestal previamente elaborado, las características básicas de dicho inventario son las siguientes: diseño de muestreo sistemático con distancias entre líneas de 500 m<sup>2</sup> y entre sitios de 250 m, intensidad de muestreo del 0.4%, un tamaño de muestra  $n = 357$  parcelas de muestreo. Para obtener los datos de campo se utilizaron parcelas concéntricas de 500 m<sup>2</sup> para censar arbolado adulto, subparcelas de 100 m<sup>2</sup> para arbolado intermedio, y subparcelas de 12.57 m<sup>2</sup> para regeneración de las especies arbóreas. La posición de los individuos arbóreos y arborescentes incluidos en las parcelas fue localizada en el terreno por su azimut con una brújula, y la distancia medida desde el centro de la parcela con un distanciómetro láser. Las parcelas de muestreo quedaron debidamente locali-

zadas geográficamente con ayuda de Sistemas de Posicionamiento Global (GPS) y en el centro de cada uno se colocó una varilla metálica para poder lograr posteriormente su reubicación (Fig. 1.7.3). La ubicación del punto central de cada parcela en el terreno fue mediante navegación apoyada con aparatos de GPS programados con datos espaciales pertenecientes a la red cuadrícula del diseño de muestreo previamente elaborado, cabe destacar que en México esta fue la primera vez que se utilizó esta tecnología de punta (GPS y distanciómetro láser) en inventarios forestales formales y con estas dimensiones.

#### Evaluación de la eficiencia de la división dasocrática realizada

Para evaluar eficiencia de cada UD y establecer sus niveles de diferencias entre ellas, se procedió a calcular índices de biodiversidad:

Los índices de diversidad calculados fueron los siguientes:

Índices de biodiversidad Alfa, Número de árboles, Riqueza de especies arbóreas, Uniformidad, Índice de Margalef, Índice de Simpson, Inverso de Simpson, Índice de Shannon, Índice de Berger-Parker, Inverso de Berger-Parker.

Para probar la hipótesis nula de que las capacidades productivas de las UD **en términos** de diversidad de las especies forestales son las mismas se tomaron diferentes muestras de las UD 11, UD 12, y UD 13, y se evaluaron con el índice de Shannon, para ello se utilizó el procedimiento propues-

to por Hutcheson en 1970 (citado por Zar, 1996 en Moreno, 2001).

- a. Para cada muestra se calcula el índice de diversidad ponderado ( $H_p$ ) en función de la frecuencia de cada especie:
- b. Para cada muestra calcular la varianza del índice de diversidad ponderado:
- c. Calcular la diferencia de las varianzas de ambas muestras.
- d. Obtener el valor de  $t$ .
- e. Calcular los grados de libertad asociados con el valor de  $t$ .
- f. Si el valor de  $t$  obtenido en el cálculo es mayor que el valor de  $t$  en tablas, se rechaza la hipótesis nula y se concluye que la diversidad de especies forestales en una UD no es igual que la diversidad de especies forestales en otra UD, caso contrario se acepta la hipótesis nula.

Índices de diversidad Beta calculados son:

Índice de Jaccard, Índice de Sorenson, Índice de Sorenson Cuantitativo e Índice de Morisita-Horn.

De acuerdo con Whittaker (1970), la diversidad beta o diversidad entre habitats es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales. A diferencia de las diversidades alfa y gamma que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta es de una dimensión diferente porque está basada en proporciones o diferencias (Magurran, 1991).

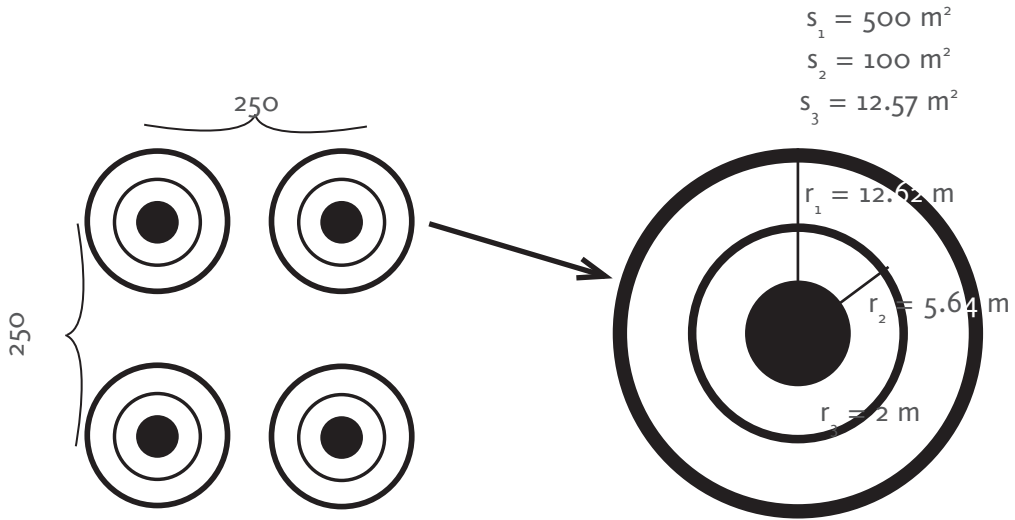


Figura 1.7.3. Muestreo sistemático mostrando las parcelas concéntricas de diferentes radios y superficies evaluadas.

Análisis de la utilidad que para un manejo sustentable tiene la división dasocrática

Para llevarlo a cabo, se analizó el criterio de grupo de especies maderables “Preciosas” bajo manejo forestal, básicamente se determinó cual es el área mínima representativa o número de sitios de muestreo necesarios para obtener una cantidad de datos confiables y representativos del número total de las especies maderables “Preciosas” que están presentes en cada UD.

## RESULTADOS

La división dasocrática permitió obtener información biofísica del predio ACQ a dos niveles: se obtuvieron las unidades dasocráticas físicas y de uso actual (vegetación) en forma particular y además se definieron las unidades dasocráticas (Fig. 17.4). De acuerdo a este mapa, en el predio se encuentran en total 19 unidades dasocráticas. Se registraron en total 136 especies arbóreas en las Unidades Ecológicas estudiadas, cabe señar

que 40 de ellas sólo se tienen identificadas con los nombres locales o comunes.

## Evaluación de la eficiencia de la división dasocrática realizada

### Resultados para los índices de diversidad Alfa

Los resultados se muestran en el siguiente cuadro 1.7.1, en el que puede verse que en general los índices calculados pueden ser usados para describir la biodiversidad de especies presentes en cada UD, pero también puede observarse que entre más parecidas son las condiciones de crecimiento, y por ende las capacidades productivas de las unidades dasocráticas en términos de biodiversidad son más similares, como los indican los valores de los índices respectivos.

Respecto a la prueba de la hipótesis nula de que las capacidades productivas de las UD's en términos de diversidad de las especies forestales son las mismas. Los resultados se muestran en el cuadro 1.7.2:



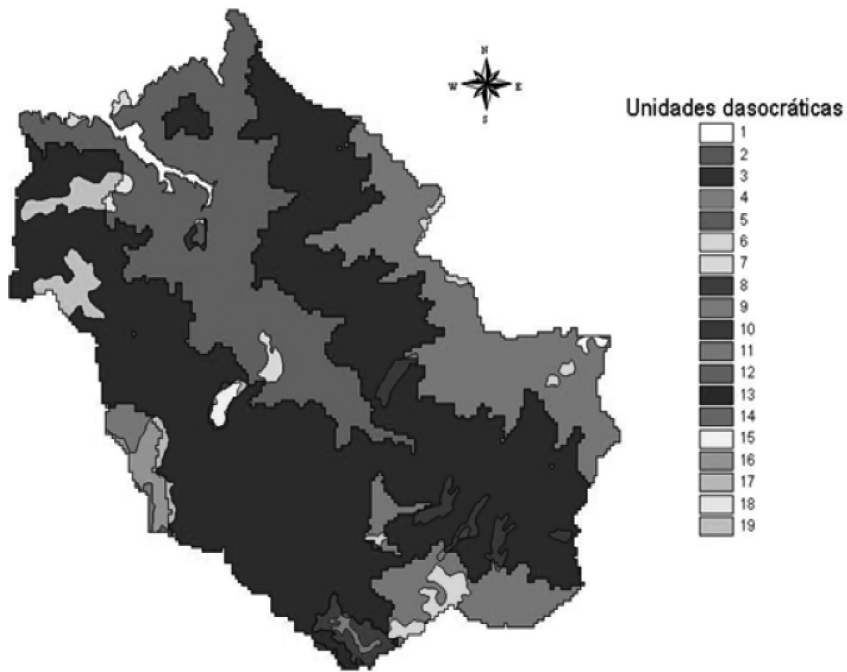


Figura 1.7.4. División dasocrática del predio ACQ en la Región Costa de Jalisco, México.

† Cuadro 1.7.1. Índices de diversidad Alfa en 3 UD's.

Índices de diversidad	UD 11	UD 12	UD 13	Total
Número de árboles (N)	1065	1219	3475	5883
Número de especies (S)	72	84	111	131
Uniformidad (E)	0.798	0.764	0.769	0.750
Índice de Margalef (DMg)	10.185	11.680	13.491	14.977
Índice de Simpson (D <sub>Sp</sub> )	0.053	0.052	0.041	0.041
Inverso de Simpson (1/D <sub>Sp</sub> )	18.623	18.920	24.247	24.239
Índice de Shannon (H')	3.414	3.389	3.622	3.657
Varianza de Shannon	0.001	0.001	0.000	0.000
Índice Berger-Parker (d)	0.143	0.122	0.096	0.086
Inverso de Berger-Parker (1/d)	6.960	8.181	10.311	11.580

† Cuadro 1.7.2. Prueba del índice de diversidad de Shannon

Unidad Dasocrática	UD 11	UD 12	UD 13
UD 11	Igual	Igual	Desigual
UD 12	Igual	Igual	Desigual
UD 13	Desigual	Desigual	Igual

Como se muestra aun con este análisis más profundo, al probar la hipótesis nula la tendencia es que entre más parecida son las UD's en sus condiciones de crecimiento, más similar es la diversidad de especies forestales y por ello tienden a tener una misma capacidad productiva en términos de composición de especies.

Los resultados del análisis de las muestras por el procedimiento propuesto por Hutcheson indican que existe evidencia significativa ( $p \geq 0.05$ ) de que la capacidad productiva de las UD's 11 y 12 con respecto a su capacidad productiva en términos de diversidad de especies son iguales, y ambas son significativamente diferentes a la UD 13. Lo cual permite inferir que la diversidad de especies esta altamente asociada a las condiciones específicas del área de crecimiento.

### Resultados para los índices de diversidad Beta

Los resultados generales se muestran en el cuadro 1.7.3.

Después se hizo un análisis entre las 3 diferentes UD's, el cuadro 1.6.4 muestra los índices de beta diversidad tanto cualitativos como cuantitativos, que forman las medidas métricas para la evaluación de la similaridad entre las UD's 11 y 12. Los índices cualita-

tivos Jaccard y Sorenson indican que las dos UD's tienen una similaridad media, ya que comparten entre un 45 y 60% de las especies forestales. De acuerdo a esto, la beta diversidad tiene también un valor medio, inferior al 55%. Al observar los resultados de los índices de similaridad de tipo cuantitativo, los resultados se mantienen un poco por encima de la media, resultando valores cercanos a la media de beta diversidad, llegando a un 44%, en el caso más cercano. Lo anterior permite concluir que estas UD's, comparten un porcentaje medio de especies forestales, sus abundancias se distribuyen en forma igual y tienen una composición similar de especies.

El cuadro 1.7.5 muestra los índices de beta diversidad tanto cualitativos como cuantitativos, que forman las medidas métricas para la evaluación de la similaridad entre las UD's 11 y 13. Los índices cualitativos Jaccard y Sorenson, indican que las dos UD's son muy similares, ya que comparten entre un 56 y un 72% de las especies forestales. De acuerdo con esto, la beta diversidad tiene un valor bajo, inferior al 44%. Al observar los resultados de los índices de similaridad de tipo cuantitativo, los resultados cambian, se generan valores elevados de la beta diversidad, llegando al 59%, en el caso extremo (Sorenson Cuantitativo). Lo ante-

♦ Cuadro 1.7.3 Índices de diversidad Beta

UD comparadas	Especies en común	Especies diferentes	Jaccard	Sorenson	Sorenson cuantitativo	Morisita
UD 11 - 13	66	45	0.564	0.721	0.410	0.764
UD 11 - 12	49	35	0.458	0.628	0.567	0.681
UD 12 - 13	70	41	0.560	0.718	0.505	0.916

+ Cuadro 1.7.4.- Comparación de índices en las UD's 11 contra 12

Índice	Similaridad	Beta diversidad
Jaccard	0.45	55%
Sorenson	0.62	38%
Sorenson cuantitativo	0.56	44%
Morisita-Horn	0.68	32%

+ Cuadro 1.7.5.- Comparación de UD's 11 contra 13

Índice	Similaridad	Betadiversidad
Jaccard	0.56	44%
Sorenson	0.72	28%
Sorenson cuantitativo	0.41	59%
Morisita-Horn	0.76	24%

rior permite concluir que estas UD's, comparten un porcentaje elevado de especies forestales, sus abundancias se distribuyen en forma desigual, y tienen una composición diferente de especies. Lo cual corrobora que la capacidad productiva de ambas UD's es diferente, como fue señalado con anterioridad.

El cuadro 1.7.6 muestra los índices de beta diversidad tanto cualitativos como cuantitativos, que forman las medidas métricas para la evaluación de la similaridad entre las UD's 12 y 13. Los índices cualitativos Jaccard y Sorenson, indican que las dos UD's son muy similares, ya que comparten entre un 56 y 71% de las especies forestales. De acuerdo a esto, la beta diversidad tiene un valor bajo, inferior al 44%. Al observar los resultados de los índices de similaridad de tipo cuantitativo, los resultados cambian, se generan valores mayores de beta diversidad, llegando al 50% en el caso extremo (So-

renson cuantitativo). Lo anterior permite concluir que estas UD's, comparten un porcentaje elevado de especies forestales, sus abundancias se distribuyen en forma desigual, y tienen una composición diferente de especies. Lo cual confirma que la capacidad productiva de ambas UD's es diferente, como fue señalado con anterioridad.

Resultados del análisis de la utilidad que para un manejo sustentable tiene la división dasocrática

A continuación se presentan las figuras de la variación del número de especies "Preciosas" (4 especies en total) presentes en función del número de sitios de muestreo.

En la figura 1.7.5 se puede observar que después de 20 sitios muestreados la curva de grupo de especies "Preciosas" se estabiliza, y entonces con una muestra de 20 sitios de muestreo es suficiente para obtener datos confiables para el análisis y representación

† Cuadro 1.7.6.- Comparación de UD's 12 contra 13

Índice	Similaridad	Betadiversidad
Jaccard	0.56	44%
Sorenson	0.71	29%
Sorenson cuantitativo	0.50	50%
Morisita-Horn	0.91	9%

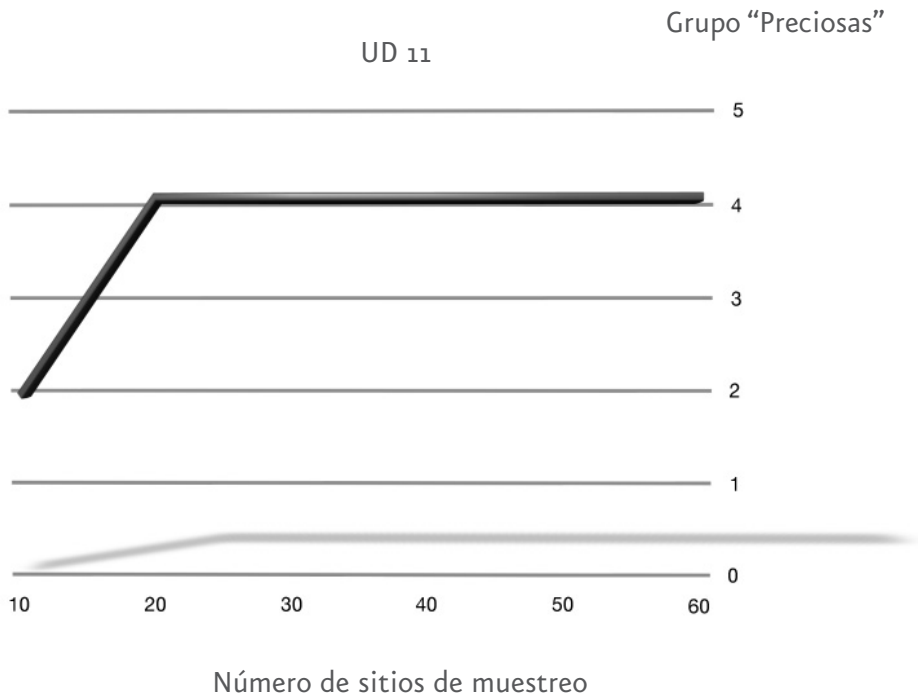


Figura 1.7.5. UD 11.

dasométrica de las cuatro especies de "Preciosas", en esta UD y en cualquier otra que tenga las mismas características geológicas, edafológicas, altitud sobre el nivel del mar, y tipo de vegetación, que se usaron para la rodalización.

En la figura 1.7.6 puede observarse que después de 50 sitios de muestreo la curva de grupo de especies se estabiliza, y entonces con una muestra de 50 sitios de muestreo es suficiente para obtener datos confiables para

el análisis y representación dasométrica de las cuatro especies "Preciosas", en esta UD y en cualquier otra que tenga las mismas características geológicas, edafológicas, altitud sobre el nivel del mar, y tipo de vegetación, que se usaron para la rodalización.

En la figura 1.7.7 puede observarse que después de 20 sitios de muestreo la curva de grupo de especies se estabiliza y entonces con una muestra de 20 sitios de muestreo es suficiente para obtener datos confiables para

UD 12

Grupo "Preciosas"

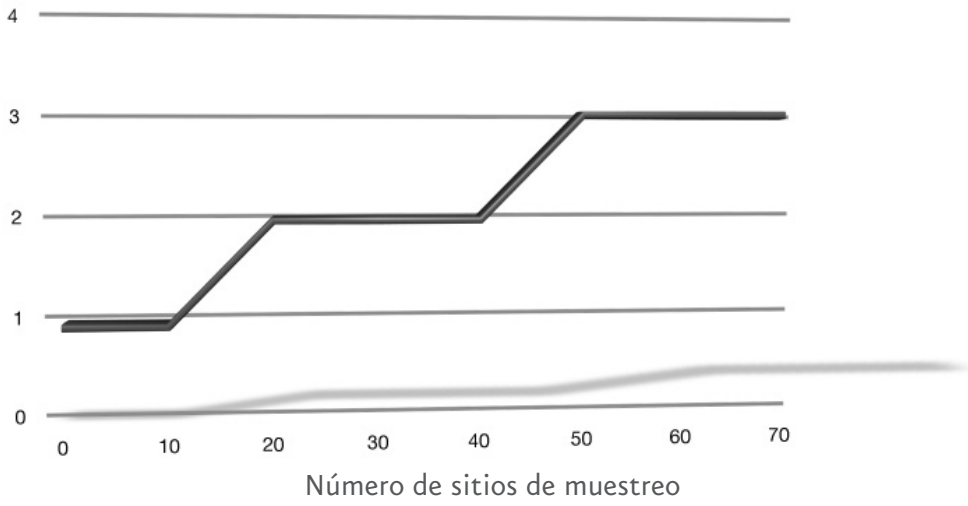


Figura 1.7.6. UD 12.

UD 11

Grupo "Preciosas"

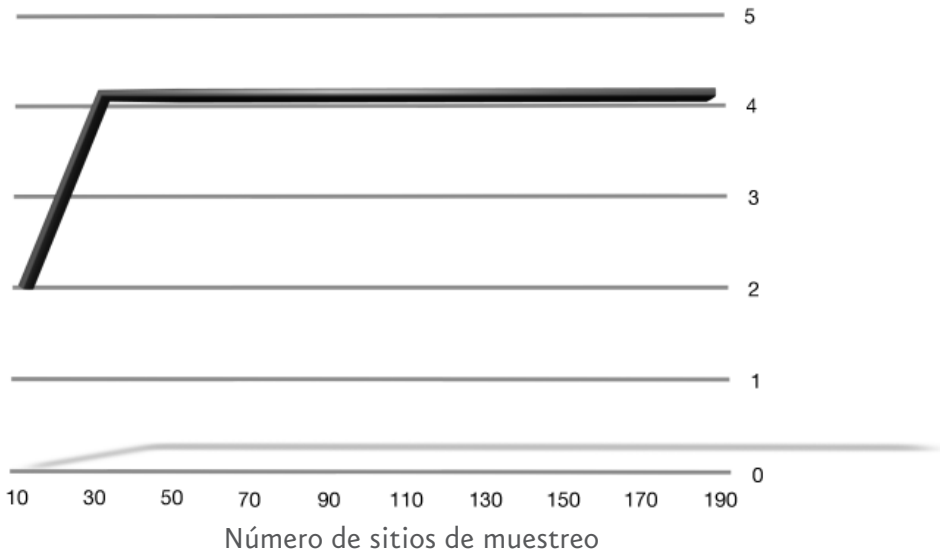


Figura 17.7. UD 13.

el análisis y representación dasométrica de las cuatro especies de “Preciosas”, en esta UD y en cualquier otra que tenga las mismas características geológicas, edafológicas, altitud sobre el nivel del mar, y tipo de vegetación, que se usaron para la rodalización.

## CONCLUSIONES

Considerando los resultados de este análisis en las 3 UD's en relación al tamaño de la muestra, se concluye que para estudios futuros con fines de manejo forestal se deben de tomar muestras que consideren el tamaño de muestreo determinado para cada UD en la presente investigación. Con ello se incrementará la eficacia en la toma de la información, la rapidez de la toma de la muestra, disminución de costos y los demás trabajos inherentes a la captura, procesamiento y análisis de la información.

Otro aspecto considerado es el costo económico para la toma de datos por sitio de muestreo, pues de acuerdo con Hernández (2008), el costo es de \$53.37 para la toma de datos en un sitio de muestreo en este tipo de bosques y para inventarios forestales con fines básicos de manejo de bosques tropicales en la Costa de Jalisco, México. Por lo tanto, puede concluirse que en la UD 8 el ahorro sería de \$2134.80, para UD 9 de \$1067.40, mientras que para la UD 10 el ahorro en términos económicos sería de \$9072.90. Puede concluirse que tomando en cuenta estos criterios de muestreo y este tamaño y forma de sitios de muestreo, los costos del muestreo en esas 3 UD's el ahorro económico sería de un 64%, y dichas UD's representan el 92% de la superficie total del predio ACQ.

## LITERATURA CITADA

- Bill, R., Fritsch, D. 1991. Grundlagen der Geo-Information-Systeme, Band 1. Hardware, Software und Daten. Heidelberg-Wichmann. P. 437.
- Bosque, S. J. 2000. Sistemas de Información Geográfica. 2 Auflage. Editorial RIALP. España. p. 451.
- Boyas, D. C. 1992. Determinación de la productividad, composición, y estructura de las comunidades arbóreas del estado de Morelos en base a Unidades Ecológicas. Tesis de Doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias. División de Estudios de Posgrado. Universidad Autónoma de México. p. 247.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. UNAM. México.
- Hernández A., E. 2008. Inventurmodell für tropischen Wälder auf der Grundlage eines Geographischen Informationssystems - dargestellt am Beispiel von Costa de Jalisco, Mexiko. ISBN: 978-3-8300-3581-7. Editorial Dr. Kovac. Hamburgo, Alemania. p. 150.
- Holdridge, L. 1978. Ecología basada en zonas de vida. Editorial IICA. San José, Costa Rica.
- Magurran, A. 1991. Ecological diversity and its measurement. London, New Cork, Tokyo, Melbourne and Madras Croom Helm, London- Sydney. p. 179.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza. p.84.
- SPP.1981. Síntesis Geográfica del Estado de Jalisco. México D. F.
- Whittaker, R. H. 1970. Communities and ecosystems. Mc Millan Co., Collier-MacMillan Ltd., London. p. 162.

## 1.8 Repoblación de manglares en las márgenes del Río Santiago, estado de Nayarit

Vicente Rocha González, J. Ignacio Valdez Hernández, Gustavo Ramírez Valverde.

