



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

---

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
FACULTAD DE CIENCIAS

**Propagación vegetativa, establecimiento y crecimiento  
inicial de cuatro especies del género *Bursera***

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE  
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
(BIOLOGÍA AMBIENTAL ORIENTACIÓN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA)

P R E S E N T A

**Carolina Castellanos Castro**

Director de Tesis: Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders

DISTRITO FEDERAL, MÉXICO

ENERO-2008



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Dra. Consuelo Bonfil por darme la oportunidad de venir a México y realizar este proyecto y sobre todo por el apoyo que me brindó durante todo el proceso.

A los miembros de mi comité tutorial, Dr. Horacio Paz y Dr. Víctor Manuel Chávez, que hicieron aportes muy valiosos para el desarrollo de este trabajo. A los miembros del jurado, M en C. Salvador Sánchez, Dr. J. Jesús Vargas y Dra. Alicia Brechú por los comentarios y correcciones al documento final, en especial al Dr. Sánchez por su ayuda para el análisis estadístico.

Al Dr. Paul Hersch-Martínez por permitirnos el uso del invernadero del Programa “*Actores sociales de la flora medicinal de México*”, en el Jardín Etnobotánico del INAH, Cuernavaca, Morelos. A Ray, Emiliano y Antonio Sierra por el apoyo en la fase de campo y en el invernadero.

Al arqueólogo Marco Antonio Ramírez del Instituto Nacional de Antropología e Historia y al personal de la zona arqueológica. por permitirnos y facilitarnos el acceso a las instalaciones de Xochicalco para la colecta de material vegetal A las personas del ejido de Chimalacatlán, en especial a Sergio Brito, que nos permitieron colectar el material vegetal en sus terrenos.

Al arquitecto Francisco Javier Rojas, del Centro de Energía en Temixco por permitirme el uso de las instalaciones en los ensayos de establecimiento, y al personal de jardinería por su colaboración en el cuidado del material vegetal.

A todas las personas del Laboratorio Especializado de Ecología de la Facultad de Ciencias, quienes me apoyaron durante la fase de campo, en especial Pedro, Bruno, Félix, Jazmín y Ruth y a los demás miembros Mariana, Irene, Tere y Jaime por los consejos y la agradable convivencia.

Los recursos destinados a este proyecto fueron otorgados por la Fundación Packard, a través del Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM y por la UNAM a través del proyecto “Manejo de

ecosistemas y desarrollo humano: las cuencas de Apatlaco y Tembembe, en el norponiente de Morelos” SDEI-TTID-02.

Agradezco a mi familia, a quienes dedico esta tesis, por su constante compañía durante todo este tiempo, sus visitas, consejos, abrazos y regalos. Contar con ustedes es uno de los principales motores que me anima a seguir cumpliendo mis metas.

A mi familia en México, Caro, Clau, Oscar y Aida, por su maravillosa compañía, por las deliciosas comidas, los partidos de fútbol, los viajes, las interminables conversaciones, en fin, gracias muchachos por todo.

A mis compañeras de la maestría Mary y Wolke con quienes disfruté todos los beneficios que nos brindó la maestría y con quienes también compartí los ratos de estrés durante la misma. Como ya se los dije, la maestría nunca hubiera sido lo mismo sin ustedes.

A mis roomies, Leti y Pachi, vivir con ustedes fue un placer. Leti, gracias por enseñarme el D. F. y por hacerme sentir siempre como en casa.

A Sergio, por los buenos ratos, eres soberbio en muchos aspectos.

A todos los amigos en México, Joselín, Sonia, Galileo y a los miaus.

A Miguel

## RESUMEN

El género *Bursera* es un elemento dominante de los bosques tropicales secos de México, por lo que su propagación y reintroducción en sitios perturbados es importante en programas de restauración. Este estudio evaluó: 1) el efecto del ácido indolbutírico (AIB), la edad del árbol fuente y la temporada de colecta en la formación de raíces en estacas de *B. copallifera*, *B. glabrifolia*, *B. linanoe* y *B. lancifolia* y, 2) el establecimiento y crecimiento inicial en campo de estacas enraizadas. Las estacas se colectaron en la temporada seca (marzo-mayo) y de lluvias (noviembre) del 2007; las estacas enraizadas se trasplantaron en julio a dos sitios perturbados. Después de once semanas *B. glabrifolia* presentó los mayores porcentajes de enraizamiento (75%) y *B. lancifolia* los menores ( $\leq 15\%$ ). La mayor formación de raíces se observó en estacas jóvenes colectadas durante la temporada seca y la concentración óptima de AIB fue diferente para cada especie. La supervivencia en campo durante los primeros cuatro meses fue alta en *B. linanoe* ( $\geq 80\%$ ) y ligeramente menor en *B. glabrifolia* (77%) y *B. copallifera* (65%), y varió de acuerdo con la calidad del sitio en las tres especies. La biomasa foliar y el área foliar total fueron las variables más sensibles al efecto de la calidad del sitio, mientras que la biomasa de raíz y el cociente biomasa raíz/vástago mostraron aumentos significativos en todas las localidades. La propagación por estacas de tres especies fue exitosa y los primeros datos de su establecimiento en campo son alentadores, aunque es necesario considerar las características de los sitios que favorecen la supervivencia y el crecimiento de cada especie.

## ABSTRACT

*Bursera* is a neotropical genus including c. a. 100 species of woody plants that are distributed from southern United States to South America. Trees of this genus are usually found in late successional stages of tropical dry forests, and therefore its propagation and reintroduction in disturbed sites could be an important strategy for the restoration of these forests. The present investigation analyzed the effect of three factors on root development of cuttings of four species of *Bursera* (*B. glabrifolia*, *B. copallifera*, *B. linanoe* and *B. lancifolia*): concentration of indol-butyric acid (IBA), juvenility of the cuttings and phenological state of the cuttings (season). It also addressed field establishment and initial growth of rooted cuttings. The cuttings were collected during the dry (March-May) and rainy (November) seasons of 2007; rooted cuttings were planted on July in three disturbed sites that used to have tropical dry forests in Morelos. After eleven weeks the higher rooting percentages were observed in *B. glabrifolia* (75%) and the lowest in *B. lancifolia* ( $\leq 15\%$ ). Cuttings collected from juvenile individuals during the dry season showed the highest rooting percentages, but the optimal IBA concentration was different for each species. During the first four months the survival in field was high in *B. linanoe* ( $\geq 80\%$ ) and slightly lower in *B. glabrifolia* (77%) and *B. copallifera* (65%), and was influenced by site quality in the three species. Leaf biomass and leaf area were sensitive to site quality, while root biomass and root/shoot biomass ratio showed significant increments through time in all localities. Vegetative propagation by cuttings of three species was successful and data of initial establishment were promising, although it is necessary to consider site characteristics that favor survival and growth of each species.