### RESUMEN

Con el propósito de obtener información básica para un manejo adecuado de la repoblación natural del mangle *Laguncularia racemosa* en la costa de Nayarit (Ejido Villa Juárez, municipio Santiago Ixcuintla: 21° 41' 29" N; 105° 23' 15" O), se cuantificó la abundancia de sus brinzales en cuadros de 1x1 m y se midieron atributos dasométricos de sus latizales en unidades de muestreo (UM) de 4x4 m. Los resultados muestran que la densidad de brinzales fue significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ) mayor en condiciones de apertura total del dosel (11.5 brinzales  $m^{-2}$ ) que en aquellas de no apertura (2.8 brinzales  $m^{-2}$ ), pero estadísticamente igual (Tukey,  $p > 0.05$ ) a la densidad en condiciones de apertura intermedia del dosel (6.3 brinzales  $m^{-2}$ ). Los latizales registrados cerca del mar (frecuente inundación) tuvieron mayores valores de densidad, diámetro normal, área basal, altura total y cobertura del dosel, que aquellos medidos lejos del mar (escasa inundación).

### ABSTRACT

This study was aimed to generate valuable data to help guide management of natural regeneration of mangroves. A quantitative survey was conducted at *Laguncularia racemosa* stands in the Santiago river, coast of Nayarit (Ejido Villa Juárez, Municipio Santiago Ixcuintla); seedlings at 1 x 1 m squares were tallied and dasometric attributes at pole stage of trees were measured at 4 x 4 m sample units. Seedling density was higher (11.5  $m^{-2}$ ) at forest gaps than at closed canopies (2.8  $m^{-2}$ ) (Tukey,  $p < 0.05$ ), trees at pole stage close to the sea (frequently flooded) had larger values for density, diameter, basal area, canopy cover than those away from the sea (rarely flooded).

**E**l término repoblación puede definirse como el proceso mediante el cual una población persiste o puede volver a poblar un área o parte de ella. Desde el punto de vista forestal, la repoblación natural es el proceso por el cual la masa forestal existente es sustituida por otra (sea de la misma o diferente especie) y de ella depende la continuidad, permanencia y composición de especies de un bosque (Aldrete *et al.*, 1992; Mitchell y Beese, 2002).

En silvicultura, la repoblación sirve para designar el conjunto de labores o trabajos que tienen por objeto la reproducción de los montes en aprovechamiento, o su creación sobre los terrenos sin vegetación. Cuando la repoblación se logra como consecuencia del tratamiento adecuado del monte sin hacer siembras ni plantaciones se llama repoblación natural y cuando para lograrla se emplean siembras y plantaciones se llama repoblación asistida (Smith *et al.*, 1997).

De acuerdo con Grime (2002) existen dos formas generales de repoblación: a) propagación a partir del tallo principal (en pie, caído) o de la raíz, y b) reproducción por semilla (sexual).

Los manglares dependen de la incorporación de brinzales para su mantenimiento, ya que el establecimiento y supervivencia de éstos últimos afecta directamente la distribución de especies y patrones de abundancia de los primeros (Tomlinson, 1994; Corella *et al.*, 2001).

El establecimiento de las plantas, en general, a menudo ocurre después de un periodo de dormancia del embrión, aunque en algunas especies, incluyendo la mayoría de las especies de mangles, existe un desarrollo precoz del mismo. En estos individuos, el establecimiento y supervivencia subsiguiente de una población de brinzales puede ser estudiada más fácilmente que en aquellas plantas con una fase de dormancia posterior a la dispersión. Esto debido a que no existe un banco de semillas y el espacio en el que caen los propágulos es reconocido fácilmente (McKee 1995a, 1995b).

A pesar de lo anterior, son pocos los estudios relacionados con el establecimiento y desarrollo temprano de estos individuos. Por ejemplo, Jiménez y Sauter (1991) compararon las diferencias de estructura y establecimiento entre *Avicennia bicolor* Standl. y *Rhizophora racemosa* G. Mey. en la costa Pacífica de Costa Rica; mientras que Blanchard y Prado (1995) estudiaron los factores que afectan la repoblación natural de *Rhizophora mangle* L. en transectos cortados a matarrasa en el noroeste de Ecuador.

Los manglares albergan una cantidad importante de recursos naturales y proporcionan una gran variedad de bienes y servicios a las poblaciones humanas aledañas a ellos. Su potencial económico procede de tres fuentes principales: productos forestales, pesca estuarina y de litoral, así como ecoturismo. Además, desempeñan un papel fundamental en la protección costera y en el mantenimiento de hábitats para diversas especies amenazadas y en peligro de extinción (FAO, 1994).

En México, no obstante la gran importancia ecológica y socioeconómica que esta comunidad vegetal posee, existe aún poca información generada y disponible, así como una creciente presión humana que se ha reflejado en una disminución de su cobertura arbolada y en pérdida de su riqueza biológica y desarrollo estructural (Valdez, 2004).

En el estado de Nayarit la situación no es diferente. Los cambios drásticos en el hábitat y abundancia de este tipo de vegetación se han acentuado en los últimos 20 años debido a la realización inadecuada de obras hidráulicas, carreteras y acuacultura empresarial (Valdez *et al.*, 2009a); pero no al aprovechamiento maderable, el cual se lleva a cabo con programas autorizados de manejo forestal sustentable (Valdez, 2002).

Por lo anterior, y con la finalidad de generar parte de la información biológica necesaria para un mejor manejo silvícola de los manglares, el objetivo del presente trabajo fue evaluar y describir la repoblación natural de *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. en el Ejido Villa Juárez, municipio de Santiago Ixcuintla, estado de Nayarit; en particu-



lar, se busca caracterizar las poblaciones de brinzales y latizales de esta especie comercial maderable con base en el análisis de sus características dasométricas y del hábitat.

Para lo cual, se plantean las siguientes hipótesis: a) la abundancia de brinzales es mayor en sitios con aperturas de dosel en comparación con aquellos sin apertura, y b) los latizales muestran cambios en atributos dasométricos (densidad, altura, diámetro) según su modo de repoblación (sexual, asexual) y ubicación respecto al mar.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se llevó a cabo en las márgenes del Río Santiago, dentro de los predios del ejido Villa Juárez (21° 38' 55.2" Norte, 105° 26' 19.8" Oeste), municipio de Santiago Ixcuintla, estado de Nayarit (Figura 1.8.1).

El área se encuentra ubicada en la provincia Llanura Costera del Pacífico, subprovincia Delta del Río Grande de Santiago, que recibe depósitos aluviales acarreados desde la Sierra Madre Occidental, los cuales son transformados por acción de las mareas en sedimentos deltaicos formando barras, lagunas y marismas (INEGI, 2000).

El suelo predominante es Solonchak, con elevado contenido de sales y una conductividad eléctrica del extracto de saturación mayor de 16 mmhos  $\text{cm}^{-1}$  (SPP, 1981). Este suelo tiene un horizonte A ócrico de color pardo oscuro y un B cámbico de color pardo amarillento oscuro (en húmedo); debido al medio anaeróbico en que se desarrolla (frecuente inundación), presenta hidromor-

fismo (Solonchak gleyico), manifestado por cierta reducción del hierro y la formación de manchas al quedar en contacto con el aire. Posee además un porcentaje de saturación de sodio mayor de 15 (fase sódica) y llega a presentar en la superficie una capa arcillosa que sufre rupturas en forma de placas poligonales cuando está seca (Solonchak takyrico) (INEGI, 2000).

De acuerdo con García (1987), el clima es  $\text{Aw}_1$  (w) (i): cálido subhúmedo con lluvias en verano y poca oscilación térmica (5-7 °C). La precipitación media anual fluctúa entre 1000 y 1500 mm, con una temperatura media anual mayor de 22 °C. La máxima ocurrencia de lluvia oscila entre 370 y 480 mm en agosto y la mínima es menor de 5 mm en mayo (SPP, 1981).

La vegetación predominante es el manglar [*L. racemosa*, *Avicennia germinans* L. (Stearn.), *R. mangle*] y en menor escala la selva baja caducifolia [*Acacia* spp., *Opuntia* sp., *Jatropha* sp., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Bouteloua repens* (Kunth) Scribn & Merr., *Chloris* sp.] (INEGI, 2000; Valdez *et al.*, 2009b)).

### Brinzales

En un lugar cercano a la desembocadura del Río Santiago en el Océano Pacífico (Figura 1.8.1a), se establecieron 18 sitios circulares de muestreo de 113  $\text{m}^2$  (radio = 6 m) cada uno, tomando en cuenta el tamaño y forma de los claros en el dosel que se presentan naturalmente en los manglares (Valdez, 2001).

Estos sitios (N = 18) se distribuyeron en tres zonas paralelas al cauce del río siguiendo un gradiente de humedad en el suelo: a) zona húmeda (n = 6), b) zona de humedad



Figura 1.8.1. Establecimiento de sitios y unidades de muestreo en el área de estudio para evaluación de brinzales (a) y latizales (b-e). Fotografía aérea escala 1:20 000 (INEGI 1995).

intermedia ( $n = 6$ ), c) zona seca ( $n = 6$ ); y se les aplicó tres niveles de apertura del dosel: i) apertura total [eliminación total de la cobertura del dosel ( $n = 6$ )], ii) apertura intermedia [eliminación parcial de la cobertura del dosel ( $n = 6$ )], iii) no apertura (sin eliminación de la cobertura del dosel ( $n = 6$ )).

En cada sitio se establecieron en forma aleatoria cinco cuadros de  $1 \text{ m}^2$  (modificado

de Valdez, 2002) donde se cuantificó el número de brinzales ( $< 1.3 \text{ m}$ ) de *L. racemosa* establecidos durante un año.

Los datos se analizaron estadísticamente con un diseño de bloques al azar, donde las tres zonas de humedad se usaron como bloques (húmeda, intermedia, seca) y los tratamientos fueron los tres niveles de apertura del dosel aplicados (total, intermedia, no

apertura). Mediante análisis de varianza se verificó la existencia de diferencias significativas para el número de brinzales establecidos entre tratamientos. Asimismo, se empleó el método de comparación de medias según Tukey ( $\alpha=0.05$ ) (*sensu* Steel y Torrie, 1985) cuando fue necesario. Estos análisis se realizaron con el paquete JMP versión 3.1.2 (SAS Institute Inc., 1997).

### Latizales

En cuatro lugares a lo largo de la región deltaica del Río Santiago (Figura 1.8.1b-e), se establecieron en forma aleatoria un total de 15 unidades de muestreo (UM) de 4 m<sup>2</sup> (4 x 4 m) cada una, donde se midieron todos los individuos de *L. racemosa* mayores de 1.3 m de altura y menores de 5 cm DAP (modificado de Valdez, 2002).

Los atributos dasométricos evaluados fueron DAP y altura total, empleando para el primero un vernier mecánico marca Pretul con aproximación a 0.01 cm, y para el segundo una pértiga (construida *ex professo*) de seis metros de largo con divisiones cada 10 cm.

La información se analizó estadísticamente por: a) tipo de repoblación, i) sexual y ii) asexual; b) distancia de las UM respecto al mar, i) cerca y ii) lejos; c) combinación de incisos a) y b): repoblación sexual y asexual en las UM cercanas y lejanas al mar.

El procesamiento de los datos incluyó la elaboración de cuadros y gráficas para la descripción de los atributos dasométricos en cada UM. Con la prueba Wilcoxon ( $\alpha = 0.05$ ) se compararon los diferentes grupos de datos utilizando el paquete JMP versión

3.1.2. (SAS Institute Inc., 1997) y mediante el programa MINITAB versión 13.32 (MINITAB Inc., 2002) se ajustaron diferentes tipos de distribuciones estadísticas [Weibull, Log normal (base e), Normal, Exponencial] a los valores de diámetro y altura registrados para individuos de *L. racemosa* en los grupos de datos antes mencionados.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Brinzales

La Figura 1.8.2 muestra el número promedio de individuos establecidos por metro cuadrado en cada tratamiento y zona. En promedio, la zona seca tuvo una mayor cantidad de brinzales (9.2 por m<sup>2</sup>) que las zonas húmeda (7.8 por m<sup>2</sup>) y de humedad intermedia (3.7 por m<sup>2</sup>).

Esto coincide con los resultados de Clarke y Myerscough (1993), quienes registraron una mayor densidad de individuos de *Avicennia marina* en zonas altas (40 cm sobre el nivel del mar) en comparación con zonas intermedias (20 cm snm) y bajas (0 cm snm).

En contraste, Blanchard y Prado (1995) reportaron que la densidad de brinzales recién establecidos de *Rhizophora mangle* estuvo inversamente correlacionada con la elevación: a mayor altura sobre el nivel del mar, menor número de individuos.

Ambos comportamientos fueron documentados por Jiménez y Sauter (1991). En *Avicennia bicolor* el número de individuos fue mayor conforme aumentó la distancia, y con ello la elevación, respecto al cuerpo de agua, de tal forma que la tasa más alta de

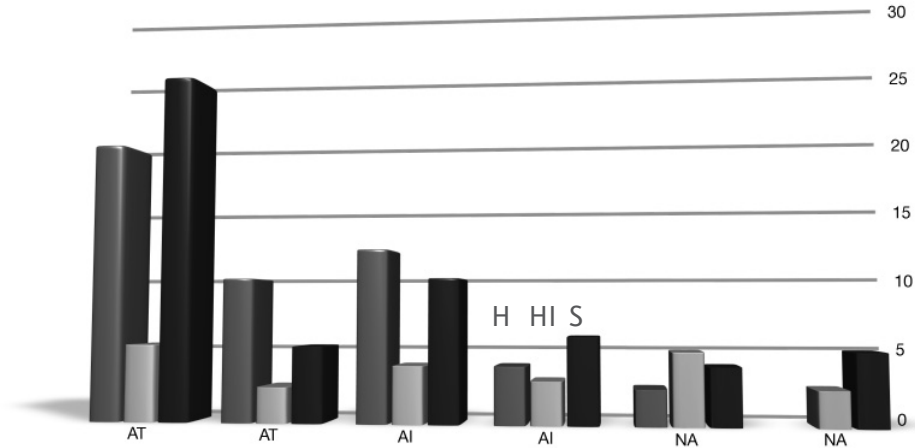


Figura 1.8.2. Número promedio de plántulas establecidas en forma natural por tratamiento (AT = Apertura total, AI = Apertura intermedia, NA = No apertura) y zona (H = Húmeda, HI = Humedad intermedia, S = Seca) en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

establecimiento fue máxima en la zona de terreno más elevada. En cambio, para *Rhizophora racemosa* el establecimiento decreció rápidamente hacia tierra adentro; en los primeros metros la densidad de brinzales fue mayor respecto a la de los últimos metros del transecto evaluado.

La presencia y abundancia de especies de mangles en diferentes zonas ha sido uno de los temas más discutidos en la ecología de esta comunidad. Las explicaciones de posibles causas que determinan estos patrones son numerosas: procesos de sucesión (Lugo, 1980), cambios geomorfológicos (Thom, 1967), requerimientos fisiológicos (López-Portillo y Ezcurra, 1989b), así como depredación (Smith, 1987) y dispersión diferencial de propágulos (Rabinowitz, 1978a, 1978b, 1978c; Jiménez y Sauter, 1991).

En cuanto a alguna relación de competencia, en el sotobosque del área de estudio no se encontraron especies que interfirieran

con el establecimiento de *Laguncularia racemosa*; además, la producción de propágulos fue alta y su dispersión se realizó en la época lluviosa (agosto-octubre). Esto último fue descrito por Jiménez (1988) en el Río Jesús María, costa Pacífica de Costa Rica, donde la fructificación de *L. racemosa* también ocurrió entre agosto y octubre (periodo de lluvias) y la liberación de propágulos, al igual que en la mayoría de las especies de mangles, estuvo relacionada con altos niveles de inundación dentro del bosque.

Considerando lo anterior, las tasas y espacio destinado al establecimiento de esta especie parecen estar relacionadas con el tamaño y características de flotación de sus propágulos, así como de la fluctuación relativa del nivel de inundación.

Esto lo sugiere McKee (1995a) al estudiar las características físicas de propágulos y brinzales, quien menciona que debido al tamaño reducido de sus propágulos (respecto

a otras especies), *L. racemosa* está destinada a ocupar una posición alta de la zona intermareal. La diferencia en tamaño y peso de las diásporas, así como la acción conjunta de mareas y corrientes, ocasiona un establecimiento a menudo diferencial de las especies a través de gradientes de elevación (Jiménez y Sauter, 1991; Rabinowitz, 1978c). Como se mencionó anteriormente, en la zona de estudio el periodo de dispersión de las diásporas de *L. racemosa* se presentó en la época lluviosa, por lo que los efectos del movimiento de agua sobre ellas se ven acentuados.

La apertura del dosel estuvo significativamente ( $p < 0.05$ ) asociada con la densidad de brinzales (Cuadros 1.8.1 y 1.8.2), la cual a su vez fue estadísticamente mayor en apertura total (11.5 individuos por  $m^2$ ) respecto a la no apertura (2.8 individuos por  $m^2$ ) pero igual a la apertura intermedia (6.3 individuos por  $m^2$ ) (Cuadro 1.8.3).

Los valores de abundancia de brinzales que se obtuvieron en la presente investigación son intermedios al compararlos con aquellos obtenidos en otros estudios (Cuadro 1.8.4), y de acuerdo con Roth (1992) se consideran suficientes entre 605 y 50,000 plantas  $ha^{-1}$  para el restablecimiento de la

masa forestal. En algunos países, las leyes obligan plantar en rodales con regeneración inadecuada después de su cosecha, estableciendo densidades entre 1667 y 10,000 individuos  $ha^{-1}$  (FAO, 1985).

La densidad de brinzales fue significativamente mayor en el tratamiento de apertura total del dosel en comparación con los demás tratamientos. Este escenario concuerda con algunas investigaciones en donde el dosel superior ha sido perturbado. Por ejemplo, Blanchard y Prado (1995) y Valdez (2002) encontraron un mayor número de individuos en lugares intervenidos que en los mantenidos intactos. Asimismo, Ewel *et al.* (1998) reportaron un número significativamente mayor de plántulas en claros que bajo el dosel sin perturbar.

Un argumento para explicar tales diferencias fue considerar a la apertura total del dosel realizada en la presente investigación como un claro natural del bosque.

Brokaw (1982) define claro, como un orificio en el bosque que se extiende desde el dosel superior hasta una altura promedio de dos metros sobre el nivel del suelo, y que tiene notables consecuencias para la dinámica forestal (iniciación de nuevas clases de edad

♦ Cuadro 1.8.1. Prueba de F para el número de brinzales de *Laguncularia racemosa* establecidos en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

Fuente variación	Nparm	gl	Suma de cuadrados	Valor de F	Prob>F
Bloque	2	2	98.77778	2.7764	0.1099 NS
Tratamiento	2	2	228.11111	6.4116	0.0161*
Error submuestreo	3	3	207.00000		

\* $p < 0.05$ , NS = no significativo.

† Cuadro 1.8.2. Análisis de varianza para el número de brinzales de *Laguncularia racemosa* establecidos en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

Fuente variación	gl	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Valor de F	Prob>F
Modelo	7	533.88889	76.2698	4.2875	0.0192*
Error	10	177.88889	17.7889		
Total corregido	17	711.77778			

\* p<0.05

† Cuadro 1.8.3. Comparación de medias para el número promedio de brinzales de *Laguncularia racemosa* en función de la apertura del dosel en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

Tratamiento	Media	Clasificación
Apertura total	11.500	a
Apertura intermedia	6.333	ab
No apertura	2.833	b

Medias seguidas por la misma letra son estadísticamente iguales (Tukey,  $\alpha=0.05$ )

o liberación sustancial de árboles suprimidos). Dicha formación conduce al desarrollo de una densa masa vegetal a nivel del suelo, estimulada por un incremento en iluminación y quizás por una disminución local en competencia radicular. En este espacio, los brinzales de las especies intolerantes responden más rápidamente que las tolerantes, las cuales pueden ser suprimidas temporal o permanentemente (Richards, 1981).

Sin embargo, los efectos de la formación de claros en el bosque son más complejos de lo descrito anteriormente.

Cuando se produce un claro en el bosque, se alteran varios parámetros físicos comparados con los límites de la abertura (Smith *et al.*, 1994). La humedad en el claro es menor, la temperatura es alta, los niveles de luz aumentan dramáticamente y la condición nutrimental del suelo también puede ser diferente (Smith, 1987).

Adicionalmente, la formación de claros puede originar cambios en la composición de especies de macrofauna que habita en las cavidades del suelo, lo cual, a su vez, puede alterar los procesos biológicos en el claro tales como la depredación de semillas y brinzales de los mangles (Osborne y Smith, 1990). Algunos de estos cambios son benéficos para el establecimiento y crecimiento de las plántulas (p. ej. incremento en luz y nutrientes), mientras que otros son nocivos (p. ej. disminución de la humedad e incremento de la temperatura del suelo) (Smith *et al.*, 1994).

Por lo tanto, junto con su notable capacidad reproductiva (Roth, 1992) y su probada intolerancia a la sombra (Wadsworth, 1959), es posible que la gran disponibilidad de luz sea el factor detonante para un abundante establecimiento de individuos de *L. racemosa*, al menos en sus primeros estadios

† Cuadro 1.8.4. Densidad de brinzales y latizales reportada en diferentes estudios sobre repoblación natural de manglares.

Lugar	Especie	Individuos por m <sup>2</sup>		Autor
		Brinzales	Latizales	
Ecuador	<i>Rhizophora mangle</i>	0.7-1.2	—	Blanchard y Prado (1995)
Micronesia	Varias	—	0.1-0.8	Ewel et al. (1998)
Costa Rica	<i>Avicennia bicolor</i>	3.4-50.5 (9.1)	—	Jiménez y Sauter (1991)
	<i>Rhizophora racemosa</i>	0.4-5.1 (4.1)	—	
Nicaragua	<i>Avicennia germinans</i>	0.7	—	Roth (1992)
	<i>Laguncularia racemosa</i>	1.8	—	
	<i>Rhizophora mangle</i>	0.7	—	
Puerto Rico	<i>Avicennia germinans</i> y <i>Rhizophora mangle</i>	—	0.5-1.7	Cintrón et al. (1978)
México	<i>Avicennia germinans</i>	5	—	Valdez Hernández (2001)
	<i>Laguncularia racemosa</i>	51	—	
	<i>Rhizophora mangle</i>	2.5	—	
México	<i>Laguncularia racemosa</i>	(3.7-9.2)	—	Presente estudio
Estados Unidos	<i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i>	—	0.2-1.4	Ball (1980)
Australia	<i>Avicennia marina</i>	0-156 (24)	—	Clarke y Myerscough (1993)
Australia	<i>Avicennia marina</i>	0-128 (32.4)	—	Clarke y Allaway (1993)
Nueva Zelanda	<i>Avicennia marina</i>	0-168 (17.4)	—	Osunkoya y Creese (1997)

Valores promedio entre paréntesis.

de vida (Valdez, 2002); lo que confirmaría a su vez el hábito heliófilo de esta especie y su gran habilidad para colonizar sitios abiertos y/o perturbados (Tomlinson, 1994).

#### Latizales

Los atributos dasométricos y estructura del rodal en poblaciones de *L. racemosa* se muestran en los Cuadros 1.8.5 a 1.8.7 y en las Figuras 1.8.3 a 1.8.13.

En promedio, el porcentaje de individuos reproducidos vía sexual fue ligeramente mayor (52%) que los de origen asexual (48%) (Cuadro 1.8.5), lo cual difiere de lo expresado por Tomlinson (1994) en cuanto a la poca capacidad de propagación vegetativa de los mangles.

La densidad promedio siguió la misma tendencia: 33,875 tallos por ha de origen sexual y 24,333 tallos por ha de origen asexual, 58,208 tallos por ha en total; can-

† Cuadro 1.8.5. Densidad de latizales de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción y unidad de muestreo (UM) en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

UM (No.)	Tallos por UM (No.)			Porcentaje		Plantas (No.)	Tallos/planta	No. de tallos por ha			Cobert. del	Altura de raíces aéreas (cm)
	Sexual	Asexual	Suma	Sexual	Asexual			Suma	Sexual	Asexual		
1	25	17	42	59.5	40.5	32	1.3	15625	10625	26250	40	0
2	1	36	37	2.7	97.3	10	3.7	625	22500	23125	30	0
3	22	11	33	66.7	33.3	25	1.3	13750	6875	20625	30	0
4	3	81	84	3.6	96.4	24	3.5	1875	50625	52500	50	0
5	55	10	65	84.6	15.4	60	1.1	34375	6250	40625	50	0
6	102	4	106	96.2	3.8	104	1.0	63750	2500	66250	70	0
7	73	13	86	84.9	15.1	79	1.1	45625	8125	53750	50	0
8	23	33	56	41.1	58.9	35	1.6	14375	20625	35000	50	0
9	-	106	106	-	100.0	29	3.7	-	66250	66250	60	0
10	138	5	143	96.5	3.5	140	1.0	86250	3125	89375	80	5-10
11	167	-	167	100.0	-	167	1.0	104375	-	104375	90	5-10
12	45	107	152	29.6	70.4	85	1.8	28125	66875	95000	80	10
13	127	64	191	66.5	33.5	157	1.2	79375	40000	119375	90	10
14	28	47	75	37.3	62.4	37	2.0	17500	29375	46875	40	0
15	4	50	54	7.4	92.6	14	3.9	2500	31250	33750	30	0
Suma	813	584	1397	776.6	720.5	998	29.2	508125	365000	873125	840	-
Media	54	39	93	52	48	67	1.9	33875	24333	58208	56	-



† Cuadro 1.8.6. Características dasométricas promedio de latizales de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción y unidad de muestreo (UM) en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

UM (No.)	Diámetro promedio (cm)			Altura promedio (m)			Diámetro cuadrático (cm)			Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		
	Sexual	Asexual	Media	Sexual	Asexual	Media	Sexual	Asexual	Media	Sexual	Asexual	Suma
1	1.09	1.21	1.15	2.19	2.22	2.2	2.26	2.57	2.42	6.25	5.50	11.75
2	2.70	1.90	2.30	3.10	2.83	2.97	5.40	3.94	4.67	1.44	27.56	29.00
3	1.42	1.95	1.70	2.43	2.94	2.69	2.94	3.95	3.44	9.38	8.44	17.81
4	2.30	2.08	2.19	3.23	3.40	3.31	4.82	4.29	4.60	3.44	73.50	76.94
5	1.13	1.11	1.12	2.35	2.35	2.35	2.38	2.29	2.33	2.63	15.44	18.07
6	0.78	0.85	0.81	1.92	1.96	1.94	1.65	1.75	1.70	13.75	0.63	14.38
7	1.18	1.48	1.33	2.47	2.70	2.59	2.46	3.06	2.76	21.81	6.00	27.81
8	1.65	1.68	1.66	2.61	2.92	2.76	3.46	3.42	3.44	13.50	18.94	32.44
9	0.00	1.57	1.57	0.00	3.28	3.28	0	3.46	3.46	0	62.38	62.38
10	2.05	1.78	1.91	4.66	4.06	4.36	4.33	3.89	4.11	127.19	3.75	130.94
11	1.96	0.00	1.96	4.49	0.00	4.49	4.12	0	4.12	139.69	0	139.69
12	2.34	1.90	2.12	4.39	3.86	4.12	4.81	4.15	4.48	53.00	90.50	143.50
13	2.12	1.69	1.91	4.04	3.50	3.77	3.76	4.44	4.10	122.94	44.44	167.38
14	1.80	1.64	1.72	2.99	2.71	2.85	3.71	3.93	3.82	18.94	27.13	46.06
15	1.90	1.79	1.85	2.85	2.64	2.74	3.86	3.70	3.78	2.94	33.75	36.69
Suma	24.41	22.61	25.28	43.74	41.37	46.42	49.96	48.84	53.10	536.87	417.94	954.81
Promedio	1.74	1.61	1.68	3.12	2.95	3.03	3.33	3.26	3.54	35.79	27.86	63.65

+ Cuadro 1.8.7. Características dasométricas y número de latizales de *Laguncularia racemosa* en las unidades de muestreo (UM) por tipo de reproducción y distancia al mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

Característica	UM cerca del mar		UM lejos del mar		Suma		Promedio	
	Sexual	Asexual	Sexual	Asexual	Cerca del mar	Lejos del mar	Cerca de mar	Lejos de mar
Tallos (No.)	477	176	336	408	653	744	163.2	67.6
Porcentaje	73	27	45	55	-	-	-	-
Tallos por ha	298125	110000	210000	255000	408125	465000	102031	42273
Diámetro promedio (cm)	2.1	1.3	1.4	1.6	3.5	3.0	1.7	1.5
Altura promedio (m)	4.4	2.9	2.4	2.7	7.3	5.1	3.6	2.5
Diámetro cuadrático (cm)	4.3	3.1	2.9	3.3	7.4	6.3	3.7	3.1
Área basal ( $m^2 ha^{-1}$ )	110.7	34.7	14.9	25.4	145.4	40.4	72.7	20.2

tividad muy por arriba de la reportada por Wadsworth (1959) para un rodal dominado por latizales de *L. racemosa* con una densidad de 34,000 tallos por ha.

El diámetro normal promedio fue de 1.7 y 1.6 cm para la reproducción sexual y asexual, respectivamente (Cuadro 1.8.6), y osciló entre 0.8 y 2.7 cm. La Figura 1.8.3a muestra que la distribución Weibull en comparación con las otras probadas (Log normal base e, Normal y Exponencial) fue la que mejor se ajustó a los datos de esta variable, tanto para los individuos originados por reproducción sexual como para aquellos de forma asexual.

No obstante que el diámetro cuadrático fue casi idéntico entre individuos de origen sexual y asexual, el área basal fue mayor en los reproducidos sexualmente ( $35.8 m^2 ha^{-1}$ ) que para aquellos de origen asexual ( $27.9$

$m^2 ha^{-1}$ ), sumando en promedio  $63.6 m^2 ha^{-1}$ , cantidad cuatro veces mayor que la reportada por Wadsworth (1959) para rodales de la misma especie con características similares ( $15.8 m^2 ha^{-1}$ ). Los individuos de origen sexual fueron en promedio más altos (3.1 m) que los reproducidos vegetativamente (2.9), y en ambos casos la distribución Lognormal (base e) fue la que obtuvo el mejor ajuste para esta variable (Figura 1.8.3b).

Con objeto de identificar posibles diferencias en las poblaciones estudiadas por su distancia respecto al mar, las unidades de muestreo (UM) se dividieron en dos categorías: i) cercanas al mar (UM 10-11: 2.5 km, UM 12-13: 3.5 km) y ii) alejadas del mar (UM 1-9: 3.75 km, UM 14-15: 5 km) (ver Figura 1.8.1).

El cuadro 1.8.7 muestra las características de las UM en ambas categorías. No obs-

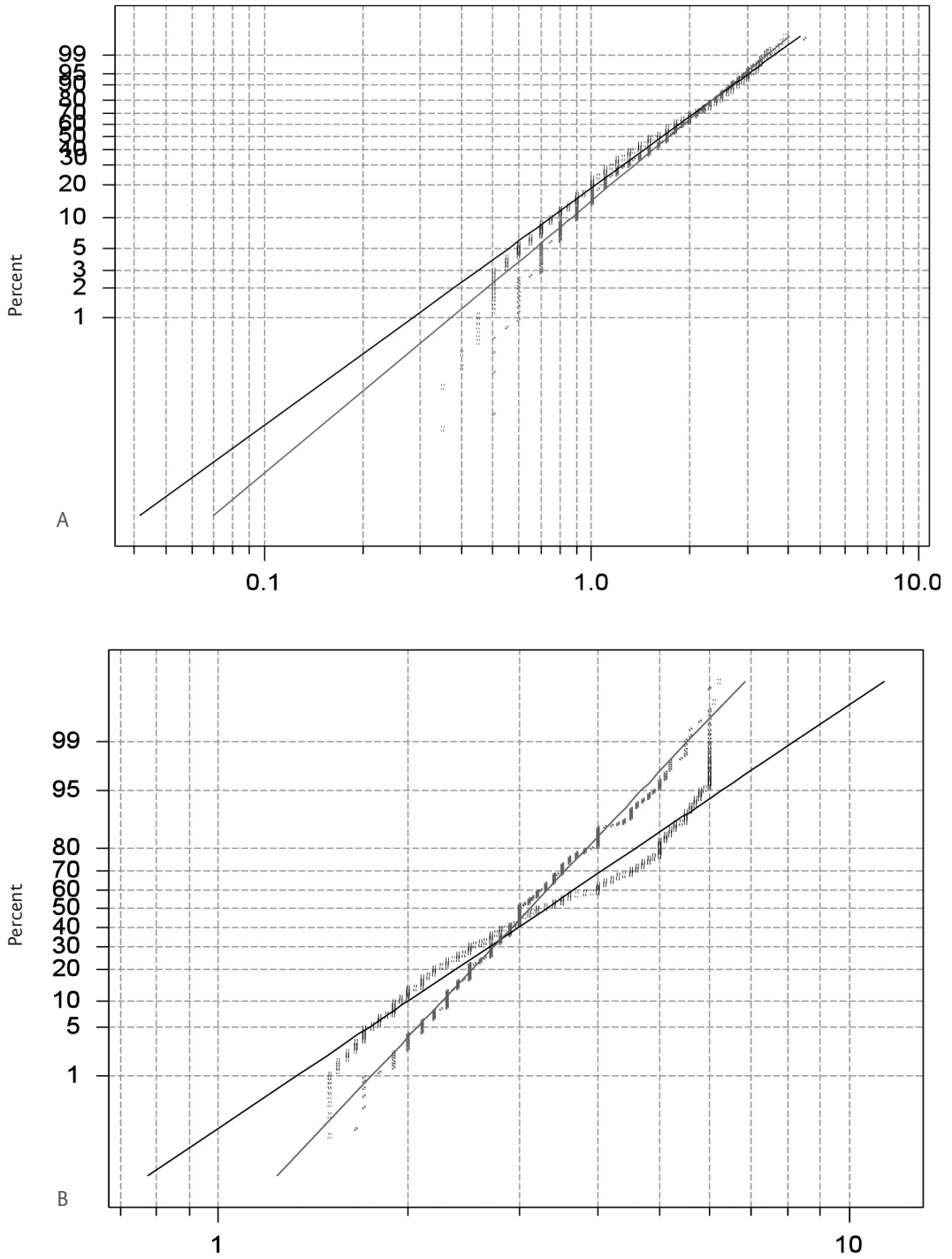


Figura 1.8.3. Ajuste de datos para diámetro normal (a: distribución Weibull) y altura total (b: distribución Lognormal base e) en tallos de *Laguncularia racemosa* originados sexual (■) y asexualmente (□) en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

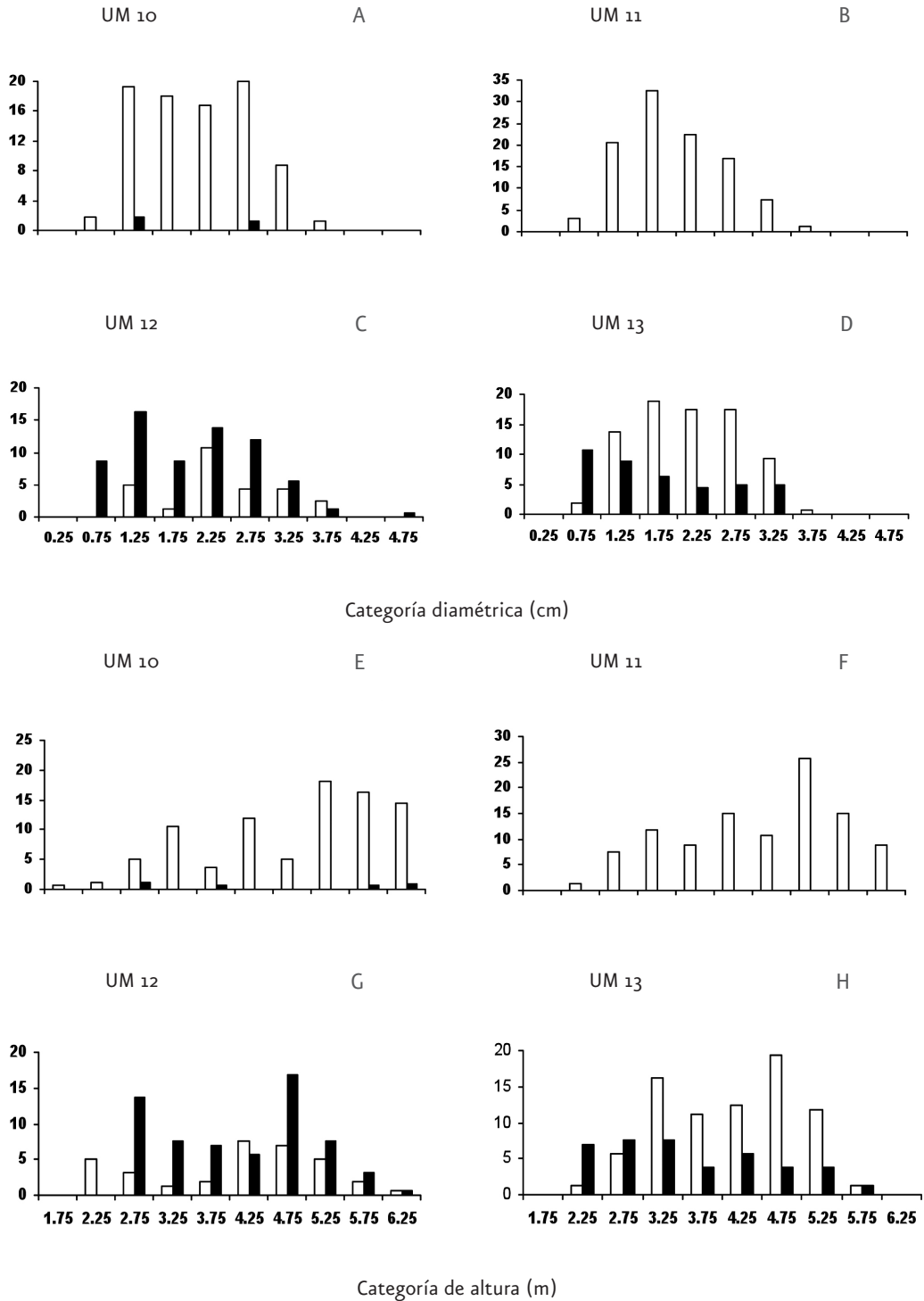


Figura 1.8.4. Distribución del número de individuos de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción (□ sexual, ■ asexual) según su categoría diamétrica (a-d) y de altura (e-h) en unidades de muestreo (UM) cercanas al mar (eje Y: No. por 1000 ha<sup>-1</sup>).

tante que el diámetro normal, la altura total y el diámetro cuadrático fueron mayores en las UM cercanas al mar, esta diferencia fue más evidente en términos de la densidad de tallos y área basal (Cuadro 1.8.7).

En las UM cercanas al mar (10-13) la cobertura del dosel fue muy densa (80-90%) (Cuadro 1.8.5), evitando con ello el desarrollo de un estrato inferior de vegetación, y la mayoría de los individuos fue de origen sexual (73%) (Cuadro 1.8.7), lo que se reflejó en una baja relación tallos/planta (Cuadro 1.8.5). La Figura 1.8.4a-d muestra el número de individuos por categoría diamétrica en cada UM, mientras que la Figura 1.8.5 ilustra como la distribución Weibull fue la que mejor describió el comportamiento de esta variable. Asimismo, en la Figura 1.8.4e-h se

observa el número de individuos por categoría de altura y la Figura 1.8.6a indica que la distribución Weibull se ajustó mejor a los datos de esta variable. La presencia de neumatóforos con alturas de 5 a 10 cm sugieren que las UM cercanas al mar reciben altos y/o frecuentes niveles de inundación (Tomlinson, 1994).

En contraste con las UM cercanas al mar, en las UM alejadas del mar (1-9, 14-15) la cobertura del dosel fue menos densa (30-60%) (Cuadro 1.8.5), favoreciendo el crecimiento de otras especies vegetales tanto en el estrato inferior (p. ej. *Batis maritima*) como en el superior (p. ej. *Typha* sp.); además, el tipo de reproducción asexual (55%) fue mayor que el sexual (45%) (Cuadro 1.8.7), lo cual se tradujo en una alta relación tallos/plan-

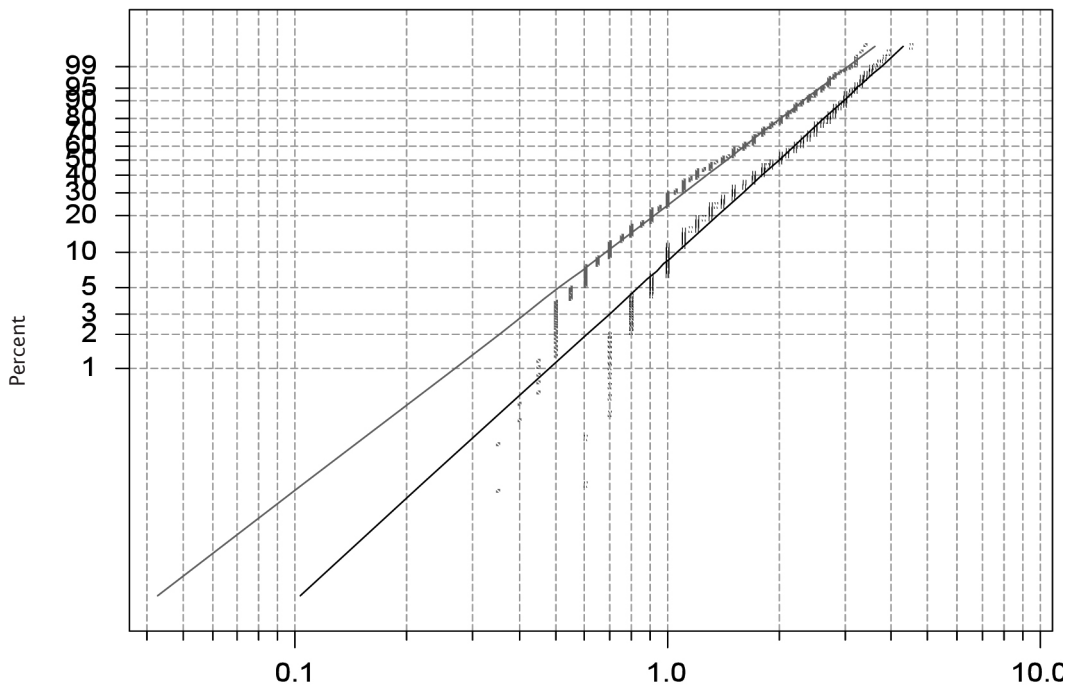


Figura 1.8.5. Ajuste de datos para diámetro normal (distribución Weibull) en individuos de *Laguncularia racemosa* para unidades de muestreo (UM) cercanas (■) y alejadas (□) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

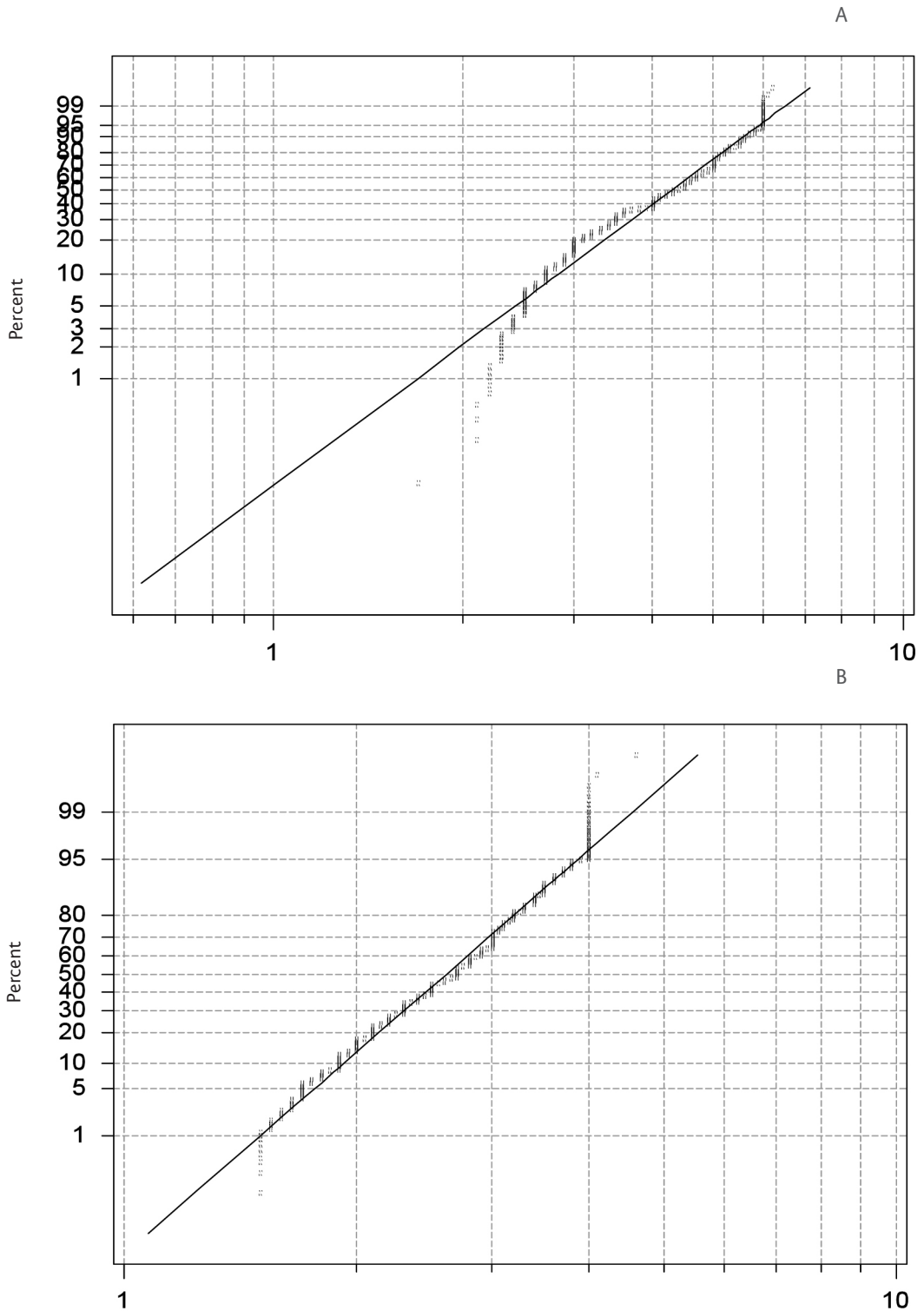


Figura 1.8.6. Ajuste de datos para altura total de individuos de *Laguncularia racemosa* en unidades de muestreo (UM) cercanas (a: distribución Weibull) y alejadas (b: distribución Lognormal base e) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

ta (Cuadro 1.8.5). La Figura 1.8.7 expone el número de individuos por categoría diamétrica en cada UM, en tanto que la Figura 1.8.5 muestra que la distribución Weibull representó mejor el ajuste de estos datos. El número de individuos por categoría de altura en cada UM se presenta en la Figura 1.8.8, mientras que la Figura 1.8.6b indica como la distribución Lognormal (base e) fue la que mejor describió el comportamiento de esta variable. La ausencia de neumatóforos en las UM alejadas del mar sugiere que los niveles de inundación son más bajos y/o menos frecuentes que en las UM cercanas al mar (Tomlinson, 1994).

Con el propósito de detectar posibles diferencias en las poblaciones de *L. racemosa* evaluadas respecto al tipo de reproducción y distancia al mar, se consideró lo siguiente: i) individuos reproducidos sexualmente en las UM cercanas y alejadas del mar, e ii) individuos reproducidos asexualmente en las UM cercanas y alejadas del mar. En ambos casos, las UM cercanas y alejadas del mar se probaron en forma separada.

Según la prueba de Wilcoxon, los individuos reproducidos sexualmente en las UM cercanas al mar tuvieron un diámetro normal significativamente ( $p < 0.05$ ) mayor que aquellos en las UM alejadas del mar (Figura 1.8.9a). Las distribuciones que mejor se ajustaron a los datos fueron la Weibull en las UM cercanas al mar (Figura 1.8.10a) y la Lognormal (base e) en las UM alejadas del mar (Figura 1.8.10b).