## ÍNDICE

<b>Agradecimientos</b> .....	i
<b>Resumen</b> .....	ii
<b>Abstract</b> .....	iii
<b>Índice</b> .....	1
<b>I. El bosque tropical seco: conservación y restauración</b> .....	2
1.1 Regeneración natural.....	4
1.2 Restauración de bosques tropicales.....	6
<b>II. Propagación vegetativa del género <i>Bursera</i> a partir de estacas</b> .....	11
2.1 Introducción.....	11
2.2 Objetivos y Métodos.....	15
2.3 Resultados.....	20
2.4 Discusión.....	30
2.5 Conclusiones.....	41
<b>III. Establecimiento y crecimiento inicial de plantas de tres especies del género <i>Bursera</i> producidas por estacas</b> .....	43
3.1 Introducción.....	43
3.2 Objetivos y Métodos.....	47
3.3 Resultados.....	52
3.4 Discusión.....	63
3.5 Conclusiones.....	70
<b>Referencias</b> .....	71

## **EL BOSQUE TROPICAL SECO: Conservación y restauración**

Los bosques tropicales y subtropicales secos se distribuyen en zonas libres de heladas, con una temperatura media anual mayor a 17°C, una precipitación anual entre 250 y 2000 mm y donde el cociente anual de evapotranspiración potencial/precipitación es mayor a uno (Holdrige 1967). A este intervalo de condiciones climáticas se suma, como factor determinante de su distribución, una alta estacionalidad anual e interanual de la precipitación, con la presencia de varios meses con sequía severa e incluso absoluta (Mooney et al., 1995).

Los bosques tropicales secos (BTS) son ecosistemas con una alta diversidad de especies, que presentan un gran número de endemismos y un alto recambio de especies o diversidad  $\beta$ , aún cuando presentan una menor riqueza específica que los bosques tropicales lluviosos (Gentry, 1995; Trejo y Dirzo, 2000; Trejo, 2005). En América, la diversidad de los bosques tropicales secos se ha relacionado con el número de meses en que se presentan las lluvias (Murphy y Lugo, 1986), con los gradientes de precipitación (Gentry, 1995) y, en el caso de México, con el índice de evapotranspiración potencial (Trejo y Dirzo 2002).

Aunque a nivel mundial los bosques tropicales secos son el ecosistema boscoso tropical de mayor extensión, ya que su área de distribución corresponde aproximadamente al 42% del total del área forestal tropical (Brown y Lugo, 1982), su distribución original ha experimentado severas reducciones y son uno de los ecosistemas tropicales más amenazados (Murphy y Lugo, 1986; Janzen, 1988). Actualmente se estima que 97% del área remanente de BTS se encuentra sujeta a algún tipo de amenaza y que gran parte de ésta se encuentra fragmentada (Miles et al., 2006). Los fragmentos de vegetación continua más importantes se encuentran en América Latina, zona en que se presenta también la tasa de deforestación más alta, de alrededor del 12% entre 1980 y 2000 (Miles et al., 2006).

En México, el bosque tropical seco de mayor importancia por su extensión es el bosque tropical caducifolio o selva baja caducifolia. Se ha estimado que 27% del área de estas selvas se mantiene relativamente conservada, mientras que otro 27% corresponde a bosques alterados y el 23% se encuentra degradado (Trejo y Dirzo, 2000). A pesar de esto, su distribución es amplia, con las áreas más extensas en las laderas de las sierras y lomeríos de la vertiente pacífica, desde el sur de Sonora hasta Chiapas, en una franja casi continua y con entrantes muy importantes en las cuencas de los ríos Santiago y Balsas; y otras áreas menos extensas en la Altiplanicie Mexicana, en Baja California Sur y en el Golfo de México (Trejo, 2005).

La considerable reducción del área cubierta por los bosques tropicales secos ha sido el resultado de diversas actividades, principalmente la conversión de áreas boscosas en zonas de cultivos, pastizales para ganadería y centros poblacionales, pero también se ha producido fragmentación y deterioro por extracción selectiva, pastoreo libre e incendios inducidos (Murphy y Lugo, 1986; Trejo y Dirzo, 2000; Miles et al., 2006). En México y Centroamérica estos fenómenos se relacionan con la alta densidad poblacional que se registra en muchas zonas de BTS (Murphy y Lugo, 1986; Miles et al., 2006).

Aunque la creación de áreas naturales protegidas es una de las principales estrategias de conservación, el área sujeta a protección resulta insuficiente para la preservación adecuada de estos ecosistemas. En Norte y Centroamérica el área de BTS que se encuentra bajo algún tipo de protección corresponde al 5,7% del total (Miles et al., 2006), y en México el área correspondiente a selva baja es menor al 4% de su extensión (Mas y Pérez-Vega, 2005). Por ello, resulta prioritario dirigir esfuerzos a la conservación y el manejo sustentable de las áreas boscosas existentes, así como a la recuperación de áreas degradadas, a través del establecimiento de programas de restauración ecológica (Lugo, 1988; Brown y Lugo, 1994). Sin embargo, para elaborar programas de manejo y restauración resulta indispensable contar con estudios que permitan entender el funcionamiento de estos ecosistemas, en especial los patrones de regeneración natural, la autoecología de las especies vegetales y animales más

importantes y la dinámica de la vegetación en respuesta a diferentes tipos de disturbios. Hasta ahora, desafortunadamente, la gran mayoría de los estudios disponibles se han realizado en bosques tropicales húmedos, por lo que varios autores han destacado la necesidad de generar esta información para los bosques tropicales secos (Meli, 2003; Sánchez-Azofeifa et al., 2005).

### ***Regeneración natural***

La estacionalidad en la precipitación a la que se ven sometidas las especies de los bosques secos genera también patrones estacionales de crecimiento y desarrollo, los cuales son evidentes en los cambios drásticos en la fisonomía de estos ecosistemas a lo largo del año, ya que las especies caducifolias que dominan en el dosel pierden sus hojas en la temporada seca. Aunque la época de sequía es la de menor actividad, ésta no es total y muchas especies florecen e incluso fructifican durante la misma (Borchert, 1996). A partir de estudios en cuatro bosques secos de México y Costa Rica, Borchert et al. (2004) encontraron que la proporción de especies que florecen en diferentes temporadas cambia según las características de los bosques, y que, a nivel de comunidad y especie, la periodicidad reproductiva, al igual que la vegetativa, está determinada por la estacionalidad de la precipitación y la cantidad de agua disponible.

La alta proporción de especies dispersadas por viento en bosques secos (mayor que en los bosques húmedos) se ha asociado también con la estacionalidad de la precipitación (Bullock, 1995; Gentry, 1995), por la disminución de vectores animales durante la época seca y la restricción ambiental que ésta representa para especies más sensibles a la deshidratación. Aunque la dispersión de frutos se produce durante todo el año, el patrón general es que durante la época seca se dispersan las plantas anemócoras y en la época de lluvias aquéllas dispersadas por animales (Vieira y Scariot, 2006).

En condiciones naturales, el reclutamiento de plántulas en los bosques secos se produce durante la época de lluvias, a partir de semillas que fueron dispersadas en el último año y que presentan una latencia corta, mientras se producen condiciones

favorables para el establecimiento. En estos ecosistemas el papel del banco de semillas en los procesos de regeneración suele ser poco importante, debido a que las semillas en general pierden su viabilidad en poco tiempo, la mayoría son dispersadas durante la época seca y permanecen viables por un corto periodo, generalmente hasta la siguiente temporada de lluvias (Rico-Gray y García-Franco, 1992; Ray y Brown, 1994; Khurana y Singh, 2001; Janzen, 2002; Ceccon et al., 2006).

El estrés hídrico es la principal limitante para el establecimiento de nuevas plántulas, seguido por la disponibilidad de luz y nutrientes. Debido a los cambios en el dosel y la precipitación, estos factores se encuentran disponibles para las plantas en forma de pulsos a lo largo del año, por lo que la emergencia y establecimiento de las plántulas se produce en condiciones mucho más heterogéneas que las de un bosque lluvioso (Khurana y Singh, 2001; Ceccon et al., 2006). La cantidad de sombra adecuada para la germinación y el establecimiento de una especie es una propiedad que integra tanto sus requerimientos de luz como su tolerancia a la sequía (Ray y Brown, 1995). Aunque puede presentarse un mayor crecimiento en zonas con mayor radiación, se ha registrado una mayor supervivencia en zonas más sombreadas (asociada a una menor evapotranspiración), lo que genera un “trade-off” o disyuntiva, ya que una mayor radiación puede favorecer el crecimiento pero disminuir la supervivencia (Gerhardt, 1995; McLaren y McDonald, 2006; Vieira et al., 2006).

En comparación con los bosques lluviosos, los bosques secos presentan una menor acumulación de biomasa que resulta de las restricciones ambientales que limitan el crecimiento a los meses lluviosos (Murphy y Lugo, 1986). Además, la biomasa de las plántulas se asigna en una alta proporción al sistema radicular, que funciona como un órgano de reserva que permite sobrellevar la época de sequía (Paz, 2003; Pineda, 2007). En cuanto a la estructura de la vegetación, algunos sugieren que los BTS presentan una menor complejidad estructural que los bosques tropicales lluviosos (Murphy y Lugo, 1986), aunque esta afirmación se ha cuestionado, ya que al comparar una muestra más diversa de bosques secos destacan más las similitudes entre estos ecosistemas que las diferencias (Gentry, 1995).

Con base en estas consideraciones se ha reportado que los bosques secos presentan menos etapas sucesionales que los bosques lluviosos, por lo que el tiempo necesario para recuperar su estructura después de un disturbio sería más corto, es decir, son más resilientes (Murphy y Lugo, 1986). Estudios sobre la regeneración natural en bosques secos de Oaxaca, México, también han reportado una menor importancia de la dinámica de claros en la estructuración de estos ecosistemas que en bosques más húmedos, y un mayor reclutamiento que el observado en bosques lluviosos (Lebrija-Trejos et al., 2008). Se ha sugerido que en Guánica (Puerto Rico), 45 años es un lapso adecuado para la recuperación de bosques secos, aunque este valor puede modificarse de acuerdo al tipo de disturbio al que estuvo sometido el ecosistema (Molina y Lugo, 2006).

### ***Restauración de bosques tropicales***

Las estrategias de restauración en zonas degradadas de bosques tropicales en general dependen del grado de deterioro del sitio. En el mejor de los casos la eliminación de prácticas inadecuadas de manejo permite la regeneración natural de la cobertura boscosa (Lugo, 1988; Sampaio et al., 2007), pero en áreas con una historia prolongada de uso se presentan diversas limitantes para la regeneración, cuya importancia relativa depende del tipo, la intensidad y la frecuencia de los disturbios a las que han sido sometidas y de las características ambientales particulares de cada sitio (Lugo, 1988; Brown y Ray, 1993; Khurana y Singh, 2001; Cervantes, 2005; Griscom et al., 2005; Vieira et al., 2006; Esquivel et al., 2008).

En pastizales ganaderos en Nicaragua se encontró que 37 de 85 especies arbóreas nativas estudiadas podían regenerarse bajo las condiciones de manejo prevalecientes, y que las características de la comunidad estaban relacionadas con las especies de pastos dominantes, el manejo del ganado, las especies arbóreas y la distancia a parches de bosque remanentes; por lo que se sugiere que los esfuerzos de restauración deben centrarse en facilitar las condiciones para el establecimiento de las especies que no se están regenerando naturalmente (Esquivel et al., 2008). En

pastizales degradados en Colombia, por el contrario, se reportaron fuertes limitantes para la regeneración: una baja disponibilidad de propágulos, bajas tasas de crecimiento de las plántulas como resultado de los altos niveles de pérdida de suelo por la erosión y de fuegos periódicos; factores que hacen necesaria la intervención para acelerar el proceso de recuperación (Aide y Cavelier, 1994). Aunado a lo anterior, las condiciones que limitan el establecimiento de especies nativas pueden favorecer a las especies invasoras, leñosas o herbáceas, que a largo plazo originan diferencias en la composición de las comunidades que se desarrollan posteriormente en comparación con las que se encontraban antes del disturbio (González-Iturbe et al., 2002; Molina y Lugo, 2006).

En zonas muy degradadas se ha considerado que el establecimiento de plantaciones, o incluso las plantaciones comerciales abandonadas, permiten restablecer algunos servicios ecosistémicos y favorecer la regeneración natural (Lugo, 1988; Parrota et al., 1997; Montagnini, 2001; Lamb y Gilmour, 2003). Se ha estimado que algunos procesos ecosistémicos, como la acumulación de biomasa y nutrientes, y el aporte de calcio y fósforo en la hojarasca, son similares en plantaciones de árboles maderables exóticos que en los bosques secundarios y que éstas favorecen el establecimiento de especies nativas; aunque la magnitud de los efectos depende de la especie utilizada (Lugo, 1997).

Históricamente, los primeros planes para la recuperación de coberturas boscosas en México se limitaron a la introducción de especies arbóreas exóticas, especialmente casuarinas y eucaliptos (Vázquez-Yanes y Batis, 1996; Montagnini, 2001), lo que se debió, al menos en parte, a la escasa información disponible sobre propagación y establecimiento de especies arbóreas nativas en las zonas tropicales. Con el tiempo, se ha hecho evidente la importancia de usar especies nativas en la restauración, que además brinden beneficios para la población local (Maury-Lechon, 1993; Vázquez-Yanes y Batis, 1996; Vázquez Yanes et al., 1999; Montagnini, 2001).

La selección de especies nativas a usar en la restauración requiere de un conocimiento previo del proceso de regeneración natural que se da en una zona, lo que permite establecer el papel que pueden desempeñar las diferentes especies en la trayectoria sucesional. Por lo general, se ha favorecido el uso de especies pioneras de rápido crecimiento, ya que se espera que modifiquen las condiciones del sitio y permitan el posterior establecimiento de especies sucesionalmente tardías; sin embargo, también es recomendable el uso de mezclas de especies con diferentes características ecológicas (Brown y Lugo, 1994; Lamb y Gilmour, 2003; Maluf y Ferreira, 2004).

En el desempeño de las plantas en campo influyen, además de las características ecológicas de la especie y las del sitio, el tipo y calidad del material vegetal empleado. En diversos trabajos se ha mostrado la pertinencia de usar semillas, plántulas o estacas (Ray y Brown, 1995; Engel y Parrotta, 2001; Sampaio et al., 2007), y la importancia de considerar la calidad de las plantas (Arriaga et al. 1994, Landis et al., 1998), la edad o tamaño al momento del trasplante (Bonfil et al., 2000) y la época de siembra (Zahawi, 2005), entre otros factores. El éxito relativo del establecimiento de plantas mediante la siembra directa de semillas o la introducción de plántulas provenientes de semillas o de estacas parece depender del contexto particular en que se lleva a cabo la restauración.