Los individuos reproducidos sexualmente en las UM cercanas al mar fueron también de mayor altura que aquellos en las UM alejadas del mar (Wilcoxon,  $p < 0.05$ ) (Figura

1.8.9b). Las distribuciones que mejor se ajustaron a los datos de esta variable fueron la Weibull en las UM cercanas al mar (Figura 1.8.11a) y la Lognormal (base e) en las UM alejadas del mar (Figura 1.8.11b).

En cuanto a los individuos originados por vía asexual, la prueba de Wilcoxon no mostró diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) para el diámetro normal entre las UM evaluadas con respecto a la distancia al mar (Figura 1.8.9c), y la distribución Weibull fue la que mejor se ajustó al comportamiento de esta variable tanto en las UM cercanas como en aquellas alejadas del mar (Figura 1.8.12).

En contraste, los individuos de origen asexual en UM cercanas al mar fueron significativamente más altos (Wilcoxon,  $p < 0.05$ ) que aquellos en UM alejadas del mar (Figura 1.8.9d). Las distribuciones que mejor se ajustaron a los datos de esta variable fueron la Weibull (Figura 1.8.13a) en las UM cercanas al mar y la Normal en las UM alejadas del mar (Figura 1.8.13b).

De acuerdo con lo anterior, los individuos de *L. racemosa* que crecen en UM cercanas al mar (mayor influencia de la inundación) fueron más altos y presentaron mayor diámetro que aquellos en las UM alejadas del mar (menor influencia de la inundación), lo que aunado a los valores de cobertura del dosel (Cuadro 1.8.5) y área basal (Cuadro 1.8.7), sugieren un desarrollo estructural más elevado en poblaciones bajo características ribereño-estuarinas, en comparación con aquellas creciendo en condiciones más terrestres.

Estos resultados son similares a los obtenidos por Cardona y Botero (1998) en un

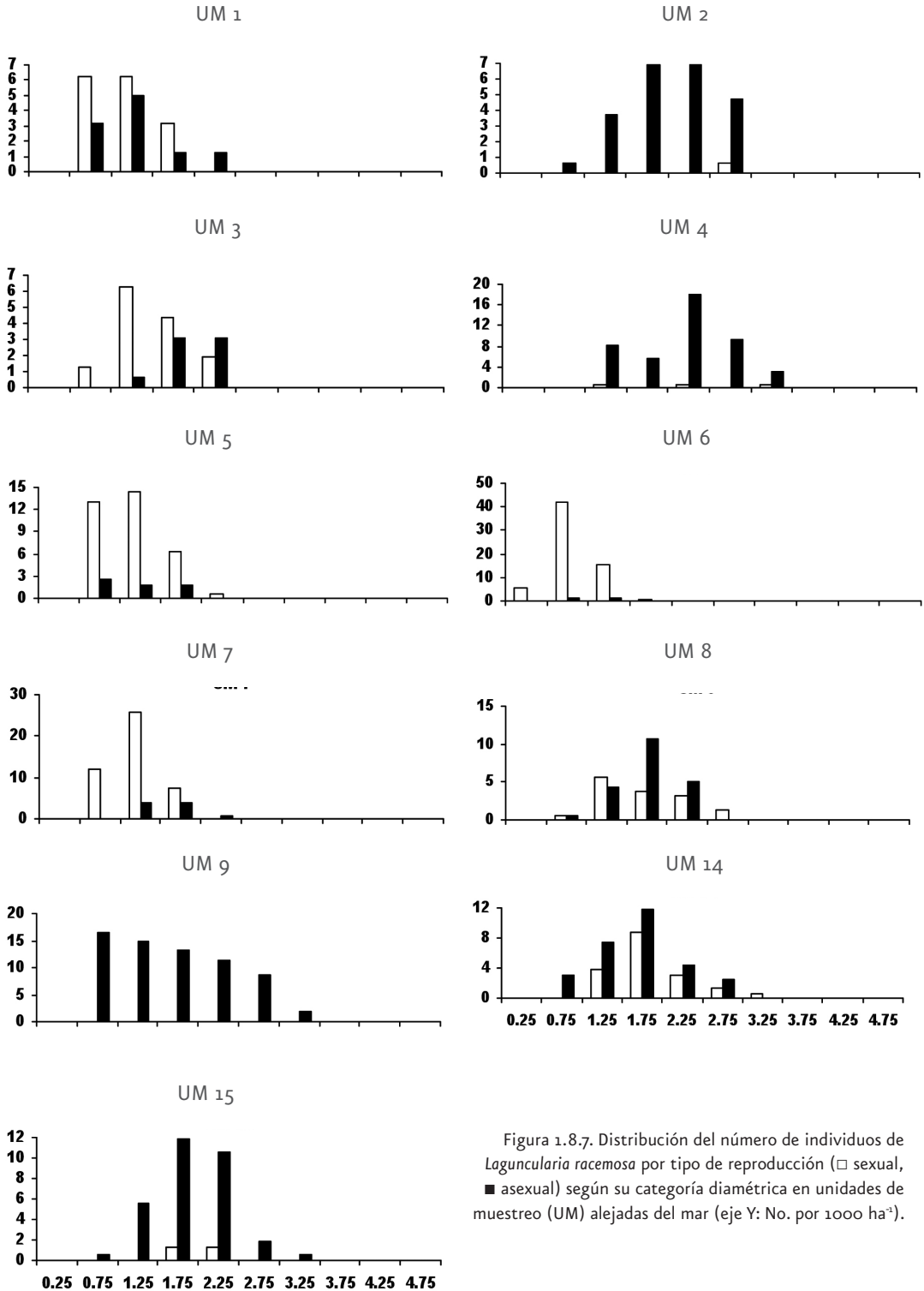


Figura 1.8.7. Distribución del número de individuos de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción (□ sexual, ■ asexual) según su categoría diamétrica en unidades de muestreo (UM) alejadas del mar (eje Y: No. por 1000 ha<sup>-2</sup>).



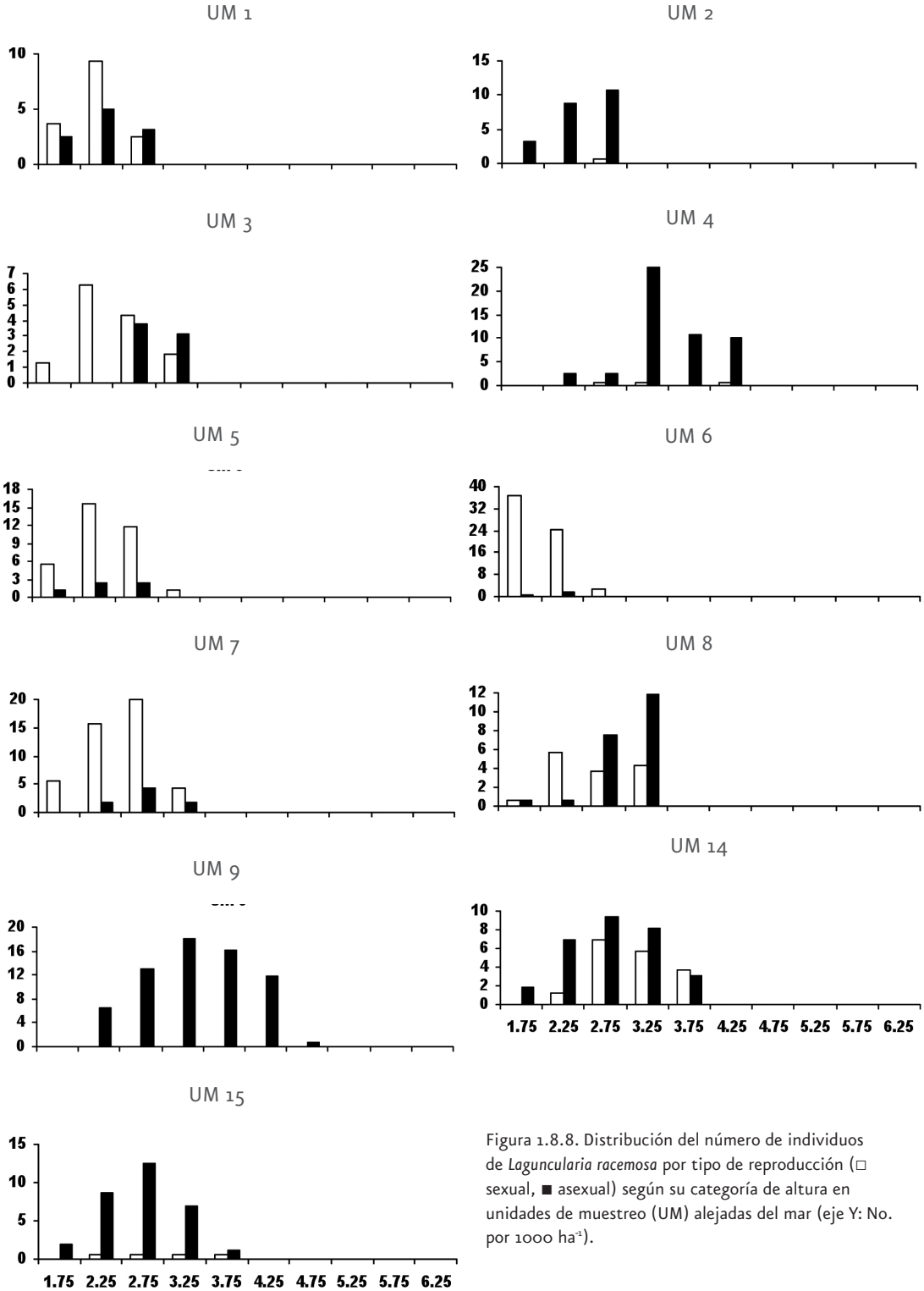


Figura 1.8.8. Distribución del número de individuos de *Laguncularia racemosa* por tipo de reproducción (□ sexual, ■ asexual) según su categoría de altura en unidades de muestreo (UM) alejadas del mar (eje Y: No. por 1000 ha<sup>2</sup>).

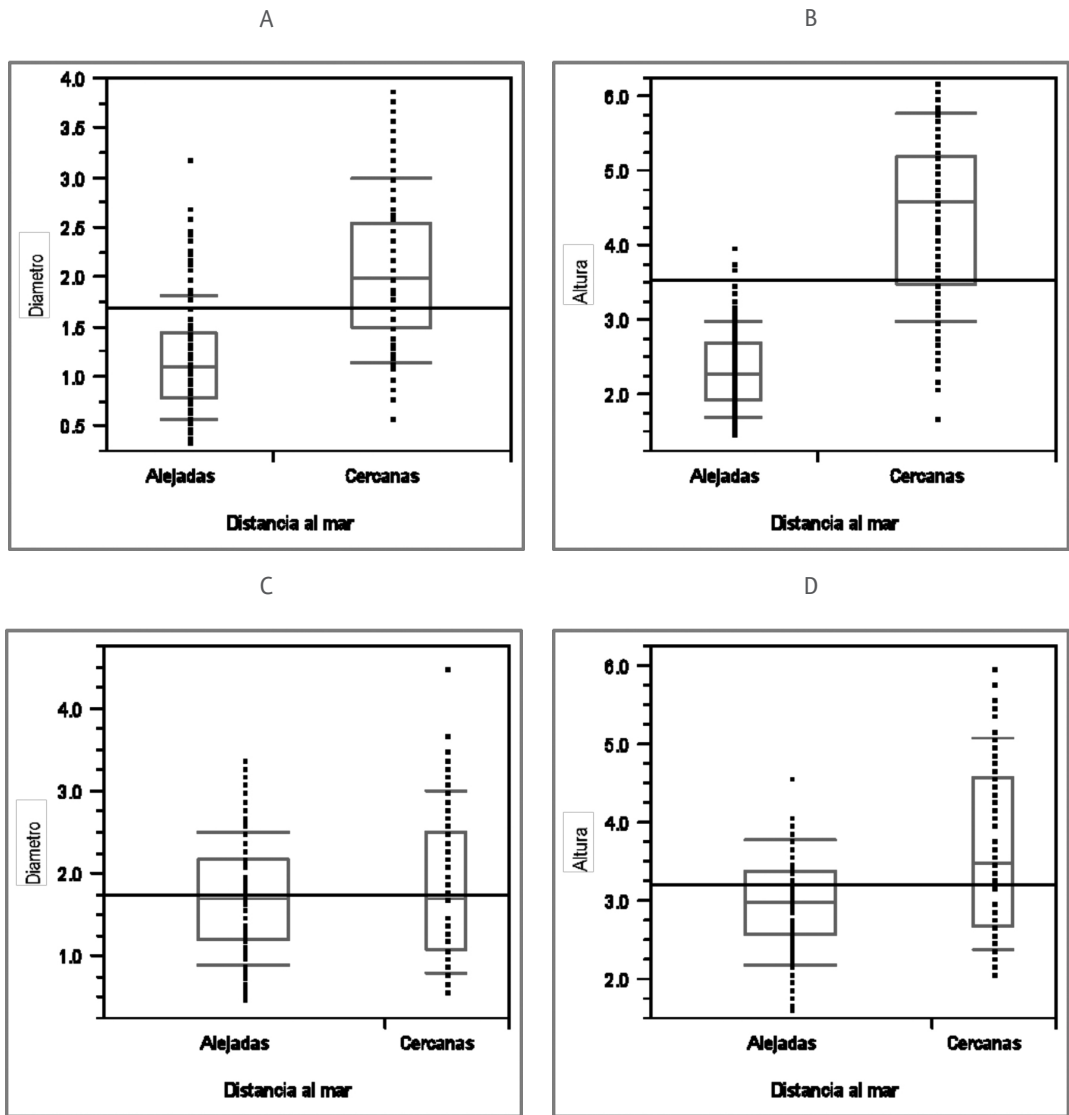


Figura 1.8.9. Valores de diámetro normal y altura total para individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos sexual (a, b) y asexualmente (c, d) en unidades de muestreo (UM) cercanas y alejadas del mar.

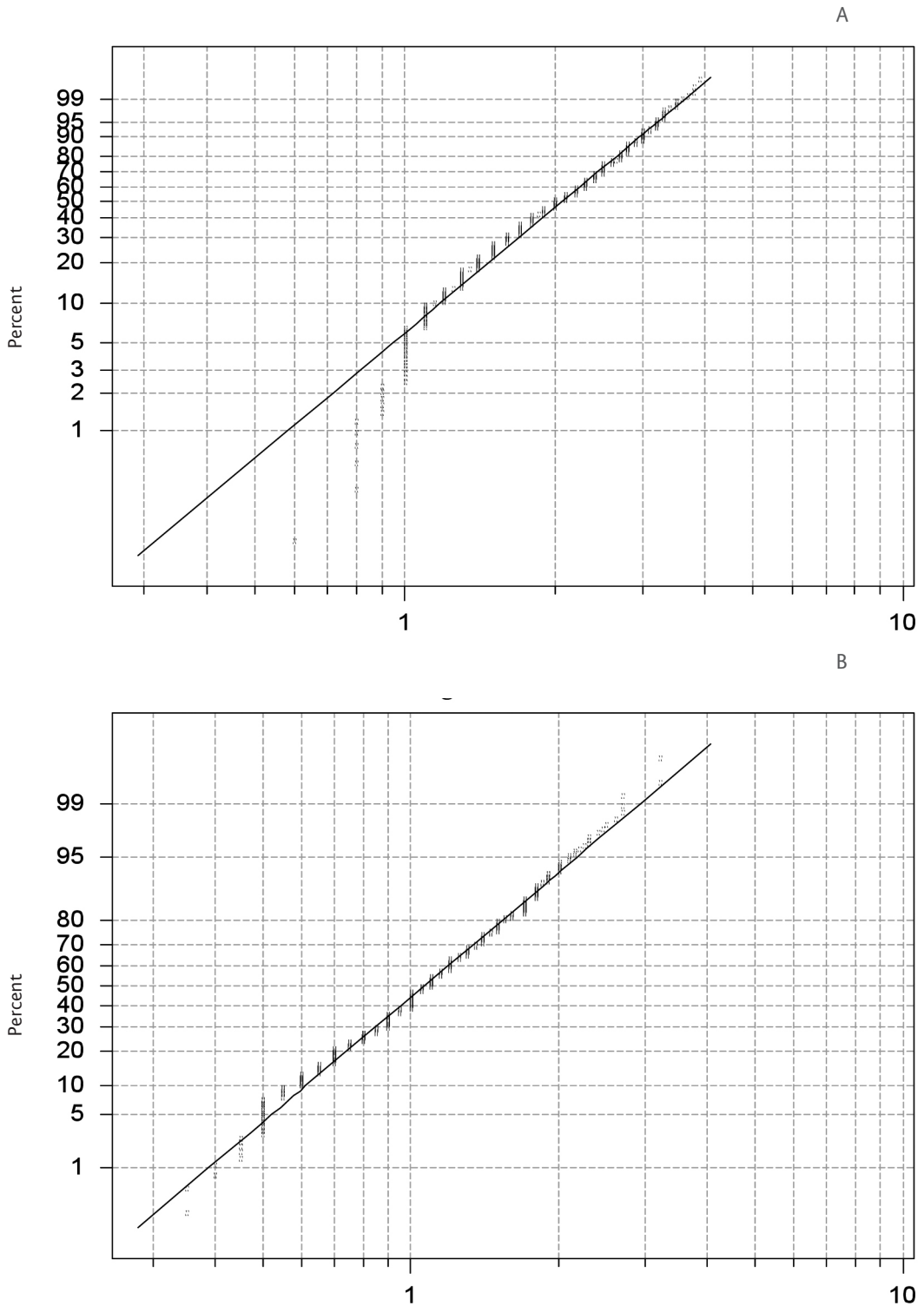


Figura 1.8.10. Ajuste de datos para diámetro normal de individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos sexualmente en unidades de muestreo (UM) cercanas (a: distribución Weibull) y alejadas (b: distribución Lognormal base e) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

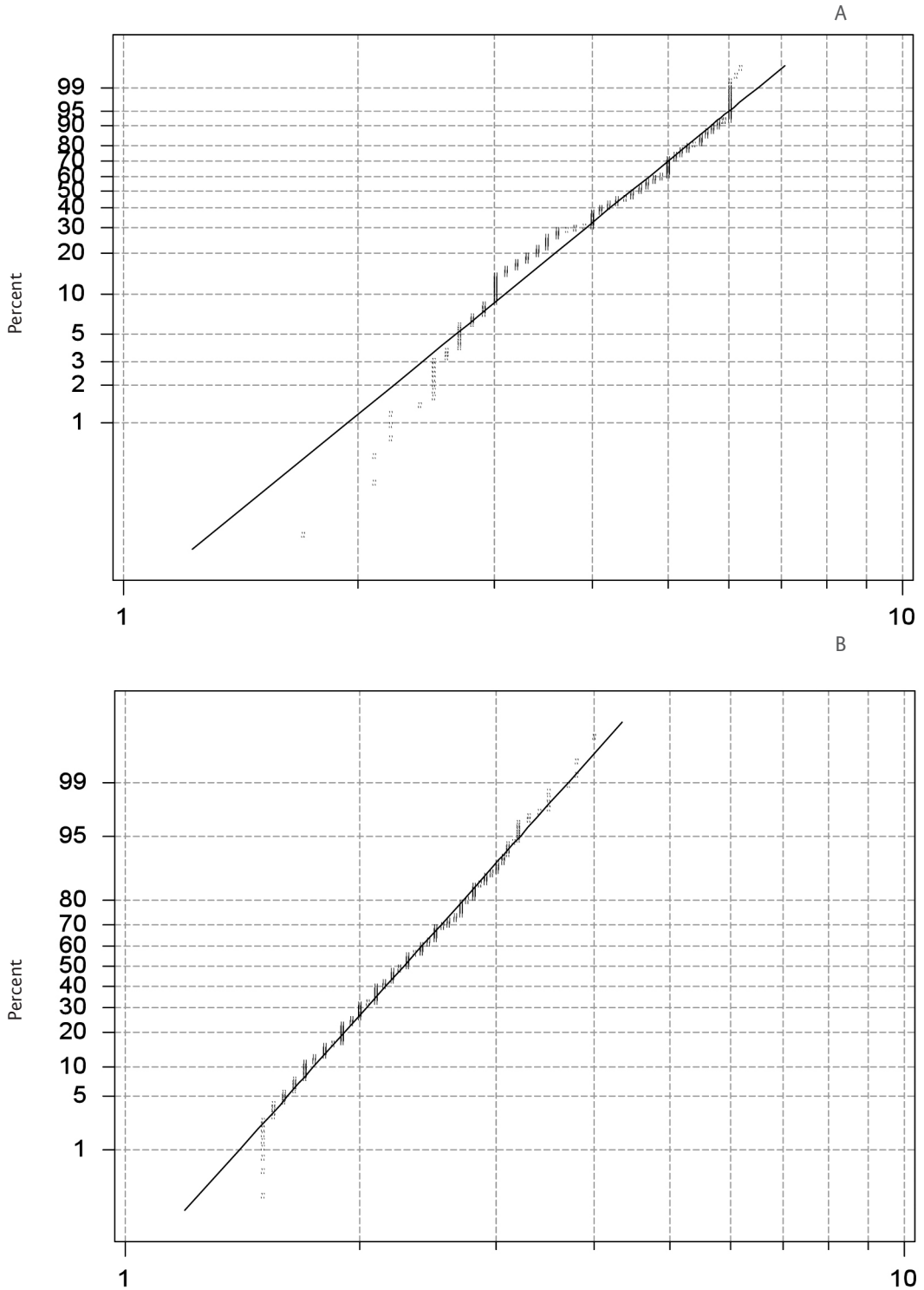


Figura 1.8.11. Ajuste de datos para altura total de individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos sexualmente en unidades de muestreo (UM) cercanas (a: distribución Weibull) y alejadas (b: distribución Lognormal base e) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

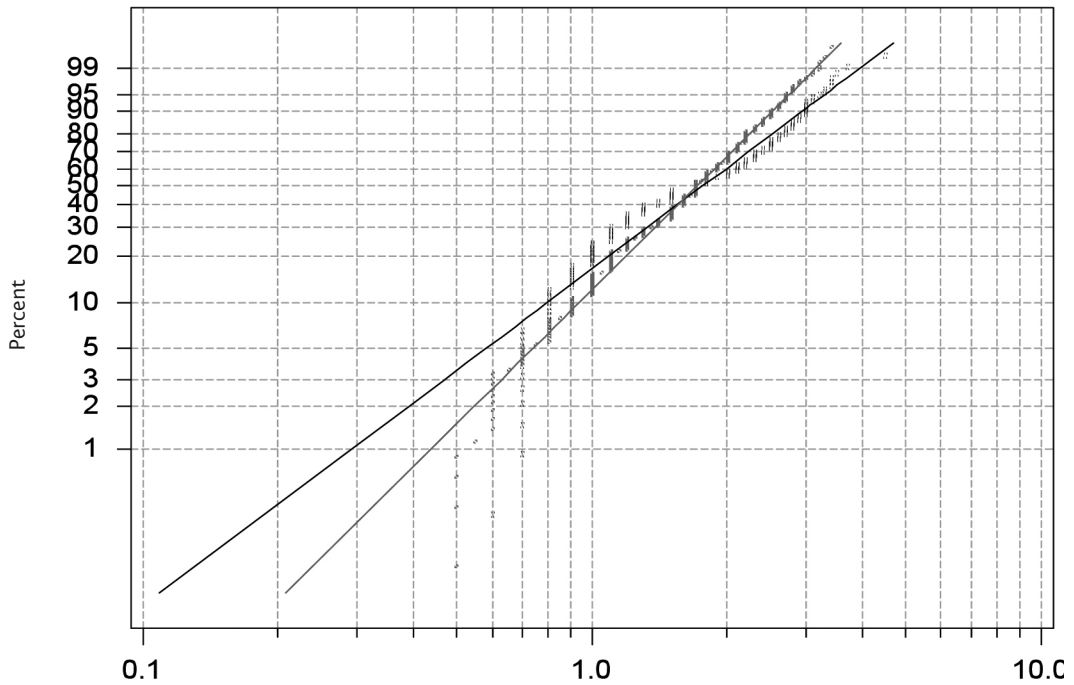


Figura 1.8.12. Ajuste de datos para diámetro normal (distribución Weibull) de individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos asexualmente en unidades de muestreo (UM) cercanas (■) y alejadas (□) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

manglar de la costa Caribeña de Colombia, donde se explica que la localidad situada en el nivel topográfico más bajo y cercana a una laguna costera, tuvo un intercambio permanente de agua, lo cual originó bajos valores de salinidad y altos de fosfato en el suelo, lo que a su vez se reflejó en la presencia de árboles vigorosos: mayores valores de diámetro normal, altura total, área basal y biomasa aérea.