En la restauración de bosques tropicales secos en México se ha favorecido el uso de leguminosas (entre las que se encuentran muchas especies sucesionalmente tempranas), ya que tienen diversas características favorables, como buena tolerancia a condiciones de estrés, crecimiento rápido y presencia de nódulos de bacterias fijadoras de nitrógeno; además, muchas de ellas sirven como forraje, material de construcción o combustible, por lo que se han denominado especies multi-uso (Cervantes et al., 1998; Cervantes y Sotelo, 2002). Otros estudios han usado mezclas de especies de diferentes estadios sucesionales y una mayor variedad de grupos taxonómicos, mostrando el uso de un grupo mucho mayor de especies en la restauración de estos ecosistemas (Burgos, 2004; González, 2002; Ulloa, 2006; Galindo, 2006; Barajas, 2007; Ayala, 2008).

Sin embargo, el conocimiento sobre la propagación y el establecimiento de una mayor diversidad de especies, en especial aquéllas características de estadios sucesionales tardíos, es muy limitado, por lo que resulta urgente realizar estudios que permitan ampliar el espectro de especies que se propagan, en especial si se considera la alta diversidad de especies arbóreas de los bosques tropicales secos de México, y el alto nivel de endemismos que presentan (Trejo, 2005). En este sentido, es necesario realizar estudios de propagación y establecimiento de especies de las principales familias de la selva baja caducifolia, en especial Euphorbiaceae, Burseraceae, Rubiaceae y Anacardiaceae (Trejo, 2005), ya que el conocimiento de la propagación de cactáceas se encuentra relativamente más desarrollado.

A su vez, considerando que en bosques secundarios surgidos del abandono de terrenos ganaderos o forestales predominan las especies dispersadas por viento y disminuye notablemente la presencia de las que son dispersadas por animales, en especial aves y murciélagos (Janzen 1988; Sabogal, 1992; Janzen 2002), resulta altamente relevante propagar y reintroducir especies vegetales que representen un recurso para la fauna, ya que esto permitirá a la vez enriquecer y restaurar los bosques secundarios y acelerar la sucesión (Luken, 1990) en los sitios degradados.

En este contexto, la propagación y reintroducción de diversas especies del género *Bursera* es muy relevante, ya que que pueden considerarse sucesionalmente tardías (Rzedowski y Kruze, 1979) y representan un recurso atractivo para las aves (Scott y Martin, 1984). El género, además, presenta una alta diversidad en México (~80 especies), y varias de sus especies son utilizadas por comunidades rurales, a pesar de lo cual son notablemente pocos los estudios de ecología, manejo y propagación de las mismas (Hersch-Martínez et al., 2004; Hernández-Apolinar et al., 2006)

En este trabajo se evaluó el potencial de cuatro especies del género *Bursera* como elementos para la restauración de bosques secos en pastizales degradados en el estado de Morelos. El primer capítulo se centra en la propagación a partir de estacas

de cuatro especies en condiciones de mediana tecnología, con miras al desarrollo de un protocolo que pueda ser utilizado en comunidades campesinas que hagan uso de ellas y en la producción de plantas en viveros rurales. El segundo capítulo presenta los resultados sobre la evaluación del establecimiento de estacas enraizadas en zonas perturbadas con diferente historia de uso, originalmente cubiertas por bosques secos.

# PROPAGACIÓN VEGETATIVA DE CUATRO ESPECIES DEL GÉNERO *BURSERIA* A PARTIR DE ESTACAS

## INTRODUCCIÓN

El género *Bursera* comprende alrededor de 100 especies, distribuidas desde el sur de los Estados Unidos hasta Sudamérica, pero su diversidad se concentra en la vertiente del Pacífico de México y en la cuenca del río Balsas. Muchas especies de este género constituyen elementos dominantes o codominantes de los bosques tropicales caducifolios de México (McVaugh y Rzedowski, 1965, Rzedowski et al., 2004).

Las especies de *Bursera* son árboles y arbustos caducifolios, generalmente dioicos, que producen aceites esenciales del grupo de los terpenos (Rzedowsky et al., 2004). Tienen un fruto en forma de drupa, con un hueso cubierto por un pericarpio de colores vistosos, que juega un papel importante como recurso para una amplia gama de consumidores, entre ellos aves, que tienen una alta capacidad de dispersión (Scott y Martin, 1984; Greenberg et al., 1995).

Dada la característica de las especies del género *Bursera* de presentarse en estadios sucesionales relativamente avanzados de los bosques tropicales caducifolios (Rzedowski y Kruse, 1979), su propagación y reintroducción en sitios perturbados podría ser parte importante de las estrategias de restauración ecológica de estos bosques. Sin embargo, algunos ensayos han mostrado que las semillas de varias especies del género presentan porcentajes de germinación muy bajos (Johnson, 1992; Maradiga et al., 2000; Andrés-Hernández y Espinosa-Organista 2002; Healy 2007; Bonfil et al., 2008), por lo que el empleo de técnicas de propagación vegetativa parece ser una estrategia recomendable para producir en un plazo corto un buen número de plantas de alta calidad. Esta técnica permite obtener en mayor número y con rapidez individuos con las dimensiones necesarias para ser transplantados (en relación con las plantas producidas a partir de semillas); sin embargo también conlleva la pérdida de la

diversidad genética cuando las estacas son colectadas de un bajo número de individuos (Landis et al., 1998) o de condiciones ambientales homogéneas.

Hasta la fecha, la especie del género en la que se han realizado el mayor número de investigaciones es *B. simaruba*, elemento frecuente del bosque tropical perennifolio y subcaducifolio en México y usada comúnmente en el establecimiento de cercas vivas en las zonas tropicales del país (Rzedowsky et al., 2004). El uso de la técnica tradicional de propagación a partir de estacas de ramas grandes ( $\geq 1.5$  m largo), e incluso de menor tamaño ( $\sim 25$  cm de largo) ha sido evaluada para ser usada en la restauración de bosques secos, con bajo éxito en la supervivencia en campo en ambos casos (Zahawi 2005; Ray y Brown, 1995). Otras especies que se usan comúnmente como cercas vivas son *B. grandifolia* y *B. lancifolia* en Sonora (Johnson, 1992) y *B. glabrifolia* en Morelos (observación personal).

*Bursera linanoe*, conocida por el nombre común de linaloe, es un caso especial por su importancia económica, ya que de ella se extraen el aceite esencial y la madera, que se usan en perfumería, en medicina tradicional y en la elaboración de artesanías, especialmente las que se producen en Olinalá, Guerrero (Hersch-Martínez y Glass, 2006) Esta especie se ha propagado en vivero a partir de estacas de alrededor de un metro de largo y 1.5 - 3 cm de diámetro basal, técnica que ha demostrado ser más adecuada que la propagación a partir de semillas, debido a un mayor porcentaje de supervivencia de los individuos y un menor tiempo para alcanzar dimensiones aptas para explotación (Hersh-Martínez et al., 2004).

Bonfil et al. (2007) realizaron un ensayo preliminar sobre la propagación por estacas de siete especies del género (*B. lancifolia*, *B. longipes*, *B. fagaroides*, *B. bicolor*, *B. glabrifolia*, *B. copallifera* y *B. bipinnata*) en un vivero rural, usando varias concentraciones de ácido indolbutírico (IBA) en polvo. Sus resultados muestran que dos especies (*B. fagaroides* y *B. glabrifolia*) presentaron altos porcentajes de enraizamiento ( $> 50\%$ ), mientras que en otras tres (*B. copallifera*, *B. lancifolia* y *B. bipinnata*) se produjeron resultados alentadores ( $\geq 20\%$  de producción de raíces), lo que

les llevó a suponer que mediante un refinamiento de las técnicas de propagación se podría incrementar la producción de plantas a partir de estacas. Se ha intentado también propagar a *B. cuneata* a partir de semillas y de estacas, con resultados pobres (Gutiérrez, 2007)

Son varios los factores que influyen en el desarrollo de las raíces en las estacas, entre los que destacan la época de recolección, la posición de las ramas de donde se toman las estacas, la edad de los individuos madre y la concentración de auxinas usadas. En cuanto a la época, en el caso de árboles caducifolios se aconseja recolectar las estacas durante la época de latencia, que en climas templados corresponde al invierno o inicio de la primavera, cuando las ramas presentan una mayor acumulación de carbohidratos, que constituyen las reservas necesarias para el desarrollo de las raíces (Puri y Verma, 1996; Hartmann et al., 1997; Landis et al., 1998; Wassner y Ravetta, 2000; Warrick, 2003). En esta época las ramas carecen de hojas, lo que representa una serie de ventajas, ya que las estacas son fáciles de preparar, pueden movilizarse largas distancias, no se deterioran fácilmente y son fáciles de plantar (Hartmann et al., 1997). En el caso de los ecosistemas tropicales secos de México, la época de latencia corresponde a los meses con menor precipitación, generalmente entre febrero y abril en zonas con climas cálidos y semicálidos subhúmedos (García, 1988). Cuando las estacas se colectan durante la época de crecimiento, la presencia de hojas puede favorecer la aparición de patógenos y aumentar la pérdida de agua por transpiración (Warrick, 2003). Sin embargo, en algunas especies se ha documentado que la presencia de hojas favorece el desarrollo de raíces, lo que se atribuye a que en ellas se producen auxinas y a su interacción con otras sustancias promotoras del enraizamiento que pueden aplicarse durante el proceso (Ofori et al., 1996; Tarragó et al., 2005).

Al considerar la posición de las ramas de donde se obtienen las estacas, algunos reportes muestran que se obtienen mejores resultados de estacas tomadas de los extremos más alejados del tronco principal, lo que se atribuye a un factor de juventud en los tejidos (Arya et al., 1994; Wassner y Ravetta, 2000; Kibler et al., 2004a); las partes basales y centrales de las ramas terminales suelen ser las más deseadas,

debido a que las puntas pueden ser más frágiles y presentar menor concentración de carbohidratos (Landis et al., 1998; Warrick, 2003). El factor de juventud mencionado no sólo influye en la selección de ramas sino también en la selección de individuos madre o fuente, ya que se ha reportado que las estacas tomadas de árboles jóvenes, en comparación con las de árboles maduros, presentan una mayor capacidad para formar raíces, aún más tomando estacas de ramas producidas después de daño en el tronco (Arriaga et al. 1994, Negash, 2002; Kibler et al., 2004a).

Finalmente, se debe considerar la aplicación de hormonas que promueven la formación de raíces. Entre las más usadas se encuentran las auxinas, en particular los ácidos indolacético (AIA) e indolbutírico (AIB) ambos de origen natural y el ácido naftalenacético (ANA), de origen sintético. El efecto de las auxinas depende de la especie, por lo que no es posible hacer generalizaciones sobre su efecto, y las concentraciones óptimas de aplicación. Se ha documentado incluso que en algunas especies se observa una correlación negativa o nula entre la aplicación de auxinas y el desarrollo de raíces (Ofori et al., 1996; Blythe et al., 2004; Kibler et al., 2004b; Scheinvar, 2004), pero en muchas otras el efecto es positivo (Arya et al., 1994; Puri y Verma, 1996; Mesén et al., 1997; Mateo-Sánchez et al., 1998; Da Rocha y Germano, 2004; Krisantini et al., 2006). Las técnicas utilizadas para aplicar la auxina son varias, ya que puede usarse en polvo o en solución y aplicarse en la base de las estacas o mediante aplicaciones foliares; también se ha recomendado usar la auxina en solución, ya que permite una aplicación uniforme y más efectiva en comparación con la presentación en polvo (Arriaga et al., 1994; Mateo-Sánchez et al., 1998).

En el presente estudio se realizó un ensayo de propagación a partir de estacas de cuatro especies del género *Bursera*, con el objetivo de evaluar el efecto del estadio de desarrollo ontogenético (edad) del individuo fuente, la época de colecta y la aplicación de diferentes concentraciones de AIB en el desarrollo de raíces. Se espera que los resultados obtenidos permitan desarrollar una técnica eficiente para la propagación vegetativa de estas especies a mayor escala, tanto con fines de restauración ecológica

como para el establecimiento de plantaciones forestales de las especies con importancia económica.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo General**

Evaluar la formación de raíces en estacas de cuatro especies del género *Bursera* en respuesta a diferentes tratamientos

### **Objetivos particulares:**

1. Evaluar la capacidad de las estacas de cuatro especies del género *Bursera* (*B. copallifera*, *B. glabrifolia*, *B. lancifolia* y *B. linanoe*) de desarrollar callos y raíces en respuesta a diferentes concentraciones de AIB.
2. Comparar la capacidad de desarrollar raíces en estacas obtenidas de individuos adultos y juveniles en tres especies: *Bursera copallifera*, *B. glabrifolia* y *B. linanoe*.
3. Comparar la formación de raíces en estacas de las cuatro especies con diferente estado fenológico: a) latentes (sin hojas) y activas (con presencia de hojas).

## **MÉTODOS**

El estudio se llevó a cabo entre marzo del 2007 y febrero del 2008. La colecta de estacas se realizó en diferentes localidades del estado de Morelos, México. Los individuos de *B. copallifera*, *B. glabrifolia* y *B. lancifolia* se ubican en la zona arqueológica de Xochicalco (NO de Morelos), y las estacas fueron colectadas el 16 de marzo, el 16 de mayo y el 1 de noviembre de 2007; los individuos de *B. linanoe* se ubican en el ejido Chimalacatlán, al sur del estado, y las estacas se recolectaron el 20 de marzo, el 17 de mayo y el 14 de noviembre del mismo año. En las dos localidades se presenta un clima cálido subhúmedo [(Aw<sub>o</sub>(w)(i')g, según el sistema de Köppen

modificado por García (1988)], con una temporada de lluvias en verano que va de junio a octubre y una seca que generalmente se extiende de noviembre a mayo.

La *zona arqueológica de Xochicalco* (18°48' N 99° 17' O) presenta una temperatura media anual de 22.9°C y una precipitación anual de 1,055 mm. El suelo es de tipo Redzina, derivado de rocas calizas con profundidad moderada o incluso superficial, pero con fertilidad elevada (SPP, 1981). Dominan los bosques secundarios de selva baja caducifolia, en los que los géneros más importantes son *Bursera*, *Acacia*, *Ceiba*, *Lysiloma*, *Heliocarpus* e *Ipomea* (Piña-Covarrubias, 2005).