En contraste, López-Portillo y Ezcurra (1989a) reportan que individuos de *Avicennia germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa* tuvieron un incremento mayor en altura y diámetro normal en sitios ubicados tierra adentro, con mayor distancia respecto al mar pero en un hábitat fluvial de baja salinidad, en comparación con aquellos creciendo en sitios más cercanos al mar (planicies lodosas) pero en un hábitat lagunar más salino.

Diversos autores han encontrado que la dinámica del agua en el suelo, así como las condiciones topográficas y de vegetación, influyen en el estado nutricional (Cardona y Botero, 1998; McKee, 1995b), salinidad (Clarke y Hannon, 1970; López-Portillo y Ezcurra, 1989b), potencial redox (Boto y Wellington, 1984), pH (Patrick y Mikkelson, 1971), características sedimentológicas (Thom, 1967; Clarke y Hannon, 1971) y de microclima (Cardona y Botero, 1998) del sustrato.

Además de los anterior, algunos otros factores pudieron originar las diferencias entre UM cercanas y alejadas del mar: i) suministro pobre de propágulos y dispersión deficiente de los mismos en las UM alejadas del mar, lo cual puede reflejarse en tasas limitadas de establecimiento y supervivencia (Rabinowitz, 1978b, 1978c; Jiménez y Sau-

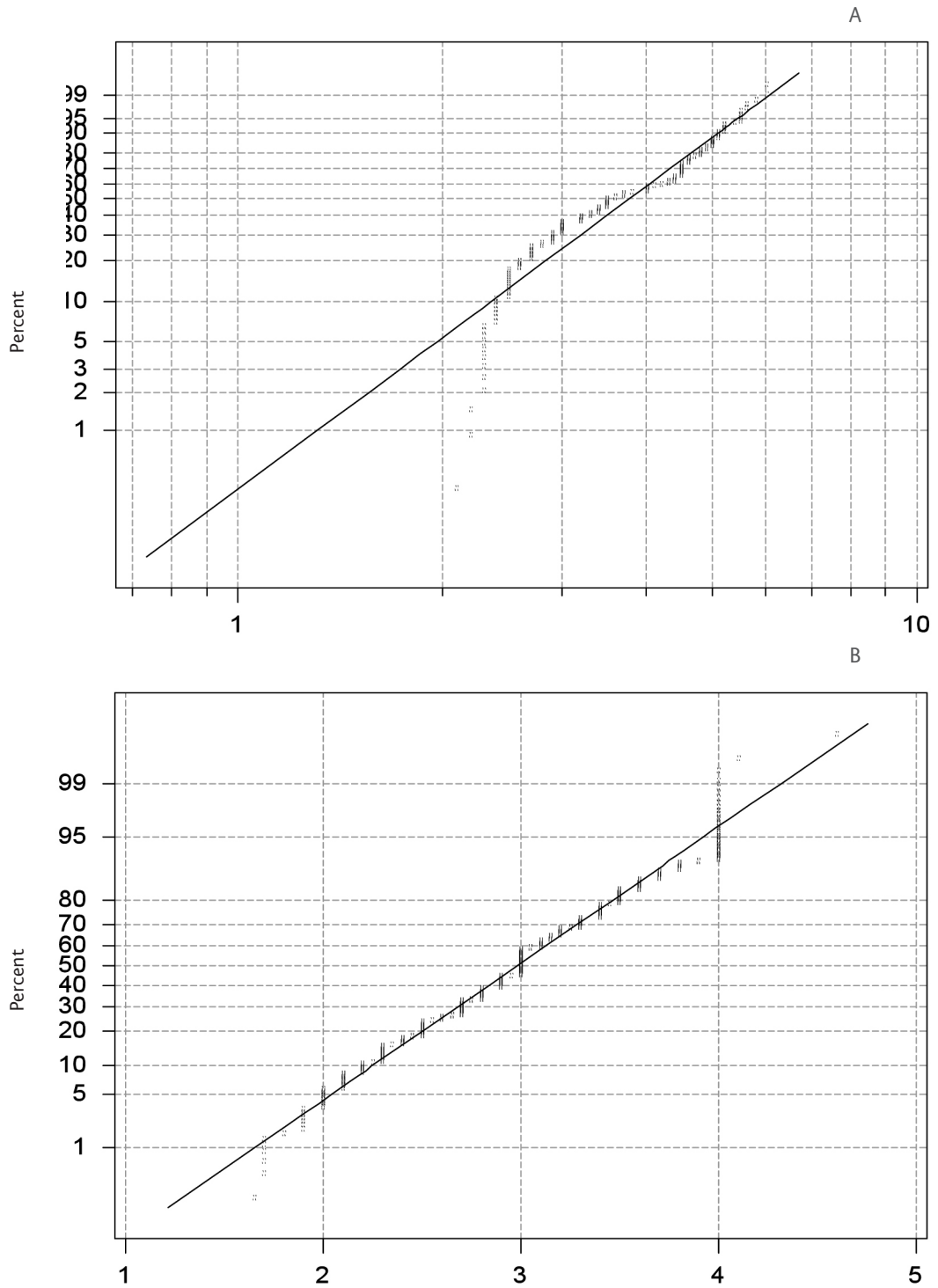


Figura 1.8.13. Ajuste de datos para altura total de individuos de *Laguncularia racemosa* reproducidos asexualmente en unidades de muestreo (UM) cercanas (a: distribución Weibull) y alejadas (b: distribución Normal) del mar en el ejido Villa Juárez, Nayarit.

ter, 1991); ii) competencia con otras especies (p. ej. *Batis maritima* y *Typha* sp.) en las UM alejadas del mar; iii) cambios en las condiciones de humedad, particularmente en el régimen fluvial (Clarke y Myerscough, 1993); y iv), depredación diferencial según la posición intermareal (Smith, 1987) o la presencia de claros en el dosel (Osborne y Smith, 1990).

## CONCLUSIONES

La apertura del dosel estuvo significativamente asociada con la densidad de brinzales de *Laguncularia racemosa*: su abundancia fue estadísticamente mayor en el tratamiento de apertura total (11.5 individuos por m<sup>2</sup>) en comparación con el tratamiento de no apertura (2.8 individuos por m<sup>2</sup>).

Las poblaciones de latizales de *L. racemosa* cercanas al mar (condiciones ribereño-estuarinas) tuvieron mayores valores de cobertura del dosel, diámetro normal, altura total, número de individuos y área basal, que aquellas alejadas del mar (condiciones terrestres), las cuales a su vez presentaron una cantidad superior de individuos propagados asexualmente y con una mayor relación tallos/planta.

## LITERATURA CITADA

- Aldrete, A., C. Aguirre B., A. Muñoz O., F.V. González C., B. Arteaga M. 1992. Estudio de algunos factores que afectan el establecimiento y desarrollo de la regeneración natural de *Pinus montezumae*. Agrociencia (Serie Recursos Naturales) 2 (1): 41-53.
- Blanchard, J., G. Prado. 1995. Natural regeneration of *Rhizophora mangle* in strip clearcuts in Northwest Ecuador. Biotropica 27(2): 160-167.
- Boto, K.G., J.T. Wellington. 1984. Soil characteristics and nutrient status in a northern australian mangrove forest. Estuaries. 7(1): 61-69.
- Brokaw, N. V. L. 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamic. Biotropica 14 (2): 158-160.
- Cardona, P., L. Botero. 1998. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean coast of Colombia. Biotropica 30 (1): 24-34.
- Clarke, L. D., N. J. Hannon. 1970. The mangrove swamp and salt marsh communities of the Sidney district. II. Plant growth in relation to salinity and waterlogging. Journal of Ecology 58: 351-369.
- Clarke, L. D., N. J. Hannon. 1971. The mangrove swamp and salt marsh communities of the Sidney district. IV. The significance of species interaction. Journal of Ecology 59: 535-553.
- Clarke, P. J., P. J. Myerscough. 1993. The intertidal distribution of grey mangrove (*Avicennia marina*) in southeastern Australia: the effects of physical conditions, interspecific competition, and predation on propagule establishment. Australian Journal of Ecology 18: 307-315.
- Corella Justavino, F., J. I. Valdez Hernández, V. M. Cetina Alcalá, F. V. González Cossio, A. Trinidad Santos y J. R. Aguirre Rivera. 2001. Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. Ciencia Forestal en México 26(90): 73-102.
- Ewel, K., S. Zheng, Z.S. Pinzón, J.A. Burgeois. 1998. Environmental effects of canopy gap formation in high-rainfall mangrove forest. Biotropica 30(4): 510-518.
- FAO. 1985. Mangrove management in Thailand, Malaysia and Indonesia. FAO Environment Paper No. 4, Rome. 60 p.

- FAO. 1994. *Directrices para la ordenación de los manglares*. Montes No. 117. Santiago, Chile. 345 p.
- García, E. 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen. E. García. 4a. ed. México, D.F. 217 p.
- Grime, J. P. 2002. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. 2nd ed. Wiley, Chichester, England. 419 p.
- INEGI. 2000. *Síntesis de información geográfica del estado de Nayarit*. 140 p.
- Jiménez, J. A. 1988. Floral and fruiting phenology of trees in a mangrove forest on the dry Pacific coast of Costa Rica. *Brenesia* 29: 33-50.
- Jiménez, J.A., K. Sauter. 1991. Structure and dynamics of mangrove forests along a flooding gradient. *Estuaries* 14(1): 49-56.
- López-Portillo, J., E. Ezcurra. 1989a. Response of three mangroves to salinity in two geofoms. *Functional Ecology* 3: 335-361.
- López-Portillo, J., E. Ezcurra. 1989b. Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Mecoacán, México. *Biotropica* 2 (12): 107-114.
- Lugo, A.E. 1980. Mangrove ecosystems: successional or steady state? *Biotropica* 12 (suppl.): 65-72.
- McKee, K.L. 1995a. Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. *American Journal of Botany* 82(3): 299-307.
- McKee, K.L. 1995b. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. *Oecologia* 101: 448-460.
- MINITAB Inc. 2002. *MINITAB™ for Windows version 13.32*.
- Mitchell, S.J., W.J. Beese. 2002. The retention system: reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems. *The Forestry Chronicle* 78(3): 397-403.
- Osborne, K., T.J. Smith III. 1990. Differential predation on mangrove propagules in open and closed canopy forest habitats. *Vegetatio* 89: 1-6.
- Patrick, W.H., D.S. Mikkelsen. 1971. Plant nutrient behavior in flooded soil. pp. 187-215. In: *Fertilizer technology and use*. 2nd. ed. R. A. Olson (ed.) Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wis. 611 p.
- Rabinowitz, D.A. 1978a. Early growth of mangrove seedlings in Panamá, and an hypothesis concerning the relationship of dispersal and zonation. *Journal of Biogeography* 5: 113-133.
- Rabinowitz, D.A. 1978b. Dispersal properties of mangrove propagules. *Biotropica* 10 (1): 47-57.
- Rabinowitz, D.A. 1978c. Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panamá. *Journal of Ecology* 66: 45-51.
- Richards, P.W. 1981. *The tropical rain forest*. Cambridge University. Cambridge, U. K. 450 p.
- Roth, L.C. 1992. Hurricanes and mangrove regeneration: effects of hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua. *Biotropica* 24(3): 375-384.
- SAS Institute Inc. 1997. *JMP® Version 3.1.2. for Windows*.
- Smith M.D., B.C. Larson, M.J. Kelty, P. Ashton, S. Mark. 1997. *The practice of silviculture, Applied forest ecology*. John Willey & Sons. New York. 527 p.
- Smith III, T.J. 1987. Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forest. *Ecology* 68(2): 266-273.
- Smith III, T.J., M.B. Robblee, H.R. Wanless, T.W. Doyle. 1994. Mangrove, hurricanes, and lightning strikes. *Bioscience* 44(4): 256-262.
- SPP (Secretaría de Programación y Presupuesto). 1981. *Síntesis geográfica de Nayarit*. Coordinación General de los Servicios Nacionales de Estadística, Geografía e Informática. México, D. F. 221 p.
- Steel R., G.D., J.H. Torrie. 1985. *Bioestadística: principios y procedimientos*. McGraw Hill. México, D. F. 622 p.
- Thom, B. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, México. *Journal of Ecology* 55: 301-304.
- Tomlinson, P.B. 1994. *The botany of mangroves*. First Paperback Edition. Cambridge University Press. New York. 419 p.
- Valdez H., J. I. 2001. *The management of a mangrove forest in Mexico for the commercial production of wood*. Doctor Thesis of Philosophy. Department of Botany. The University of Queensland, Australia. 345 p.
- Valdez H., J. I. 2002. *Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México*. Madera y Bosques Número especial 1: 129-145.



- Valdez H., J. I. 2004. Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. *Madera y Bosques* Número especial 2: 93-104.
- Valdez-Hernández, J. I., A. Ruiz-Luna, M. Guzmán-Arroyo, F. González-Farías, J. Acosta-Velázquez y A. D. Vázquez-Lule. 2009a. Caracterización del sitio de manglar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales, Sinaloa-Nayarit. *In: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica.* CONABIO. México, D.F.
- Valdez-Hernández, J. I., J. Acosta-Velázquez, A. Ruiz-Luna, J.A. Solís-Venegas y V. Rocha-González. 2009b. Criterios para la selección del sitio de manglar Teacapán-Agua Brava- Marismas Nacionales. *In: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica.* CONABIO. México, D.F.
- Wadsworth, F.H. 1959. Growth and regeneration of white mangrove in Puerto Rico. *Caribbean Forester* 20(3-4): 59-71.

## 1.9 Crecimiento de tres especies arbóreas en una selva mediana subcaducifolia de Nayarit

Marcin Makocki, J. Ignacio Valdez Hernández, Edmundo García Moya.

### RESUMEN

Con la finalidad de contribuir a un mejor manejo forestal de las selvas en el estado de Nayarit (Comunidad Indígena San Juan Bautista, municipio Rosamorada: 22° 08' 00" N; 105° 05' 00" O), se realizaron mediciones cada dos meses con cinta diamétrica y bandas dendrométricas, así como heridas al cámbium vascular, en un total de 56 árboles de *Cedrela odorata* (L.), *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb y *Bursera simaruba* (L.). Se detectaron anillos de crecimiento claramente distinguibles y de formación anual en las tres especies. Con esta información se obtuvieron datos del crecimiento acumulado en diámetro y área basal por especie, así como de las relaciones edad-diámetro y edad-tasa de incremento anual. Se mencionan las principales implicaciones de estos resultados para un manejo silvícola de las tres especies en el área de estudio.

### ABSTRACT

This study was aimed to aid forest management of tropical subdeciduous trees in the State of Nayarit (Comunidad Indígena San Juan Bautista: 22° 08' 00" N; 105° 05' 00" W), bimonthly measurements of diameter and dendrometric bands were made, and wounds to vascular cambium were recorded in 56 trees including *Cedrela odorata* (L.), *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb and *Bursera simaruba* (L.). Increment rings of annual growth were clearly displayed on all three species. Cumulative growth data for diameter and basal area were obtained for each species. And relationships age-diameter and age-annual growth rate were determined. Major implications for forest management of this results are discussed for all three species in the study area.

No obstante su alta biodiversidad, influencia en el clima global y en la atmósfera, así como en el ciclo del agua e intercambio gaseoso, los bosques tropicales (especialmente aquellos con estacionalidad marcada) están siendo fuertemente impactados por la actividad humana que ocasiona disminución en su cobertura y desaparición de especies (Challenger, 1998; Roig, 2000). Si bien se ha tenido un aumento en la cantidad de investigaciones enfocadas al conocimiento de la diversidad de flora y fauna tro-

picales (Berry, 2002; Ceballos *et al.*, 2005), es notable la falta de estudios orientados a prácticas silvícolas que permitan un aprovechamiento sustentable. Es necesario realizar un manejo forestal enfocado, por ejemplo, a la producción de madera, donde se considere el balance apropiado entre funciones y valores ambientales y socioeconómicos (FAO 1999).

Una de las principales restricciones para el manejo racional de los bosques tropicales es aquella relacionada con la tecnología sil-

vícola, ya que no se dispone de experiencia suficiente en torno a sistemas y tratamientos aplicables para diferentes asociaciones vegetales, por lo que generalmente se desconoce la composición de especies y sus dimensiones (De Camino, 1987). Las actividades silvícolas que se llevan a cabo en grandes áreas del trópico mexicano carecen de bases científicas para su aplicación, lo cual en parte se debe a que la mayoría de los profesionales forestales están orientados a bosques de clima templado. Esta situación resulta difícil de comprender dado el enorme uso que ha tenido y tiene la madera proveniente de especies tropicales (Pennington y Sarukhán, 1998; Toledo *et al.*, 2008).

Debido a que las condiciones de humedad y temperatura en las regiones ecuatoriales de baja altitud se creían uniformes a lo largo del año, los primeros investigadores modernos de estos bosques pensaron que los árboles tropicales crecían de manera continua todo el año. Por esta razón, parecía poco probable que los estudios de secciones transversales provenientes de sus troncos permitieran determinar su tasa de crecimiento (Mariaux, 1995). Sin embargo, trabajos llevados a cabo desde el siglo XIX en anillos de crecimiento en árboles de diferentes regiones tropicales (Coster, 1927-1928; Chowdhury, 1939-1940), motivaron una reconsideración al respecto. Se descubrió que cada especie arbórea tiene su propio ritmo de crecimiento como resultado de variaciones estacionales en el clima, las cuales fueron relacionadas con la formación de anillos anatómicamente distinguibles en la madera. Esta información, aunada al reconocimiento de diversos climas en el cinturón intertropical

del mundo posibilitó un estudio subsecuente de la periodicidad en el incremento radial (Mariaux, 1995).

Con el propósito de alcanzar un aprovechamiento sostenible de este recurso maderable es indispensable determinar, por ejemplo, la tasa de crecimiento de los árboles tropicales. Bajo condiciones naturales, poco se sabe de estas tasas de crecimiento y/o acerca de procesos dinámicos en rodales mayores de 20 años de edad (Worbes, 1992). La formación de zonas de crecimiento radial en la madera es comúnmente producto de condiciones favorables y desfavorables que ocurren de manera alternada en el ambiente; por ejemplo, temperaturas bajas en zonas templadas y estaciones de sequía en los trópicos. Estas condiciones provocan una interrupción de la actividad cambial y, en consecuencia, generan zonas de crecimiento en la madera (Worbes, 1995).

Los sistemas silvícolas basados en el concepto de uso sostenible requieren de conocimiento acerca de las tasas de incremento radial en los árboles y de su respuesta a las condiciones climáticas (Worbes, 1999). El conocimiento de la composición de especies, estructura de edades, tasas de incremento y mecanismos de crecimiento permitirá una mejor comprensión de los patrones sucesionales en las selvas (Worbes, 1992).

Son casi inexistentes los datos sobre tasas de crecimiento en árboles tropicales de México basados en el análisis de sus anillos en la madera (López *et al.*, 2006), pero este conocimiento es esencial para comprender la dinámica de las selvas mexicanas en general y de las selvas medianas en particular.

Con el presente trabajo se espera proporcionar las bases para un aprovechamiento sostenible del recurso maderable con base en datos de incremento y rendimiento obtenidos a partir del análisis de anillos de crecimiento en árboles de tres especies de importancia económica. Debido a que las tres especies poseen una madera muy apreciada en el mercado nacional, se espera que los beneficios derivados de su comercialización sean redituables a los poseedores de la selva (población indígena y mestiza) en el área de estudio.

El objetivo de la presente investigación es determinar el ritmo y tasa de crecimiento radial de *Cedrela odorata* L., *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb. y *Bursera simaruba* (L.) Sarg. en una selva mediana subcaducifolia del estado de Nayarit, México. Se plantea la hipótesis que debido a la influencia de la estación seca prolongada en el área de estudio, las tres especies de interés presentan anillos de crecimiento formados anualmente, gracias a los cuales es posible establecer la edad y tasa de crecimiento radial de sus árboles.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localiza en un predio (22° 08' 00'' Norte, 105° 05' 00'' Oeste) propiedad de la Comunidad Indígena San Juan Bautista, municipio de Rosamorada, estado de Nayarit (Figura 1.9.1); la cual forma parte de la provincia fisiográfica Sierra Madre Occidental, subprovincia Pie de la Sierra, caracterizada por sierras altas asociadas con lomeríos (CGSNEGI 1995a). En dicha provincia las rocas son metamórficas del

triásico (las más antiguas) y sedimentarias del cretácico (calizas-lutitas, areniscas-lutitas). Las pendientes fluctúan entre 20 y 40% de inclinación con predominio de exposiciones noroeste (NW) y las principales unidades de suelos, de acuerdo con FAO/Unesco (1974), son cambisol eútrico (franco arenoso, café oscuro, horizonte cálcico) y feozem háplico (arcillo arenoso, pardo grisáceo muy oscuro, generalmente ácido). La temperatura media anual es de 25.6 °C y la precipitación media anual de 1410 mm (CGSNEGI, 1995b). La precipitación es marcadamente estacional (Figura 1.9.1): 90% en la época de lluvias (junio-septiembre) y 10% en la de sequía (octubre-mayo). El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano ( $Aw_2$ ) el más húmedo de los cálidos subhúmedos (García, 1987). El tipo de vegetación corresponde a una selva mediana subcaducifolia (Beard, 1944; Miranda y Hernández X, 1963; Flores *et al.*, 1971; Rzedowski, 1978).

## ANÁLISIS DE ZONAS DE CRECIMIENTO EN LA MADERA

Para comprobar la presencia de anillos de crecimiento en las tres especies estudiadas, así como determinar la forma y grado de visibilidad de sus bordes, se tomaron muestras de madera en tocones y árboles seleccionados con la ayuda de un taladro de Pressler. Estas muestras se pulieron en corte transversal y se observaron tanto a simple vista como empleando un estereoscopio.

Con el objetivo de caracterizar la estructura anatómica de un anillo de crecimiento y proporcionar una explicación funcional de esta estructura, para cada especie se se-

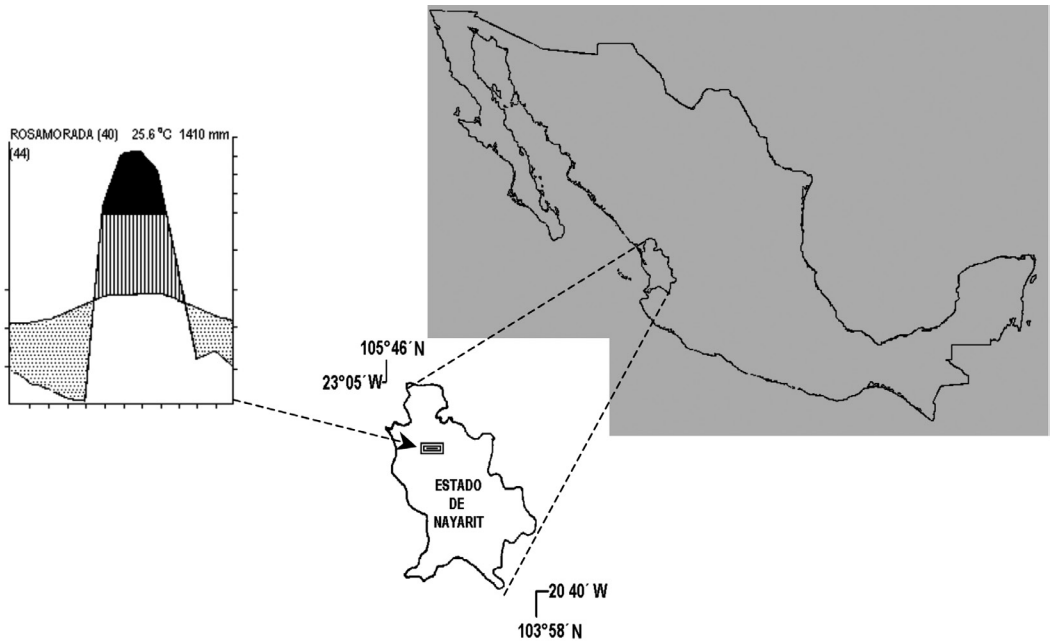


Figura 1.9.1. Localización geográfica y diagrama climático del área de estudio.

leccionó en campo un individuo sano (sin daños visibles causados por plagas, hongos o factores mecánicos). Se tomaron muestras de madera que comprendieron la zona transicional entre dos anillos de crecimiento sucesivos, las cuales fueron fijadas posteriormente en GAA (glicerina, alcohol al 90% y agua en proporciones 1:2:1).

De este modo las muestras se transportaron al laboratorio donde, con la ayuda de un micrótopo de deslizamiento, se obtuvieron tres preparaciones microscópicas permanentes para cada uno de los cortes transversal y radial, así como seis preparaciones para el corte tangencial. Lo anterior se realizó con la finalidad de determinar los cambios en la estructura de los elementos anatómicos: de la parte final de un anillo de crecimiento hacia la parte inicial del siguiente anillo a través de la zona transicional. Las preparaciones fueron observadas usando un mi-

croscopio de luz y descritas de acuerdo con los criterios convencionales de anatomía de maderas.

#### VARIACIÓN DE ELEMENTOS TRAQUEALES EN UN ANILLO DE CRECIMIENTO

La inferencia preliminar sobre la periodicidad en la formación de cada zona de crecimiento radial, requirió de un estudio de los cambios en longitud y forma de los elementos traqueales (fibras y elementos de vaso) dentro de un anillo de crecimiento. Por lo anterior, se exploró la existencia de un patrón de cambios común para todas las zonas de crecimiento dentro de una especie, lo que confirmaría su formación periódica en un ritmo inducido por factores internos o externos.

Mediante el uso de un taladro de Pressler de 12 mm de diámetro se obtuvieron mues-

tras de diez árboles por especie. En los últimos cinco anillos de estas muestras se tomaron porciones de 1 mm de grosor, las cuales representaron la parte inicial y terminal de cada uno de estos anillos. Estas porciones fueron maceradas en solución de Jeffrey (Berlyn y Mischel, 1976) y en cada una de ellas se midió la longitud de 50 fibras y 50 elementos de vaso con el analizador de imágenes Image Pro-Plus® v. 3.01 (Media Cybernetics, 1997) adaptado a una cámara de video Hitachi KP-D51 y a un microscopio Olympus BX-50. En cada muestra se observó la forma de los elementos de vaso y se calcularon estadísticas descriptivas para cuatro variables en cada anillo de crecimiento: longitud de fibras en la zona inicial (FIBRA INI), longitud de fibras en la zona terminal (FIBRA TER), longitud de elementos de vaso en la zona inicial (EV INI) y longitud de elementos de vaso en la zona terminal (EV TER).

Se llevó a cabo una prueba de *t*, con objeto de verificar la existencia de diferencias significativas entre las longitudes de los elementos traqueales dentro de un anillo, y se realizó un análisis de varianza y prueba de Tukey con la finalidad de averiguar la variabilidad entre individuos de una misma especie. Estos análisis se realizaron con el paquete estadístico SAS (SAS Institute, 1988).

#### MEDICIONES CON CINTA DIAMÉTRICA Y BANDAS DENDROMÉTRICAS

Se seleccionaron un total de 56 árboles: 15 de *Cedrela odorata*, 21 de *Enterolobium cyclocarpum* y 20 de *Bursera simaruba*. Estos árboles fueron agrupados en categorías diamétricas de 10 cm de amplitud, desde los 10

cm de diámetro a la altura del pecho (DAP = 1.3 m sobre el suelo) hasta el mayor DAP encontrado para cada especie: 47.8 cm en *Cedrela*, 122.3 cm en *Enterolobium* y 56.8 cm en *Bursera*. La selección en campo de estos árboles se llevó a cabo tratando de incluir diferentes posiciones sociológicas para individuos de una misma categoría diamétrica. En todos los árboles seleccionados se llevó al cabo el registro de cambios (0.5 mm de precisión) en su DAP para periodos bimensuales usando cinta diamétrica. Asimismo, para cada especie investigada se eligió un árbol por categoría diamétrica al cual se le colocó una banda dendrométrica (Cattellino *et al.*, 1986) con el fin de identificar cambios (0.1 mm de precisión) en su circunferencia. Las lecturas en estas bandas también fueron bimensuales. Para ambos métodos se calcularon tasas de crecimiento por categoría diamétrica y posición sociológica, estableciendo además relaciones con la precipitación correspondiente al año de medición.

#### Observaciones fenológicas

Simultáneamente al registro bimensual del DAP se observó el estado fenológico de cada uno de los árboles muestra como sigue: a) porcentaje de follaje presente, b) presencia de brotes vegetativos y/o florales, c) proporción de flores y frutos. El propósito de estas observaciones fue determinar el ciclo fenológico para cada especie, así como reconocer su carácter estacional y posible influencia en la periodicidad y tasas de crecimiento. Además, con la ayuda de gráficos se relacionaron éstos ciclos fenológicos con la actividad del cámbium y la incidencia de elementos climáticos, tales como la precipitación.

### Heridas al cambium

Esta técnica fue sugerida por Mariaux (1967) en árboles tropicales de África y ha sido descrita y aplicada, entre otros, por Worbes (1995). Tres individuos con diferentes DAP y posiciones sociológicas para cada especie, fueron deliberadamente heridos en el fuste por medio de incisiones, con la finalidad de dejar una marca en la madera al destruir la zona cambial. Al cerrarse, esta marca generó en el corte transversal una cicatriz de edad conocida. Las incisiones, de aproximadamente 0.5 cm de ancho y 20 cm de longitud se efectuaron cada dos meses alrededor del fuste a una distancia aproximada de 20 cm entre ellas durante un año. Transcurrido este tiempo, los árboles fueron cortados con la finalidad de obtener secciones transversales (rodajas) del fuste a la altura donde las cicatrices se realizaron. Mediante observaciones tanto macro como microscópicas de estas cicatrices se determinó la periodicidad en la formación de las zonas de crecimiento en la madera y se estimaron tasas de producción de madera para cada periodo bimensual y para el total anual.

### Predicción del incremento radial

Se seleccionaron ocho árboles de *Cedrela*, 20 de *Enterolobium* y 15 de *Bursera* con base en los requerimientos para árboles-muestra señalados por Schweingruber (1988). Con ayuda de un taladro de Pressler de 12 mm de diámetro, se tomaron dos muestras (virutas) en lados opuestos del fuste para cada individuo y se les guardó en GAA (glicerina, alcohol etílico 90% y agua en proporciones 1:2:1). Posteriormente se midieron las anchuras de los anillos de crecimiento

presentes en cada viruta usando el programa TRIMS - Tree-ring Increment Measurement System (Tree-ring Laboratory, 1986) y se elaboró, por especie, la curva de anchuras promedio por año de crecimiento de los árboles.

Para la obtención de estimadores de algunos parámetros básicos para el manejo silvícola con fines de producción de madera en las tres especies estudiadas, se calcularon incrementos medios de los árboles por año, con base en las anchuras de anillos de crecimiento medidas anteriormente, y se correlacionaron con datos del DAP y edad para cada especie. Tomando en cuenta la anchura de anillo del año correspondiente y el radio del fuste del árbol, se estimó el incremento en área basal para cada año de crecimiento de acuerdo con la siguiente ecuación (Boninsegna *et al.*, 1989):

$$Ba_{(t)} = 2\pi r_{(t-1)} Ir_{(t)}$$

donde:

$Ba_{(t)}$  = área basal a la edad t

$\pi = 3.14159$

$r_{(t-1)}$  = radio alcanzado por el

árbol a la edad t-1

$Ir_{(t)}$  = anchura de anillo del año t

Los incrementos promedio acumulados en diámetro y área basal se ajustaron mediante curvas de función de potencia, las cuales pretenden constituir una base para las predicciones futuras de incremento radial en las tres especies estudiadas. Además,

y con la finalidad de analizar la tendencia temporal en tasas de incremento radial para cada especie, sus incrementos radiales promedio se presentaron en función de cada año de crecimiento y el diámetro acumulado del fuste. Estos resultados también se ajustaron mediante curvas de funciones de regresión lineal simple y polinomiales. La elección de un tipo de función para cada grupo de datos se llevó a cabo considerando principalmente el valor del coeficiente de determinación ( $R^2$ ).

## RESULTADOS

### Descripción macroscópica

Las rodajas de las tres especies examinadas presentaron anillos de crecimiento distinguibles. *Cedrela odorata* mostró los anillos más claramente visibles, en tanto que *Bursera simaruba* y *Enterolobium cyclocarpum* requirieron de tratamientos adicionales para aumentar su visibilidad: corte superficial con navaja o pulido con lijas y humectación con agua o aceite. En *E. cyclocarpum* la dificultad aumentó debido a gomas y colorantes presentes en el duramen.

No se detectaron anillos falsos o discontinuos en la madera. Las zonas de transición entre anillos subsecuentes fueron más conspicuas al observarlas bajo el estereoscopio y en condiciones de mayor humedad de la madera. Las especies se ordenaron de mayor a menor excentricidad de sus anillos como sigue: *E. cyclocarpum*, *B. simaruba* y *C. odorata*.

### Descripción microscópica

En *C. odorata* (Figura 1.9.2a) la zona de transición entre anillos presentó una banda de parénquima marginal claramente distinguible (7-9 células). Esta especie mostró porosidad anular y el contraste entre dos zonas de crecimiento fue dado por una hilera de vasos con diámetro mayor, la cual correspondió a la parte inicial del anillo. El parénquima axial fue muy escaso en la parte inicial del anillo pero aumentó su abundancia en la terminal, donde formó bandas tangenciales mezcladas con fibras. En contraste, las bandas de parénquima marginal no presentaron fibras.

En *E. cyclocarpum* (Figura 1.9.2b) la zona de transición estuvo formada por una banda de parénquima marginal muy delgada (1-3 células) pero conspicua. Esta especie mostró porosidad semi-anular o anular. Aunque no fue muy notorio, se apreció el cambio tanto en densidad de distribución de vasos como en diámetro tangencial de los mismos, desde la parte inicial a la terminal de un anillo de crecimiento.

La parte inicial (“madera temprana”) consistió de vasos con mayor diámetro pero menor densidad de distribución, mientras que la parte terminal (“madera tardía”) presentó vasos con menor diámetro pero mayor densidad. Solamente en la zona transicional entre dos anillos, los vasos que limitan con la hilera del parénquima marginal se agruparon de manera evidente. En la parte inicial, el parénquima vasicéntrico fue abundante y estuvo localizado en forma concéntrica alrededor de cada uno de los vasos solitarios. En la parte terminal, se encontró parénquima aliforme que pasó luego



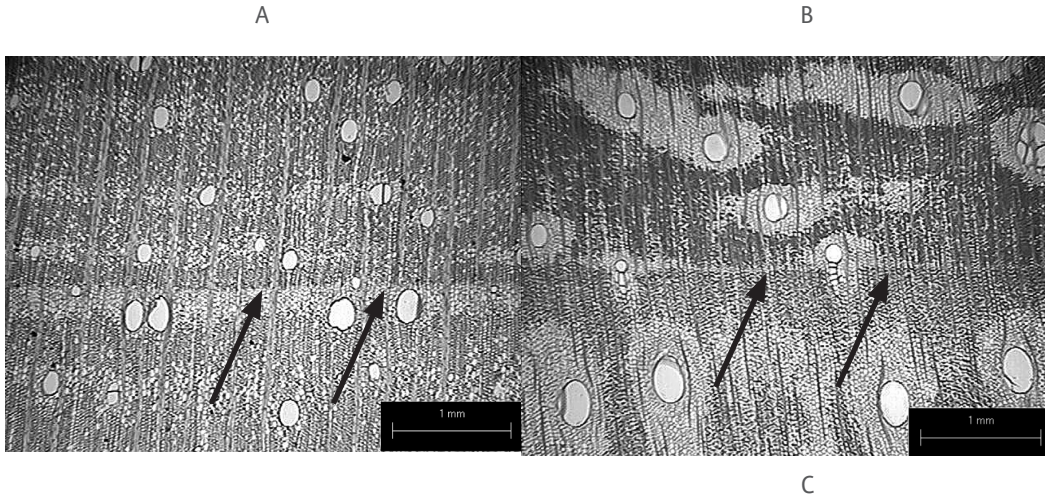


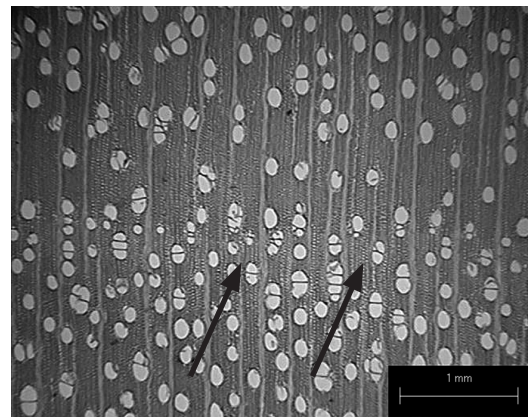
Figura 1.9.2. Cortes transversales de zonas transicionales entre dos anillos de crecimiento colindantes para *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c). Las flechas indican el borde entre los dos anillos.

a confluyente formando bandas abundantes en la porción cercana a la zona transicional (Figura 1.9.2b).

En *B. simaruba* (Figura 1.9.2c) a diferencia de las especies antes descritas, no existió un borde distinguible entre dos anillos de crecimiento sucesivos. La hilera de células del parénquima marginal no se observó en la muestra analizada. Lo que permitió detectar la zona de transición fue una marcada diferencia en densidad de vasos. Esta especie mostró porosidad difusa y no existieron grandes diferencias entre los diámetros de vasos. Sin embargo, la densidad de vasos disminuyó notablemente de la parte inicial a la terminal del anillo.

#### Variación de elementos traqueales dentro de un anillo

Todas las especies mostraron un aumento altamente significativo ( $p < 0.001$ ) en longi-



tudes de fibras y de elementos de vaso de la zona inicial a la terminal dentro de un anillo de crecimiento (Cuadro 1.9.1). La longitud del elemento de vaso aumentó, en promedio, 46% para *C. odorata* y *E. cyclocarpum* y 21% para *B. simaruba*. La longitud de las fibras aumentó 23% para *C. odorata*, 20% para *E. cyclocarpum* y 26% para *B. simaruba*.

El análisis de varianza mostró la existencia de diferencias altamente significativas ( $p < 0.001$ ) para longitudes de elementos traqueales entre individuos de la misma especie (Cuadro 1.9.2). La diferencia entre longitudes máximas y mínimas fue mayor en fibras que para elementos de vaso, así como mayor

+ Cuadro 1.9.1. Longitud de elementos traqueales en las zonas inicial y terminal de los anillos de crecimiento por especie.

Especie	Elemento	Longitud			Error Estándar	Prueba de t <sup>1</sup>
		Mínima (mm)	Máxima (mm)	Media (mm)		
<i>Cedrela odorata</i>	Fibra-In	0.71	1.89	1.24	0.003	p < 0.001
	Fibra-Ter	0.85	2.52	1.52	0.003	
	Vaso-In	0.17	0.46	0.33	0.003	p < 0.001
	Vaso-Ter	0.25	0.73	0.48	0.003	
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Fibra-In	0.65	1.68	1.13	0.003	p < 0.001
	Fibra-Ter	0.79	2.14	1.35	0.004	
	Vaso-In	0.12	0.53	0.26	0.004	p < 0.001
	Vaso-Ter	0.23	0.61	0.38	0.003	
<i>Bursera simaruba</i>	Fibra-In	0.71	1.49	1.12	0.002	p < 0.001
	Fibra-Ter	1.08	1.88	1.41	0.002	
	Vaso-In	0.26	0.88	0.53	0.005	p < 0.001
	Vaso-Ter	0.35	0.90	0.64	0.004	

<sup>1</sup> para diferencias entre longitudes de zona inicial y su correspondiente zona terminal

Fibra-In = longitud de fibra en zona inicial

Fibra-Ter = longitud de fibra en zona terminal

Vaso-In = longitud de elemento de vaso en zona inicial

Vaso-Ter = longitud de elemento de vaso en zona terminal

en fibras de la zona terminal de un anillo respecto de las fibras en la zona inicial.

#### Mediciones con cinta diamétrica y bandas dendrométricas

Las tres especies mostraron en general un aumento en diámetro de junio a noviembre, coincidiendo en gran medida con la época de lluvias, y una disminución del mismo a partir de diciembre (Figura 1.9.3). Sin embargo, este patrón cambió de acuerdo con: a) posición sociológica, los árboles codominantes disminuyeron su diámetro después que los intermedios y suprimidos; y b) especie, los individuos de *B. simaruba* presentaron un marcado aumento en diámetro durante la sequía (Figura 1.9.3c).

De igual manera, los árboles en posiciones sociológicas inferiores mostraron un mayor crecimiento porcentual (del total anual) durante la sequía (enero-abril): 10% en intermedios de *C. odorata*, 25% en suprimidos de *B. simaruba* y 75% en suprimidos de *E. cyclocarpum*.

#### Observaciones fenológicas

En *C. odorata* las flores aparecieron junto con las hojas nuevas en junio (inicio de la época de lluvias) y de diciembre a enero (inicio de la sequía) todas las hojas se desprendieron de los árboles. Para *E. cyclocarpum* tanto las hojas nuevas como la floración ocurrieron en abril (fin de la sequía) y la caída de hojas en noviembre (un mes después del cese de

† Cuadro 2. Análisis de varianza para diferencias en longitud de elementos traqueales entre individuos de la misma especie.

Especie	Fuente	gl	Fibra-In		Fibra-Ter		gl	Vaso-In		Vaso-Ter	
			SC	F <sup>1</sup>	SC	F		SC	F	SC	F
Cedrela odorata	Individuo	9	8.1	42.06	11.8	63.34	9	0.4	17.53	0.8	21.80
	Error	2490	52.3		51.7		490	1.3		1.9	
	Total	2499	61.4		63.5		499	1.7		2.6	
Enterolobium cyclocarpum	Individuo	9	3.4	15.47	14.9	56.85	9	0.6	18.31	0.3	8.78
	Error	2490	61.3		72.7		490	1.9		1.6	
	Total	2499	64.7		87.6		499	2.5		1.9	
Bursera simaruba	Individuo	9	2.4	23.51	9.5	94.73	9	0.4	4.51	0.3	4.13
	Error	2490	28.3		27.6		490	4.7		3.6	
	Total	2499	30.8		37.1		499	5.1		3.9	

<sup>1</sup> Todos los valores de F fueron altamente significativos ( $p < 0.001$ )

las lluvias). En *B. simaruba* las flores y hojas nuevas aparecieron en junio (inicio de las lluvias) mientras que para enero-abril (época de sequía) todos los árboles se encontraron desprovistos de follaje.

#### Heridas al cambium

En las tres especies estudiadas, las marcas realizadas con la navaja al final de la sequía (marzo 1999) se ubicaron en el borde del penúltimo anillo (Figura 1.9.4). Para *E. cyclocarpum* la marca de enero 2000 se ubicó en el borde del último anillo completo (Figura

1.9.4b), mientras que para *B. simaruba* dicha marca apareció en la zona cambial (Figura 1.9.4c).

#### Ecuaciones de crecimiento

Las tres especies mostraron una disminución notoria en sus tasas de incremento radial con un aumento tanto en la edad (Figura 1.9.5) como en el diámetro del fuste (Figura 1.9.6). Cada grupo de datos fue ajustado con las siguientes funciones de regresión lineal simple o polinomial:

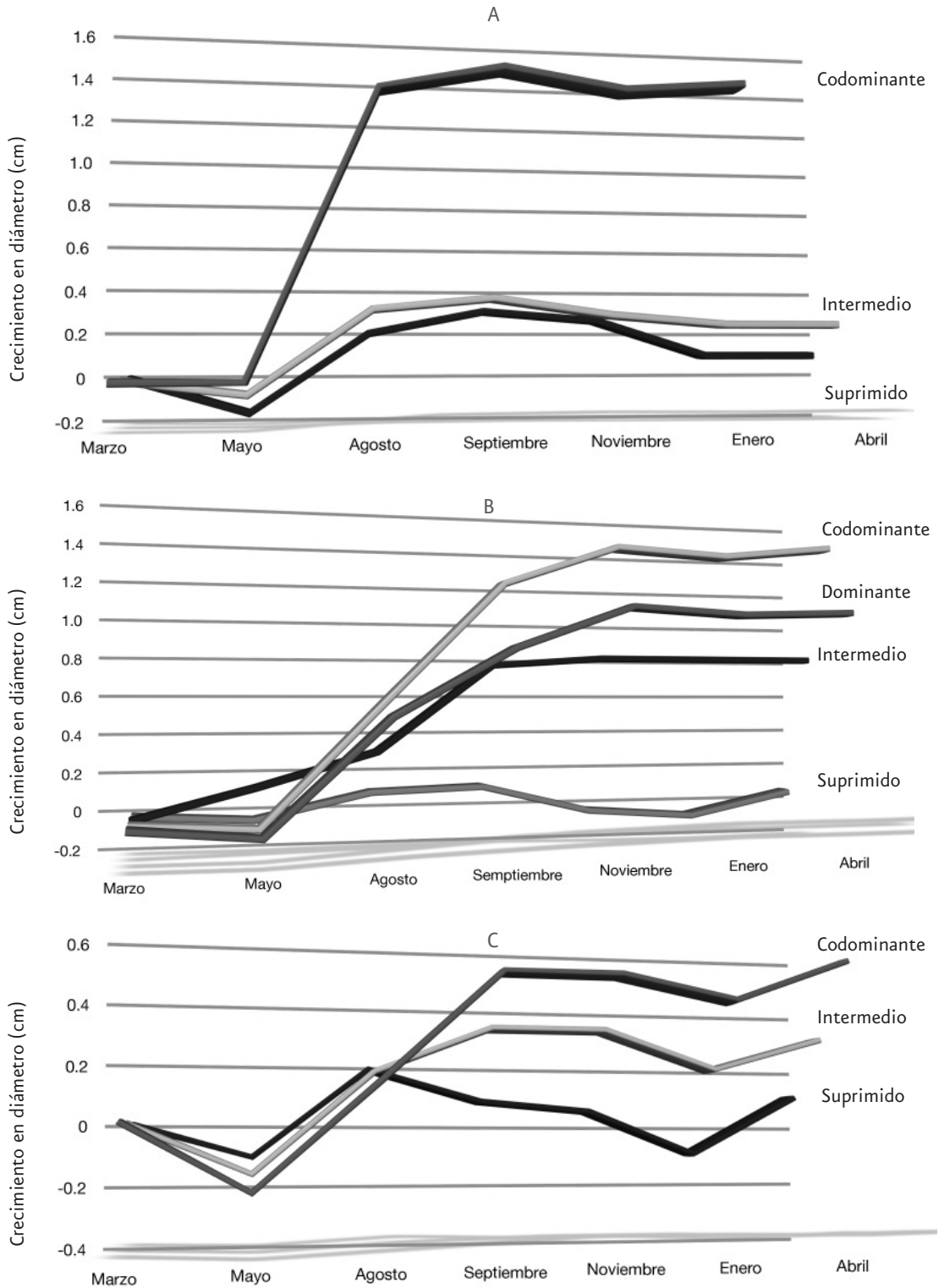


Figura 1.9.3. Crecimiento acumulado en diámetro para árboles de *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c) por posición sociológica (Marzo 1999-Abril 2000).