El *Ejido de Chimalacatlán* se ubica al suroeste del estado (18° 27' N y 99° 5' O) y parte del mismo se encuentra dentro de los límites de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, donde la vegetación dominante es selva baja caducifolia (CONANP, 2005). Presenta una temperatura promedio de ~29.2° C y una precipitación anual de ~900 mm. El suelo es de tipo feozem háplico (SPP, 1981) el cual se forma en lechos acuáticos, antiguos y someros, sujetos a procesos de evaporación intensos e incluyen suelos con horizontes petrocálcios (tepetate o duripán) (CONANP, 2005).

### **Colecta y tratamiento de estacas**

Se usaron tanto estacas provenientes de individuos adultos (árboles) como juveniles. Estas categorías, relacionadas con la edad de los individuos fuente, se establecieron a partir de diferencias en la altura, el diámetro del tallo y sus características. Los individuos adultos tenían una altura promedio de 4.5 m y un diámetro  $\geq 20$  cm (en al menos uno de los tallos) y los juveniles una altura promedio de 2.5 m y un diámetro basal promedio de 5 cm. El número de troncos promedio fue cercano a 2.3 en las dos categorías.

Se seleccionaron ramas secundarias terminales que se encontraban en zonas bajas de la copa y alejadas del tronco, las cuales pueden ser adjudicadas a las dos últimas temporadas de crecimiento, por lo que presentan un menor grado de lignificación que la porción más basal de las ramas cercanas al tronco. A partir de una longitud de

alrededor de 1 m, se cortaron segmentos que produjeron entre dos y tres estacas. Al momento de cortarlas se hizo un corte longitudinal en el extremo basal y uno recto en el extremo distal, para indicar la polaridad. Una vez colectadas, las estacas fueron empacadas en bolsas plásticas y transportadas en el menor tiempo posible, con el fin de disminuir la pérdida de agua. Las pruebas se llevaron a cabo en el Invernadero del Programa *“Actores sociales de la flora medicinal de México”*, del Jardín Etnobotánico del INAH, en Cuernavaca, Morelos. La instalación tiene techo y paredes de plástico blanco y posee un sistema de riego automático que se activa dos veces al día; adicionalmente se realizan riegos manuales en caso de ser necesario. No presenta un sistema para controlar temperatura y humedad, por lo que se instaló un dispositivo que registró las fluctuaciones diarias de ambos parámetros (Hobo H8 Pro Temp/Rh). La temperatura promedio registrada en el invernadero fue de 24.2°C (max 42°C y min 14.1°C), la humedad relativa de 75.9% (max 100% y min 26.4%) y la radiación fotosintéticamente activa en un día despejado de verano de 303.25  $\mu\text{mol}/\text{seg}^1 \cdot \text{m}^2$ , lo que corresponde a un 23% en promedio respecto a la que se presentaba en condiciones abiertas a la misma hora (registros realizados entre 12 y 14 h).

Al llegar al invernadero, las estacas se llevaron a su tamaño final y se registró el diámetro y longitud de cada una, así como su posición en la rama considerando tres categorías: terminal, central y basal, la cual se asignó en base a diferencias en diámetro entre estacas de una misma rama. Luego se practicaron dos cortes longitudinales en la base de cada una, ya que se ha señalado que el realizar heridas antes de la aplicación de auxina aumenta la absorción de agua, incrementa la liberación de moléculas promotoras de división celular y enraizamiento, permite mayor área para la formación de raíces y facilita la emergencia de las mismas (Hartmann et al., 1997; de Andrés et al., 2004). La auxina se aplicó mediante una inmersión rápida (~ 60 s) en una solución de AIB. Se adquirió una presentación líquida de AIB con una concentración de 0.4% (4000 ppm) y tabletas con el 3.5% (Intercontinental ImportExport S.A.), las cuales se disolvieron en agua para obtener soluciones de 1500 y 9000 ppm de AIB. Después de aplicar la solución, las estacas se plantaron en bolsas de plástico negras etiquetadas inmediatamente, con el extremo basal enterrado en una

mezcla de tierra negra y agrolita (1:1 v/v), para aumentar la porosidad y tener un drenaje adecuado.

Las dos primeras colectas se realizaron durante la temporada seca (marzo y mayo), cuando los árboles se encontraban en estado de reposo y aún no presentaban yemas (con excepción de *B. lancifolia*, que presentaba yemas foliares y algunos frutos, especialmente en la colecta de marzo). La tercera colecta se realizó en noviembre, al final de la temporada de lluvias, cuando los árboles presentaban hojas.

En la colecta realizada en marzo se obtuvieron 100 estacas de cinco individuos adultos de cada especie y de 28 a 45 estacas de tres individuos juveniles; no se encontraron juveniles de *B. lancifolia*. Luego se asignaron de forma aleatoria 25 estacas de individuos maduros y entre 8 y 15 de individuos juveniles a cada uno de los siguientes tratamientos (concentraciones de AIB): control (agua), 1500, 4000 y 9000 ppm; la concentración de 1500 ppm no se usó con estacas juveniles. En la segunda y tercera colectas (mayo y noviembre, respectivamente) se usó sólo una concentración de AIB para cada especie (aquella con la que se obtuvieron mejores porcentajes de enraizamiento en el primer ensayo). En mayo se recolectaron 100 estacas por especie, (obtenidas de cinco individuos juveniles de *B. copallifera*, *B. glabrifolia* y *B. linanoe*, y 100 estacas de cinco individuos adultos de *B. lancifolia*), mientras que en noviembre se recolectaron 50 estacas por especie (provenientes de cinco individuos juveniles de cada especie, excepto *B. lancifolia*, en la que se usaron adultos). La colecta de mayo se realizó con el fin de obtener plantas para un ensayo de reintroducción en campo, por lo que se aplicó una sola concentración de AIB a todas las estacas de una especie, mientras que en la de noviembre se comparó una concentración de AIB con un control (agua), asignando 25 estacas a cada tratamiento.

Con el fin de disminuir el posible efecto del árbol madre, en todos los casos, al asignar las estacas a los tratamientos se usó aproximadamente el mismo número de estacas por individuo (árbol fuente) a cada tratamiento manteniéndolos identificados durante

todo el estudio. En la colecta de noviembre se redujo a dos el número de hojas presentes por estaca, con el fin de reducir la transpiración.

Durante el periodo de desarrollo de raíces se registró la formación de yemas foliares y la producción de hojas, como medidas indirectas del estado de salud de la planta y del posible desarrollo de un sistema radicular. En las evaluaciones de raíces, realizadas aproximadamente a las diez semanas y de nuevo a las quince semanas después de la siembra, se registró la formación de callos, el número de raíces y la longitud y el diámetro de la raíz más larga, así como el número de hojas y yemas de cada estaca. Todas las estacas fueron desenterradas para ser evaluadas, y una vez realizado el registro se sembraron de nuevo en las mismas bolsas de tierra. La mortalidad asociada a esta evaluación fue muy baja y se restringió a estacas que ya habían desarrollado raíces, por lo que no tuvo efecto sobre el porcentaje de enraizamiento final. En las estacas sembradas en mayo dicha evaluación final se realizó solo en una muestra (*B. glabrifolia* 75, *B. copallifera* 46, *B. linanoe* 59 y *B. lancifolia* 104) debido a que una parte de las plantas fueron destinadas al ensayo de reintroducción en campo.

Con el fin de obtener un ambiente de propagación controlado se construyó, a manera de prueba, una cámara cerrada dotada de: a) un sistema de nebulizadores para mantener una alta humedad relativa y b) una resistencia regulada mediante un termostato, colocada en la base de la mesa con el fin de aumentar la temperatura basal, condiciones que se ha reportado favorecen el desarrollo de raíces (Leakey et al., 1982; Ofori et al., 1996; Landis et al., 1998; Warrick, 2003). La cámara cuenta con una bandeja de 10 cm de profundidad que se cubrió completamente con agrolita, como medio inerte para el establecimiento de las estacas. En marzo se realizó una primera prueba piloto para evaluar el funcionamiento de la cámara de propagación, y con base en los resultados obtenidos, en noviembre de 2007 se tomaron ~28 estacas de *B. glabrifolia*, *B. copallifera* y *B. lancifolia*, de las cuales 14 se asignaron al grupo control y 14 al tratamiento de AIB (4000 ppm). Las estacas se mantuvieron en la cámara, con riego intermitente (5 min en periodos de 40 min de 6 am a 6 pm y temperatura basal de 22-24°C) por cuatro semanas; periodo que se consideró suficiente para evaluar el

desarrollo de raíces bajo estas condiciones; posteriormente las estacas con raíces se transplantaron a bolsas negras con tierra y agrolita (1:1; v/v) para continuar su desarrollo en el invernadero.

Se usaron modelos logit para evaluar de forma independiente: a) el efecto de la especie y el tratamiento en el desarrollo de raíces en estacas provenientes de individuos adultos y b) de individuos juveniles, c) el efecto de la edad del individuo fuente (adultos vs juveniles) y d) el efecto de la temporada de colecta de las estacas (marzo vs noviembre) en estacas de individuos juveniles. La variable de respuesta fue la proporción de estacas enraizadas y no fue posible hacer un análisis que incluyera todos los factores experimentales debido a que las cuatro concentraciones de AIB no se aplicaron en todos los casos. Las variables de raíz (número, longitud y diámetro de la raíz más larga) se analizaron mediante ANdeVAs ( $F$ ), previa transformación de los datos en caso de que no se distribuyeran normalmente. Cuando no se logró la normalización las comparaciones se realizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ( $H$ ) y en el caso de el número de raíces se usó un modelo log-lineal. Los análisis se realizaron usando los paquetes estadísticos R 2.7.2 (The R Foundation for Statistical Computing) y SPSS 13.0 (Apache Software Foundation).

## **RESULTADOS**

### **Enraizamiento: Efecto de la concentración de auxina y el tipo de estaca**

#### ***1ª colecta (marzo)***

Se presentaron diferencias en el desarrollo de raíces entre las especies y entre tratamientos (Fig. 1). A pesar de las variaciones entre las especies, en general se observó una tendencia al incremento en el porcentaje de enraizamiento conforme aumentó la concentración de AIB.

Los mayores porcentajes de enraizamiento en las estacas de adultos correspondieron a *B. glabrifolia* (61.5%), y en las estacas de juveniles a *B. copallifera* (87.5%), ambas con una concentración de 4000 ppm. En general (i.e., considerando las variaciones

debidas a la concentración de AIB), *B. glabrifolia* fue la especie que registró una mayor proporción de estacas con raíces (Figuras 1 y 2), mientras que la proporción más baja (tanto en estacas adultas como en juveniles) correspondió a *B. linanoe*.

La concentración de AIB tuvo un efecto significativo en la formación de raíces de estacas de adultos (Figura 1), con un porcentaje de enraizamiento significativamente mayor en los tratamientos de 4000 y 9000 ppm en comparación con el control y el de 1500 ppm ( $P \leq 0.003$ ); la respuesta de las especies a la aplicación de la auxina fue significativamente mayor en *B. glabrifolia* y *B. copallifera* que en *B. linanoe* y *B. lancifolia* ( $P \leq 0.002$ ). La interacción AIB  $\times$  especie no fue significativa, a pesar de que el mayor porcentaje de enraizamiento no se presentó en el mismo tratamiento en todas las especies.

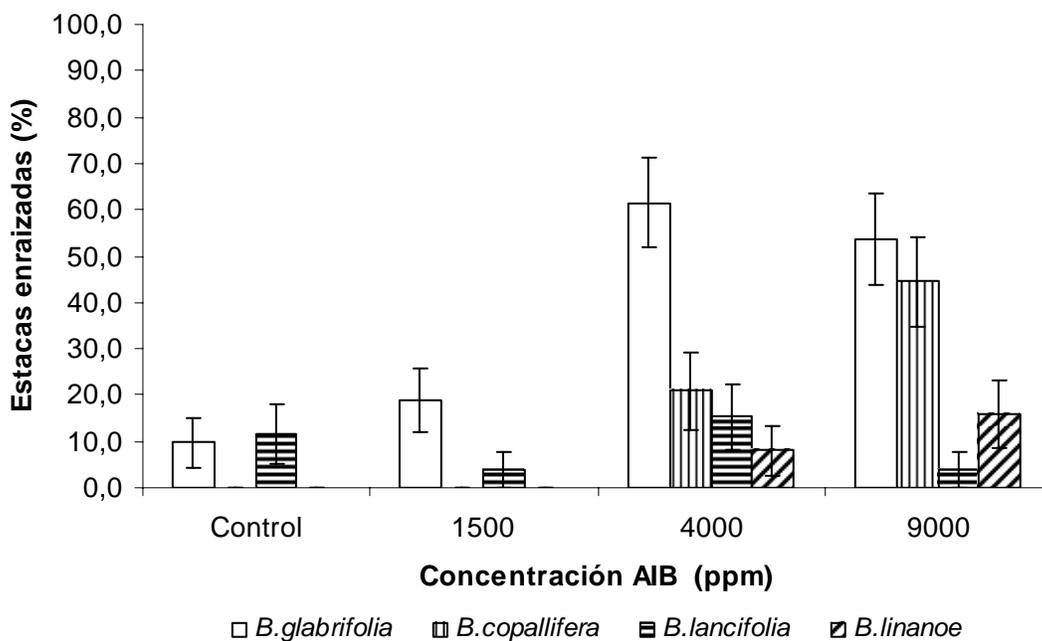


Figura 1. Efecto de la concentración de AIB en el porcentaje de estacas de individuos adultos con raíces, en cuatro especies de *Bursera* (colectadas en marzo de 2007).

En las estacas provenientes de juveniles el efecto de la concentración de AIB difirió entre especies (Figura 2), ya que *B. copallifera* y *B. linanoe* tuvieron porcentajes de enraizamiento significativamente menores que *B. glabrifolia* ( $P \leq 0.05$ ). No se

encontraron diferencias significativas entre tratamientos y la interacción especie × tratamiento fue significativa debido a que *B. copallifera* presentó un porcentaje de enraizamiento significativamente mayor con la concentración de 4000 ppm ( $P = 0,040$ ), mientras que *B. glabrifolia* tuvo un porcentaje de enraizamiento similar y alto en todos los tratamientos, incluido el control (~75%).