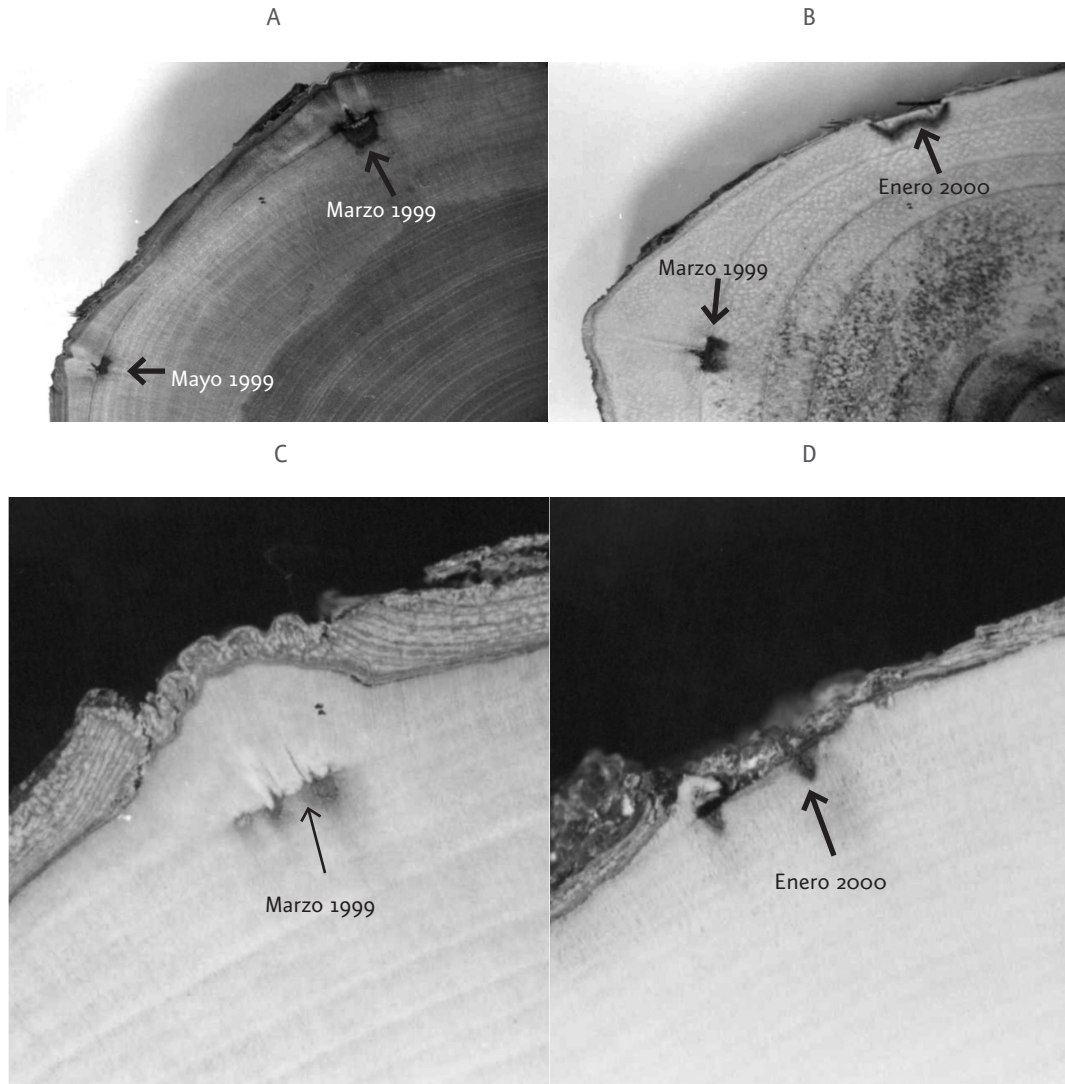


Figura 1.9.4. Heridas al cambium en las secciones transversales de *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c).

*Cedrela odorata*

Relación incremento radial y edad

$$y = -0.0027x^2 + 0.034x + 6.6283$$

$$n = 8 \quad R^2 = 0.73 \quad (1)$$

Relación incremento radial y diámetro

$$y = -0.0032x^2 + 0.0604x + 6.4615$$

$$n = 8 \quad R^2 = 0.74 \quad (2)$$

*Enterolobium cyclocarpum*

Relación incremento radial y edad

$$y = -0.1871x + 11.884$$

$$n = 20 \quad R^2 = 0.85 \quad (3)$$

Relación incremento radial y diámetro

$$y = -0.0055x^2 + 0.1775x + 9.5796$$

$$n = 20 \quad R^2 = 0.91 \quad (4)$$

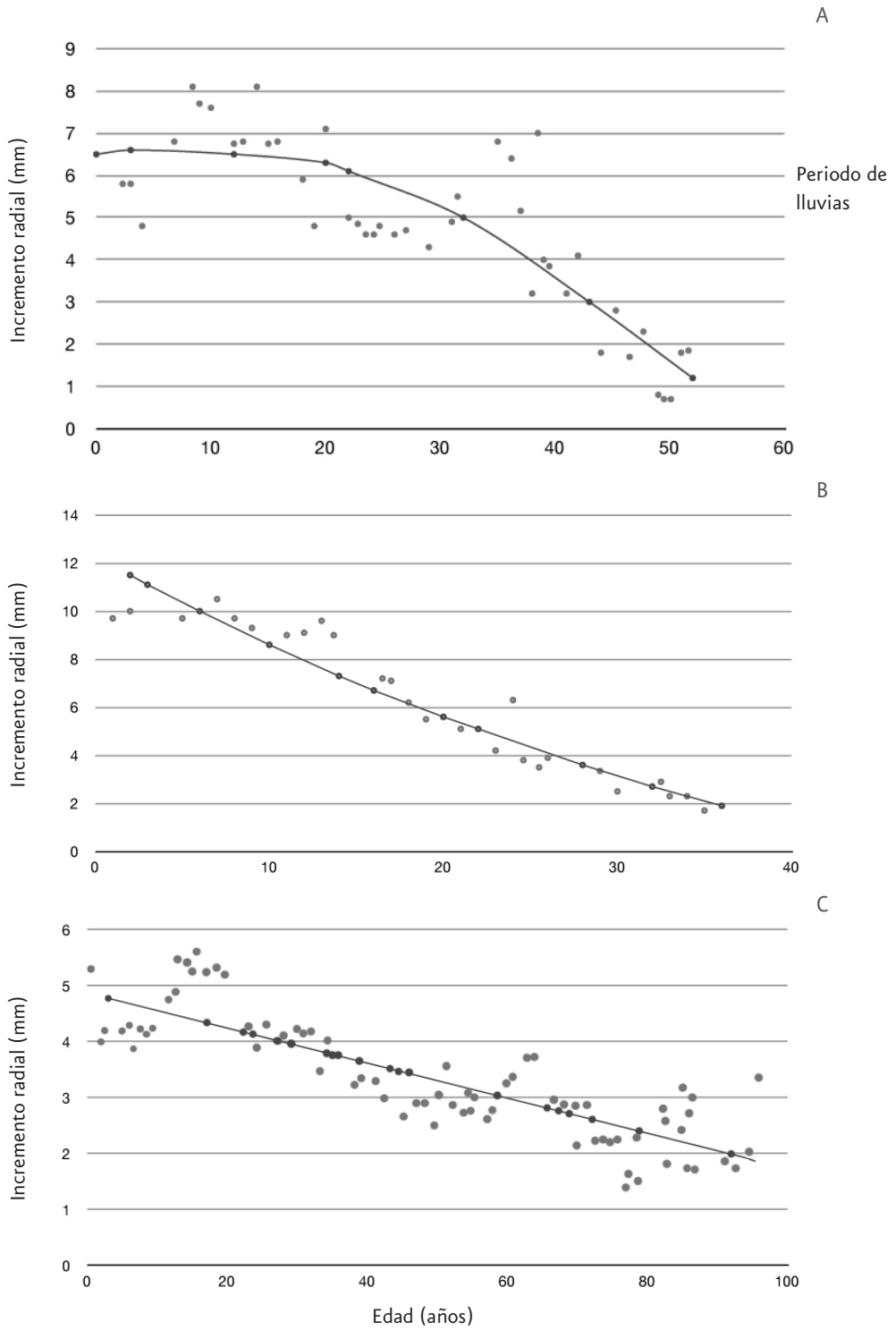


Figura 1.9.5. Relación entre la tasa de incremento radial y la edad para *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c).

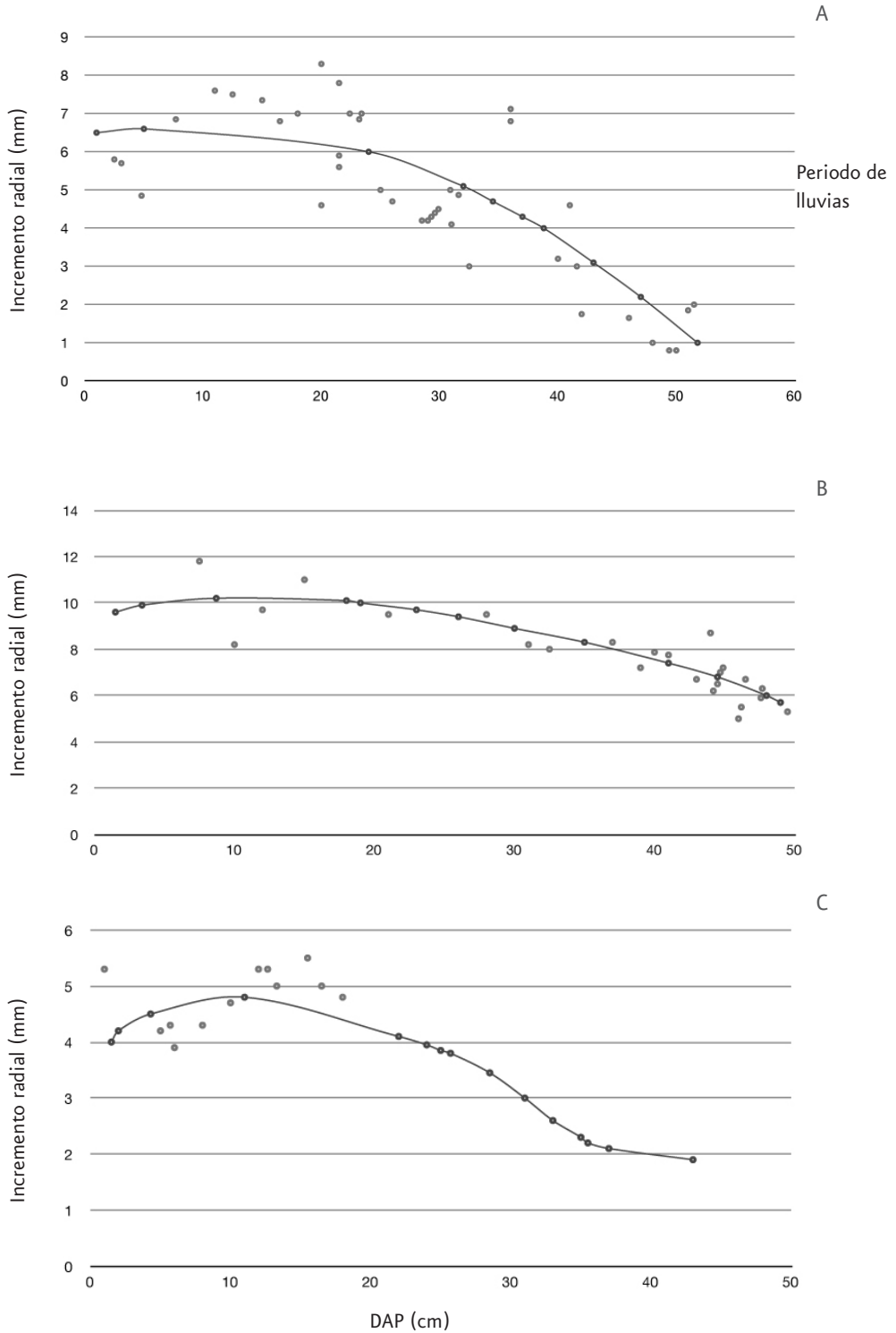


Figura 1.9.6. Relación entre la tasa de incremento radial y el DAP para *Cedrela odorata* (a), *Enterolobium cyclocarpum* (b) y *Bursera simaruba* (c).

*Bursera simaruba*

Relación incremento radial y edad

$$y = -0.0326x + 4.8747$$

$$n = 15 \quad R^2 = 0.73 \quad (5)$$

Relación incremento radial y diámetro

$$y = 0.0002x^3 - 0.0134x^2 + 0.2417x + 3.7203$$

$$n = 15 \quad R^2 = 0.70 \quad (6)$$

donde  $y$  es el incremento radial anual promedio por especie y  $x$  es la edad del árbol (ecuaciones 1, 3 y 5) o el diámetro a la altura del pecho (DAP = 1.30 m) (ecuaciones 2, 4 y 6).

El incremento acumulado en diámetro y área basal se presenta en las Figuras 1.9.7 y 1.9.8, respectivamente. Las curvas promedio ajustadas para ambas variables están descritas por las siguientes funciones de potencia:

*Cedrela odorata*

Diámetro:  $y = 1.5958(x^{0.883})$

$$n = 8 \quad R^2 = 0.98 \quad (7)$$

Área basal:  $y = 2.4535(x^{1.779})$

$$n = 8 \quad R^2 = 0.99 \quad (8)$$

*Enterolobium cyclocarpum*

Diámetro:  $y = 2.4946(x^{0.889})$

$$n = 20 \quad R^2 = 0.98 \quad (9)$$

Área basal:  $y = 6.7678(x^{1.703})$

$$n = 20 \quad R^2 = 0.99 \quad (10)$$

*Bursera simaruba*

Diámetro:  $y = 1.2194(x^{0.871})$

$$n = 15 \quad R^2 = 0.98 \quad (11)$$

Área basal:  $y = 1.5293(x^{1.695})$   $n = 15 \quad R^2$

$$= 0.99 \quad (12)$$

donde  $y$  es el incremento acumulado en diámetro del fuste en cm (ecuaciones 7, 9 y 11) o en área basal en  $\text{cm}^2$  (ecuaciones 8, 10 y 12) a la altura de 1.30 m (DAP) y  $x$  es la edad del árbol en años.

DISCUSIÓN

La distinción de los anillos de crecimiento varió en las tres especies estudiadas. *Cedrela odorata* mostró anillos claramente definidos gracias a su porosidad anular; sin embargo, en muestras de tamaño pequeño pueden surgir problemas con la distinción macroscópica. Este problema desaparece al efectuar observaciones microscópicas, así como al observar muestras de mayor tamaño, lo cual fue sugerido por Stahle *et al.* (1999) para *Pterocarpus angolensis* en Zimbabwe. *Enterolobium cyclocarpum* presentó anillos muy claros, aunque en la zona de duramen, llena de gomas y colorantes, se necesitó una mejor preparación de la superficie para poder observar y distinguir los anillos correctamente. En las preparaciones microscópicas se pudo distinguir una fina banda de parénquima marginal que representó el margen entre dos anillos colindantes, característico de la mayoría de las leguminosas (Worbes y Junk, 1989). *Bursera simaruba* tuvo anillos poco claros en comparación con las dos especies anteriores; sin embargo, después de una preparación adecuada de las muestras y humectación de su superficie, el grado de distinción aumentó significativamente.

En las rodajas de todas las especies se detectó una médula excéntrica y, por consecuencia, los anillos de crecimiento variaron en anchura de acuerdo con el radio. Sin em-



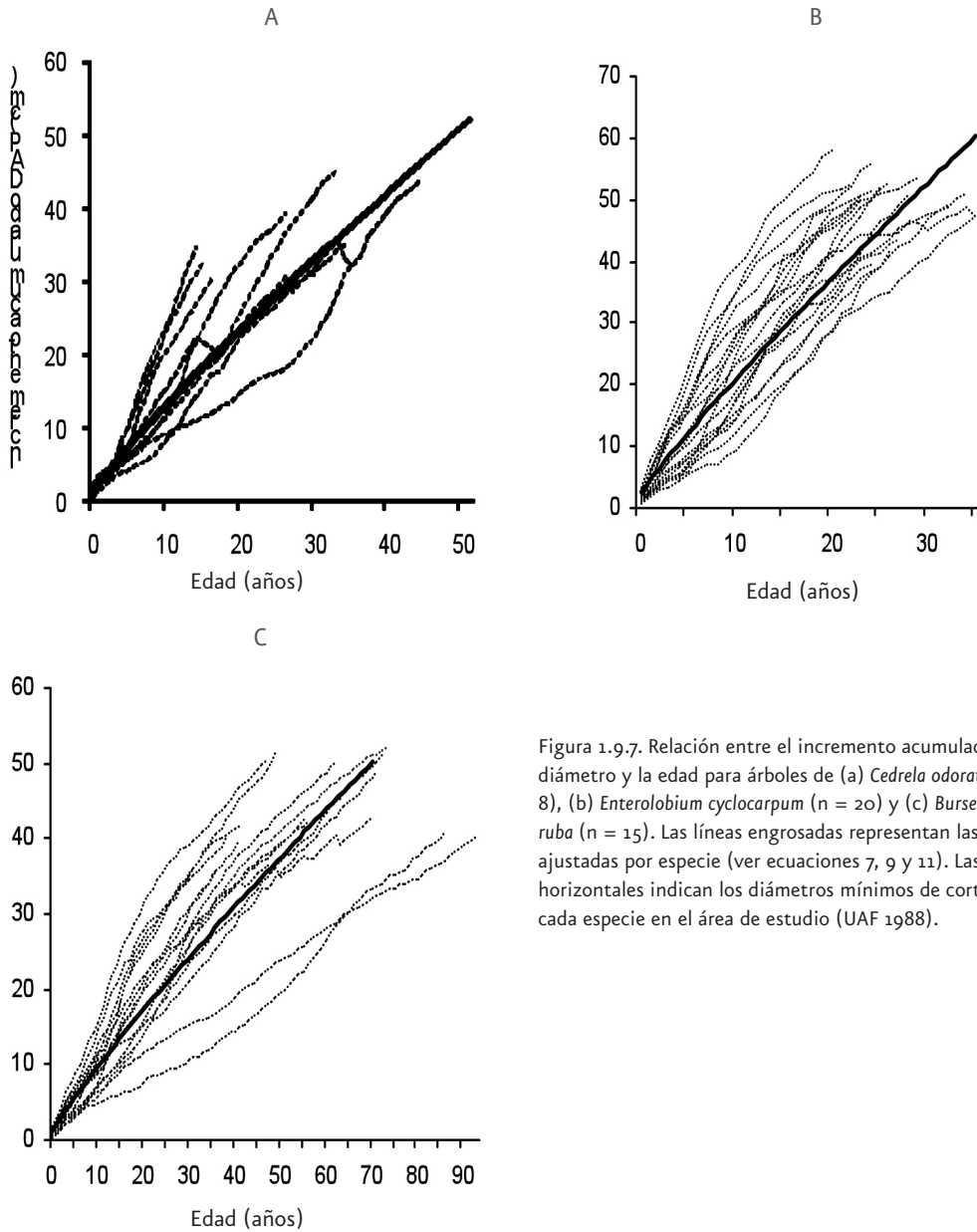


Figura 1.9.7. Relación entre el incremento acumulado en diámetro y la edad para árboles de (a) *Cedrela odorata* ( $n = 8$ ), (b) *Enterolobium cyclocarpum* ( $n = 20$ ) y (c) *Bursera simaruba* ( $n = 15$ ). Las líneas engrosadas representan las curvas ajustadas por especie (ver ecuaciones 7, 9 y 11). Las líneas horizontales indican los diámetros mínimos de corta para cada especie en el área de estudio (UAF 1988).

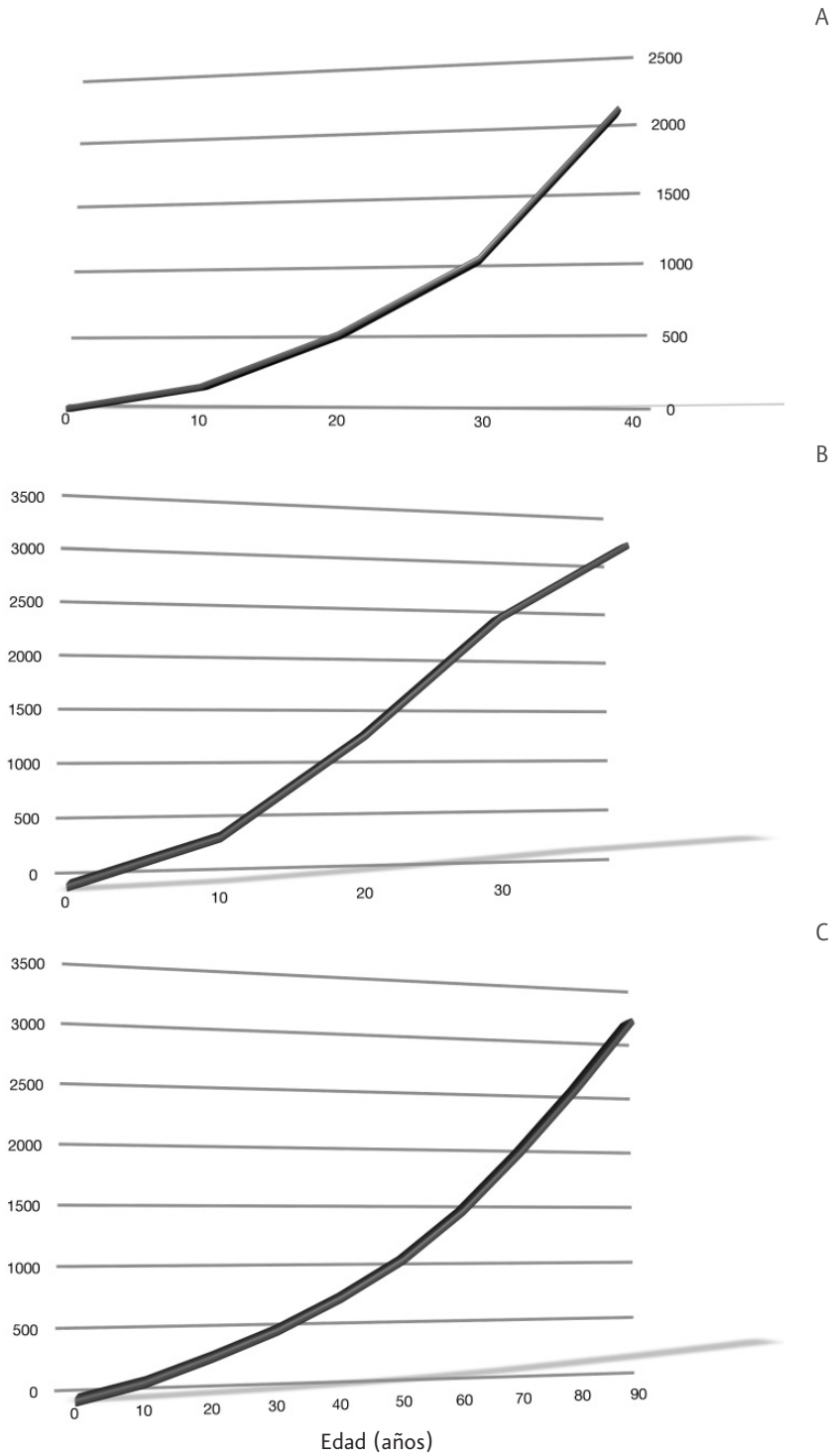


Figura 1.9.8. Relación entre el incremento acumulado promedio en área basal y la edad para (a) *Cedrele odorata* (n = 8), (b) *Enterolobium cyclocarpum* (n = 20) y (c) *Bursera simaruba* (n = 15). Las curvas fueron ajustadas por especie (ver ecuaciones 8, 10 y 12).

bargo, después de un análisis minucioso de cada rodaja no se detectaron anillos falsos o incompletos. Según Schweingruber (com. pers.), los árboles de porosidad anular (*C. odorata*) y semi-anular (*E. cyclocarpum*) no presentan anillos falsos, ésta es una característica de maderas con porosidad difusa (p. ej. *B. simaruba*). No obstante esta aclaración, en las rodajas de *B. simaruba* examinadas no se detectó la presencia de anillos falsos.

Las diferencias en anchuras de los anillos constituyen un problema cuando se evalúa el incremento radial. Se sugiere, por tanto, tomar muestras de dos lados opuestos a la medula y obtener un valor promedio o medir las rodajas en la mayor cantidad de radios posible, como lo realizaron Sass *et al.* (1995) para *Shorea leprosula* en Malasia. Considerando el trayecto de sus anillos, *C. odorata* y *B. simaruba* crecieron concéntricamente durante los primeros años, pero después la actividad cambial alrededor del fuste se volvió desigual y ocasionó diferencias en la anchura de sus anillos. *E. cyclocarpum* presentó irregularidades desde sus primeros años de crecimiento. Con la información disponible a la fecha, es difícil afirmar si el excentricismo constituye una característica de la especie derivada de su propia filogenia o es una respuesta ecológica a las condiciones del hábitat.

#### Variación de elementos traqueales en anillos de crecimiento

Todas las especies demostraron un patrón regular en la longitud de los elementos traqueales dentro de cada anillo de crecimiento, cuya explicación podría basarse en Bisset

y Dadswell (1950). Estos autores sugieren que las divisiones cambiales son más numerosas al principio del periodo vegetativo, con menos tiempo disponible para la elongación de las células entre dos divisiones sucesivas. Después, en el periodo cuando disminuye la intensidad de las divisiones, las células tienen más tiempo para desarrollarse en tamaño. Una diferenciación rápida produce elementos traqueales más cortos, mientras que una diferenciación lenta permite una mayor expansión de células y, de este modo, elementos traqueales más largos.

Los resultados obtenidos para *C. odorata* y *E. cyclocarpum* confirman lo reportado para especies con porosidad anular en climas templados (Bisset y Dadswell, 1950). En la presente investigación se encontró el mismo patrón en *B. simaruba*, una especie con madera de porosidad difusa, hallazgo que no ha sido consignado en trabajos similares.

La diferencia entre las longitudes de los elementos traqueales para individuos de la misma especie puede deberse, por un lado, a las diferentes posiciones sociológicas de los árboles muestra y, por el otro, a diferencias en el diámetro del fuste. Según Panshin y de Zeeuw (1980), la longitud de los elementos traqueales aumenta, en general, en el sentido radial de la médula hacia la corteza, junto con el incremento de las células fusiformes iniciales. De este modo, las longitudes en diferentes anillos de crecimiento varían en función de su distancia a la médula. Sin embargo, el patrón del aumento dentro de cada anillo sigue siendo el mismo.

Como fue indicado por Carlquist (1980), los cambios en el diámetro de los vasos constituyen un indicador de las variaciones eco-

lógicas durante el periodo vegetativo. El diámetro de vaso parece estar correlacionado de manera positiva con el volumen de agua conducida y de manera negativa con la seguridad del sistema conductor. En el caso de *C. odorata* y *E. cyclocarpum*, la disminución del diámetro de vaso en la parte terminal de los anillos de crecimiento parece contribuir a un aumento en la seguridad del sistema conductor contra embolismos que ocurren durante el periodo de mayor estrés hídrico (p. ej. inicios de la sequía). Aparentemente con el mismo objetivo, *B. simaruba* reduce la densidad de sus vasos.

La seguridad del sistema conductor parece estar reforzada, además, por cambios en la forma de los elementos de vaso en la parte final de los anillos de *E. cyclocarpum* y *B. simaruba*. Este comportamiento apoya el hallazgo de que la zona terminal de los anillos en las tres especies estudiadas se formó a finales de la época de lluvias y que la actividad cambial cesó durante la sequía. Las modificaciones en la naturaleza del sistema conductor parecen seguir el patrón anual de disponibilidad de agua lo que, en consecuencia, sugiere la formación anual de cada anillo.

#### Relación del crecimiento con la precipitación y fenología

El periodo vegetativo en las tres especies estudiadas se relacionó fuertemente con el suministro de agua. El patrón de variación en el crecimiento radial de *C. odorata*, el cual siguió los cambios en precipitación, ha sido corroborado por Botosso y Vetter (1991) y Botosso *et al.* (2000) en la selva Amazónica

de Brasil; y en el caso de *E. cyclocarpum* y *B. simaruba* por Reich y Borchert (1984) en una selva baja de Costa Rica.

Las reducidas tasas de crecimiento radial durante la época seca se atribuyen a una reducción en la actividad cambial como reacción al estrés causado por el déficit de agua, como lo explicaron Détienne *et al.* (1988) y Détienne (1989) para la Guyana Francesa y Vetter y Botosso (1989) para el Amazonas.

Los resultados obtenidos en la presente investigación indican ritmos de crecimiento similares para todas las especies con variaciones entre individuos de diferentes posiciones sociológicas. Tanto la disminución del crecimiento en diámetro como una reducción del periodo cuando este crecimiento ocurre, pueden explicarse debido al acceso restringido de las copas a la luz solar en posiciones sociológicas inferiores y, en consecuencia, a un menor vigor del crecimiento provocado por una escasa producción de fotosintatos. El cese del crecimiento radial dos o tres meses antes del fin de la época de lluvias, como ocurrió para las posiciones sociológicas inferiores en las tres especies estudiadas, fue también observado por Détienne *et al.* (1988) y Botosso *et al.* (2000) quienes concluyeron que la saturación por agua durante la segunda mitad de la época de lluvias puede ocasionar una asfixia temporal e inhibición en el crecimiento del sistema radical, con una reducción consecuente en la tasa de crecimiento radial del tronco.

Dentro de una misma posición sociológica se registraron diferencias en las tasas de crecimiento radial de las especies. Resultados similares han sido consignados para muchas especies de selvas lluviosas (Primack

*et al.*, 1985; Silva *et al.*, 1995; Clark y Clark, 1999). Estos autores relacionaron dicha variabilidad con diferentes grados en fertilidad del suelo, tipo de vegetación acompañante o potencial genético de los individuos.

El advenimiento de la estación seca provocó la contracción de los fustes en casi todos los árboles muestra, lo cual sugiere una declinación en su potencial hídrico (Reich y Borchert, 1984), causada por una pérdida de agua almacenada durante la época de lluvias en el xilema y floema. Esta pérdida pudo ocurrir mediante transpiración a principios de la sequía o a través de la corteza, como lo explica Botosso *et al.* (2000) para árboles del Amazonas. La magnitud de esta contracción, la cual varió entre las especies, parece estar correlacionada con las propiedades físicas de la madera, principalmente con la densidad. La mayor contracción se presentó en *B. simaruba*, la cual tiene una menor densidad en su madera ( $0.47 \text{ g/cm}^3$ ) en comparación con *E. cyclocarpum* ( $0.49 \text{ g/cm}^3$ ) y *C. odorata* ( $0.50 \text{ g/cm}^3$ ) (Borchert, 1993). *Bursera simaruba* es conocida como “suculenta de tronco” (Borchert, 1999; Malavassi, 1995), lo cual se reflejó en sus cambios notorios en diámetro a través del tiempo.

Las observaciones fenológicas pueden contribuir a explicar las fluctuaciones en diámetro de los fustes de *B. simaruba* y *E. cyclocarpum* durante la época seca. Ambas especies presentaron contracciones en sus fustes durante la primera fase de la época seca, la cual fue seguida por una rehidratación temporal de los mismos en dicho periodo: en *B. simaruba* después de su defoliación y en *E. cyclocarpum* unas semanas antes de las primeras lluvias. Después de esta rehidratación

temporal, *B. simaruba* pasa por una segunda fase de contracción en la última parte de la época seca. Este comportamiento confirma lo descrito por Reich y Borchert (1984) en una selva baja de Costa Rica. Estos autores explican la rehidratación del fuste de *B. simaruba* como una recuperación parcial de su potencial hídrico, gracias a un cese de su transpiración por la pérdida completa de sus hojas. Sin embargo, la continuación del fuerte estrés hídrico y de un alta demanda evaporativa, inducen la segunda disminución del potencial hídrico del fuste durante la misma época seca, cuya consecuencia es una reducción en diámetro que ocurre antes de las primeras lluvias.

Los árboles de *E. cyclocarpum* se caracterizan por la pérdida de hojas durante un periodo relativamente corto después de haber terminado las precipitaciones fuertes, así que sus fustes no pierden agua por medio de la transpiración y las contracciones son pequeñas en esta primera fase de sequía. Sin embargo, aunque la reducción en diámetro aumenta conforme avanza la época seca (abril), inmediatamente antes de que el árbol expanda las hojas nuevas el diámetro del fuste vuelve a su dimensión previa o incluso supera el tamaño alcanzado en la época de lluvias anterior. Este aumento en diámetro sin la ocurrencia de lluvias está explicado por Reich y Borchert (1984) como consecuencia de una rehidratación necesaria para la apertura de yemas y expansión de hojas aunada a la floración. Según estos autores, la fuente del agua en *E. cyclocarpum* son los horizontes inferiores del suelo, los cuales son alcanzados por el gran sistema radical de esta especie (Rzedowski, 1978; Pennington y Sarukhán, 1998).

Las observaciones fenológicas permitieron relacionar las lluvias con la presencia de hojas nuevas en las tres especies estudiadas y con la actividad cambial expresada mediante su crecimiento en diámetro. Aunque estos tres factores parecen estar altamente correlacionados, similar al caso de varias especies en Java (Coster, 1927-1928), la India (Chowdhury, 1939-1940), Congo y Costa de Marfil (Mariaux, 1967), se menciona que el patrón periódico de desarrollo de un árbol en un hábitat no muy seco se correlaciona principalmente con su estatus hídrico y que la influencia de la variación externa en la disponibilidad de agua es sólo indirecta (Reich y Borchert, 1984; Borchert, 1993, 1999). La actividad cambial de *E. cyclocarpum* en ausencia de lluvias parece confirmar esta afirmación. Sin embargo, las especies estudiadas cuando se desarrollan en lugares secos aumentan su dependencia de la variación pluviométrica externa (Borchert, 1999). De acuerdo con lo anterior, los brotes de *E. cyclocarpum* y *B. simaruba* nunca pasan por un verdadero letargo durante la época seca.

#### Periodicidad del crecimiento y sus implicaciones de manejo

El carácter anual de los anillos de crecimiento fue determinado por las observaciones de las cicatrices formadas en respuesta a las heridas realizadas al cambium. Con base en la posición de estas heridas respecto a los bordes del penúltimo y último anillos, se determinó que su formación estuvo relacionada con la época de lluvias. La formación de los anillos empezó con las primeras precipitaciones (unas semanas antes en *E. cyclocarpum*) y concluyó a principios de la época

seca. Esto confirmó la utilidad del método de heridas al cambium para la determinación del carácter periódico de las zonas de crecimiento radial, como había sido referido por Mariaux (1967), Vetter y Botosso (1989) y Worbes (1995, 1999).

Debido a que algunos de los árboles presentaron anillos muy angostos (principalmente en *B. simaruba*), la localización de las cicatrices con respecto a sus bordes fue difícil. Por ello, se sugiere aplicar este método en árboles jóvenes y vigorosos.

Según la Unidad de Administración Forestal (UAF) "Costa de Nayarit" (1988), las tres especies estudiadas se consideran como de importancia maderable comercial en la zona de estudio. Con base en la calidad de su madera, características físicas y mecánicas, así como atributos relacionados con su procesamiento y utilidad, *C. odorata* y *E. cyclocarpum* son clasificadas como especies "preciosas tropicales", mientras que *B. simaruba* dentro de las "comunes tropicales blandas".

El Cuadro 1.9.4 muestra los diámetros de corta y turnos fijados con base en el conocimiento práctico de las personas de la región y según la clasificación antes mencionada.

Esta información no se basó en un registro sistemático del crecimiento de las especies y la asignación de los turnos siguió un criterio principalmente utilitario de la madera.

Por lo anterior, y con base en las curvas de crecimiento acumulado generadas durante la presente investigación (ver Figura 1.9.7), para alcanzar el diámetro mínimo de corta (Cuadro 1.9.4) en el área de estudio *C. odorata* necesita 42 años, *E. cyclocarpum* 24

† Cuadro 1.9.3. Tasas de crecimiento anual en diámetro por posición sociológica y por especie.

Especie	Posición Sociológica	Tasa de crecimiento (mm año <sup>-1</sup> )		
		Mínima	Máxima	Promedio
<i>Cedrela odorata</i>	Codominantes	0.0	33.0	14.4
	Intermedios	2.0	4.0	3.0
	Suprimidos	1.0	1.0	1.0
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Dominantes	8.0	16.5	11.4
	Codominantes	4.5	30.0	14.5
	Intermedios	3.5	13.0	7.8
	Suprimidos	0.0	0.1	0.5
<i>Bursera simaruba</i>	Codominantes	0.0	13.5	5.5
	Intermedios	2.5	4.5	3.5
	Suprimidos	0.0	2.0	0.6

† Cuadro 1.9.4. Diámetros de corta y turnos para las especies forestales en la región “Costa de Nayarit” (UAF 1988).

ESPECIE	Diámetro (DAP) comercial (cm)	Diámetro (DAP) mínimo de corta (cm)	Turno (años)
Preciosas tropicales	60	45	60
Comunes tropicales duras	60	15	50
Comunes tropicales blandas	60	35	40

años y *B. simaruba* 45 años. Considerando el diámetro comercial, *C. odorata* requiere de 60 a 70 años, *E. cyclocarpum* de 35 años y *B. simaruba* de 90 a 100 años. Estos datos pueden servir para el ajuste de los turnos de extracción, al indicar la velocidad potencial del incremento radial para cada especie en función de su edad. También resultan útiles para la planeación de turnos en plantaciones comerciales.

De acuerdo con las observaciones fenológicas realizadas en el presente traba-

jo y tomando en cuenta los hallazgos para otras especies de árboles tropicales (Alvim y Alvim, 1978; Borchert, 1999), la actividad cambial en algunas especies no depende de la precipitación sino del estatus hídrico en sus fustes. Esto parece aplicar sobre todo en individuos de *E. cyclocarpum* y *B. simaruba*, los cuales pudieran recibir riego durante la estación seca, por ejemplo en plantaciones comerciales, con el propósito de activar su cambium vascular y aumentar las tasas anuales de incremento maderable.

## CONCLUSIONES

Las tres especies estudiadas (*Cedrela odorata*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Bursera simaruba*) presentaron anillos de crecimiento distinguibles tanto macro como microscópicamente. El grado de visibilidad de estos anillos aumentó cuando las muestras fueron pulidas finamente y su superficie fue humedecida.

Tanto la formación de estos anillos como el crecimiento en diámetro del fuste, estuvieron estrechamente relacionados con la época de lluvias (Junio-Octubre) y con los meses de transición a la sequía (Noviembre, Mayo). Sin embargo, *E. cyclocarpum* comenzó a formar sus anillos al final de la época seca (Abril).

La fluctuación de la precipitación influyó en el arreglo estructural de los elementos anatómicos dentro de cada anillo de crecimiento. Los vasos diferenciados al final de la época de lluvias fueron menores en diámetro (*C. odorata*, *E. cyclocarpum*) o disminuyeron la densidad en su distribución (*B. simaruba*). En las tres especies estudiadas, la longitud de fibras y de elementos de vaso en la zona inicial de un anillo fue siempre menor que su longitud en la zona terminal del mismo.

Las tasas de crecimiento anual en diámetro fueron mayores en árboles codominantes (14.5 mm año<sup>-1</sup>) e intermedios (7.8 mm año<sup>-1</sup>) de *E. cyclocarpum*, en comparación con aquellos de *C. odorata* (14.4 y 3.0 mm año<sup>-1</sup>) y *Bursera simaruba* (5.5 y 3.5 mm año<sup>-1</sup>) para las mismas posiciones sociológicas.

Las zonas de crecimiento en las tres especies tuvieron periodicidad anual, lo cual

permitió una mejor estimación del incremento acumulado en diámetro respecto al tiempo y la consecuente modificación en las edades de extracción maderable con fines comerciales para el área de estudio: 60 años para *C. Odorata*, 35 años para *E. cyclocarpum* y de 90 a 100 años para *B. simaruba*.

## AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Amparo Borja de la Rosa, Dra. Teresa Terrazas y Biól. Rubén Pérez Ishiwara por su ayuda en laboratorio, al Ing. Alfonso Solís Venegas y Comunidad Indígena de San Juan Bautista por su apoyo en el trabajo de campo.

## LITERATURA CITADA

- Alvim, P. y R. Alvim. 1978. Relation of climate to growth periodicity in tropical trees. *In*: P.B. Tomlinson y M.H. Zimmermann (eds.) *Tropical trees as living systems*. Cambridge Univ. Press, USA pp. 445-464.
- Beard, J.S. 1944. Climax vegetation in tropical America. *Ecology* 25 (2): 127-152.
- Berlyn, G.P. y J.P. Mischel. 1976. *Botanical microtechnique and cytochemistry*. The Iowa State University Press, Ames. 326 p.
- Berry, P.E. 2002. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. pp. 83-96. *In*: M.R. Guariguata y G.H. Kattan (eds.) *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Libro Universitario Regional (EULAC-GTZ). Cartago, Costa Rica.
- Bisset, I.J.W. y H.E. Dadswell. 1950. The variation in cell length within one growth ring of certain angiosperms and gymnosperms. *Australian Forestry* 14: 17-29.
- Boninsegna, J.A., R. Villalba, L. Amarilla y J. Ocampo. 1989. Studies on tree rings, growth rates and age-size relationships of tropical tree species in Misiones, Argentina. *IAWA Bulletin n.s.* 10(2): 161-169.



- Borchert, R. 1993. Water status and development of tropical trees during seasonal drought. *Trees* 8:115-125.
- Borchert, R. 1999. Climatic periodicity, phenology and cambium activity in tropical dry forest trees. *IAWA Journal* 20(3): 239-247.
- Botosso, P.C. y R.E. Vetter. 1991. Algunos aspectos sobre a periodicidade e taxa de crescimento em 8 espécies arbóreas tropicais de Floresta de Terra Firme (Amazônia). *Revista do Instituto Florestal* 3: 163-180.
- Botosso, P.C., R.E. Vetter y M. Tomazello Fo. 2000. Periodicidade e taxa de crescimento de arvores de cedro (*Cedrela odorata* L., Meliaceae), jacareuba (*Calophyllum angulare* A.C. Smith, Clusiaceae) e muirapiranga (*Eperua bijuga* Mart. ex Benth, Leg. Caesalpinoideae) de floresta de Terra Firme, em Manaus-AM. *In*: F.A. Roig (comp). *Dendrocronología en América Latina*. Editorial de la Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina. pp: 357-380.
- Carlquist, S. 1980. Further concepts in ecological wood anatomy with comments on recent work in wood anatomy and evolution. *Aliso* 9(4): 499-553.
- Cattelino, P.J., C.A. Becher y L.G. Fuller. 1986. Construction and installation of homemade dendrometer bands. *Northern Journal of Applied Forestry* 3: 73-75.
- Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales, R.A. Medellín, L. Medrano-González y G. Oliva. 2005. Diversidad y conservación de los mamíferos de México. pp. 21-66. *In*: G. Ceballos y G. Oliva (coords.) *Los Mamíferos Silvestres de México*. CONABIO. FCE. México.
- CGSNEGI. 1995a. Fisiografía y orografía, Rosamorada, Nayarit. Carta 1: 250 000. México, D.F.
- CGSNEGI. 1995b. Carta hidrológica de aguas superficiales, Rosamorada, Nayarit. 1: 250 000. México, D.F.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO. México, D.F., México. pp. 375-442.
- Chowdhury, K.A. 1939-1940. The formation of growth rings in Indian trees. *Indian Forest Records* 2(1), 1939; 2(2) and 2(3), 1940.
- Clark, D.A. y D.B. Clark. 1999. Assessing the growth of tropical rain forest trees: issues for forest modelling and management. *Ecological applications* 9(3): 981-997.
- Coster, Ch. 1927 y 1928. Zur Anatomie und Physiologie der Zuwachszonen und Jahresringbildung in den Tropen. *Ann. Jard. Bot. Buitenzorg* 37:49-160; 38:1-114.
- De Camino, R. 1987. Algunas consideraciones económicas en el manejo de bosques tropicales. *In*: J.C. Figueroa C., F.H. Wardsworth y S. Branham (eds.) *Management of the forest of tropical America: prospects and technologies*. Institute of Tropical Forestry, EUA. pp. 175-188.
- Détienne, P., C. Barbier, H. Ayphassorho y F. Bertin. 1988. Rhythmes de croissance de quelques essences de Guyane Française. *Bois et Forêts des Tropiques* 175: 53-61.
- Détienne, P. 1989. Appearance and periodicity of growth rings in some tropical woods. *In*: P. Baas and R.E. Vetter (eds.) *Growth Rings in Tropical Woods*. IAWA Bulletin 10: 123-132.
- FAO. 1999. Situación de los bosques del mundo. Roma, Italia. 154 p.
- FAO-UNESCO. 1974. Soil map of the world. Vol. 1, Legend. Paris, France. 59 p.
- Flores, M.G., J. Jiménez, X. Madrigal, F. Moncayo y F. Takaki. 1971. Mapa y descripción de los tipos de vegetación de la Republica Mexicana. SAG. México, D.F.
- García, E. 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 4ª edición. México D.F. 217 p.
- López, A. J. L., J. I. Valdez-Hernández, T. Terrazas y J.R. Valdez-Lazalde. 2006. Anillos de crecimiento y su periodicidad en tres especies tropicales del estado de Colima, México. *Agrociencia* 40: 533-544.
- Malavassi, F. 1995. Maderas forestales de Costa Rica. Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Mariaux, A. 1967. Les cernes dans les bois tropicaux Africains, nature et périodicité. *Bois et Forêts des Tropiques* 114: 23-37.
- Mariaux, A. 1995. Growth periodicity in tropical trees. Foreword. *IAWA Journal* 16(4): 327-328.
- Media Cybernetics. 1997. Image-Pro® Plus reference guide version 3.01 for Windows™. Maryland, USA. 480 p.

- Miranda, F. y E. Hernández X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179.
- Panshin, A.J. and C. de Zeeuw. 1980. *Textbook of wood technology*. 4th edition. McGraw Hill, New York, pp. 279—261.
- Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 1998. *Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies*. 2a edición. Instituto de Ecología, UNAM y Fondo de Cultura Económica. México, D.F. 521 p.
- Primack, R.B., P.S. Ashton, P. Chai and H.S. Lee. 1985. Growth rates and population structure of *Moraceae* trees in Sarawak, East Malaysia. *Ecology* 66: 577-588.
- Reich, P.B. and R. Borchert. 1984. Water stress and tree phenology in a tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology* 72: 61-74.
- Roig, F.A. 2000. Dendrocronología en los bosques del Neotrópico: revisión y prospección futura. *In: F.A. Roig (comp.) Dendrocronología en América Latina*. Editorial de la Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, Argentina. pp. 307-355.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. México, D.F. 432 p.
- SAS Institute. 1988. *SAS/STAT user's guide*, release 6.03. SAS Institute Inc., Cary, NC. 956 p.
- Sass, U., W. Killmann and D. Ekstein. 1995. Wood formation in two species of *Dipterocarpaceae* in peninsular Malaysia. *IAWA Journal* 16(4): 361-369.
- Schweingruber, F.H. 1988. *Tree rings: Bases and applications of dendrochronology*. D. Reidel Publishing Co. Dordrecht, The Netherlands. 276 p.
- Silva, J. N. M., J. O. P. de Carvahlo, J do C.A. Lopes, B.F. de Almeida, D.H.M. Costa, L.C. de Oliveira, J.K. Vanclay and J.P. Skovsgaard. 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71: 267-274.
- Stahle, D.W., P.T. Mushove, F.A. Roig and M.K. Cleaveland. 1999. Management implications of annual growth rings in *Pterocarpus angolensis* from Zimbabwe. *Forest Ecology and Management* 124(2-3): 217-229.
- Toledo, V.M., N. Varrera-Bassols, E. García-Frapolli y P. Alarcón-Chaires. 2008. Uso múltiple y biodiversidad entre los Mayas Yucatecos (México). *Inter ciencia* 33(5): 345-352.
- Tree-Ring Laboratory. 1986. *TRIMS- The tree-ring increment measurement system*. Tucson, Arizona. USA.
- UAF (Unidad de Administración Forestal No. 2 "Costa de Nayarit"). 1988. *Memoria general para la elaboración de estudios dasonómicos*. Tepic, Nayarit. No publicado. pp. 44-62.
- Vetter, R. and P.C. Botosso. 1989. Remarks on age and growth rate determination of Amazonian trees. *In: P. Baas and R.E. Vetter (eds.) Growth Rings in Tropical Woods*. IAWA Bulletin 10: 133-145.
- Worbes, M. and W.J. Junk. 1989. Dating tropical trees by means of  $^{14}\text{C}$  from bomb tests. *Ecology* 70: 503-507.
- Worbes, M. 1992. Occurrence of seasonal climate and tree-ring research in the tropics. *Lundqua Report* 34: 338-342.
- Worbes, M. 1995. How to measure growth dynamics in tropical trees—a review. *IAWA Journal* 16(4): 337-351.
- Worbes, M. 1999. Annual growth rings, rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the Caparo Forest Reserve in Venezuela. *Journal of Ecology* 87(3): 391-403.