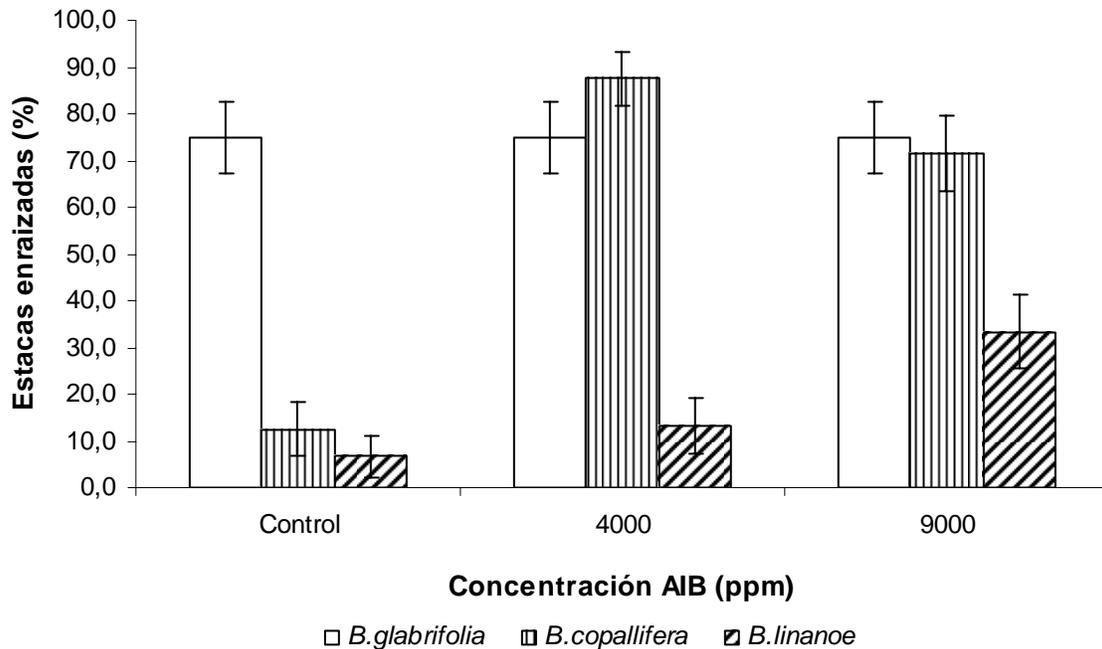


Figura 2. Efecto de la concentración de AIB en el porcentaje de estacas de juveniles con raíces de tres especies de *Bursera* (colectadas en marzo de 2007).

En cuanto al tipo de estaca (i.e., individuos adultos vs individuos juveniles), los porcentajes de enraizamiento fueron significativamente mayores en las estacas provenientes de juveniles ( $P \leq 0.001$ ) que en las de adultos; *B. glabrifolia* tuvo una mayor proporción de estacas enraizadas en ambos tipos de estaca, que *B. copallifera* y *B. linanoe* ( $P \leq 0.011$ ). El efecto de la interacción del tipo de estaca (juvenilidad) y el tratamiento fue significativo ( $P \leq 0.043$ ), en *B. copallifera*, ya que en esta especie se obtuvieron los mejores porcentajes de enraizamiento en estacas de juveniles con la solución de 4000 ppm, mientras que en las de los adultos esto sucedió con la de 9000 ppm.

En *B. glabrifolia* y *B. copallifera* se encontró una asociación positiva significativa entre la presencia de hojas y yemas (en la parte aérea) y el desarrollo de raíces (Prueba exacta de Fisher  $P = 1.6 \times 10^{-17}$  y  $2.2 \times 10^{-14}$  respectivamente). Las observaciones realizadas durante la evaluación permitieron establecer que las estacas que presentaron un mayor desarrollo del sistema radicular también fueron aquéllas que presentaron un mayor número de hojas, mientras que las que no formaron raíces nunca presentaban hojas, aunque si podían presentar algunas yemas.

### ***Segunda colecta (mayo 2007)***

El tratamiento usado en mayo (tipo de estaca + concentración AIB) corresponde al que presentó mejor resultado en el ensayo previo. Debido a que había transcurrido un periodo relativamente corto desde que se estableció el primer ensayo, y no podían evaluarse directamente las raíces, se usó la formación de yemas y hojas como una medida indirecta del desarrollo de raíces. Se usaron estacas juveniles de todas las especies (con excepción de *B. lancifolia*) y las siguientes concentraciones de AIB: 9000 ppm en *B. glabrifolia* y *B. linaloe*, 4000 ppm en *B. copallifera* y 1500 ppm en *B. lancifolia*.

Los valores promedio de los porcentajes de enraizamiento estimados fueron altos en todas las especies (75.5%, 70.6% y 81.4% en *B. glabrifolia*, *B. copallifera* y *B. linaloe* respectivamente), con excepción de *B. lancifolia*, que no presentó enraizamiento (~0%). Cabe destacar el alto porcentaje de enraizamiento de las estacas de *B. linaloe* en esta colecta, notoriamente superior al obtenido en marzo.

### **Efecto de la fecha de colecta**

El tratamiento de AIB utilizado en la colecta de noviembre correspondió al que mejores resultados presentó en la colecta de marzo, con base en la evaluación de raíces: 4000 ppm en *B. glabrifolia*, *B. copallifera* y *B. lancifolia* y 9000 ppm en *B. linaloe*. Para hacer la comparación entre ambas fechas sólo se consideran las estacas plantadas en bolsa en marzo y en noviembre (y no las colocadas en la cámara de propagación ni las

colectadas en mayo). No se incluyó a *B. lancifolia* en el análisis debido a los bajos porcentajes de enraizamiento observados.

Los resultados mostraron que las estacas colectadas en marzo (secas) tuvieron porcentajes de enraizamiento significativamente mayores ( $P \leq 0.001$ ) que las colectadas en noviembre (lluvias) en las tres especies; además, en ambas temporadas *B. glabrifolia* tuvo un enraizamiento significativamente mayor que *B. copallifera* y *B. linanoe* ( $P = 0.008$ ). Los porcentajes obtenidos en las estacas colectadas en noviembre fueron de 12% y 4% (control y AIB, respectivamente) en *B. glabrifolia*, 4% y 0% en *B. copallifera* y 4% y 8% en *B. linanoe*. En general, la aplicación de la auxina no tuvo un efecto importante en la formación de raíces; sin embargo la interacción tratamiento x especie fue significativa ( $P = 0.007$ ) porque en las estacas de *B. copallifera* la aplicación de auxina tuvo un efecto en marzo, aunque no en noviembre, mientras que en las otras dos especies la respuesta fue similar. En *B. linanoe* las diferencias entre temporadas fueron más evidentes en los porcentajes de enraizamiento observados en mayo, los cuales fueron mucho mayores que los registrados en marzo y en noviembre.

### Desarrollo de raíces

El mayor número de raíces por estaca se registró en *B. glabrifolia*, mientras que la mayor longitud y diámetro promedio de las raíces correspondió a *B. linanoe* (Tabla 1). Se encontraron diferencias significativas en el diámetro, la longitud y el número de raíces ( $H = 23.2$ ,  $H = 35.2$  y  $H = 40.6$ ,  $P \leq 0.001$ , respectivamente) entre las especies. En este análisis se incluyen los registros de las estacas colectadas en marzo y mayo, debido a que las estacas con raíces en noviembre fueron muy pocas.

Especie	N° de raíces	L (cm)	D (mm)	N
<i>B. glabrifolia</i>	9.4 ± 7.4 b	11.6 ± 8.8 b	1.2 ± 0.6 b	110
<i>B. copallifera</i>	7.1 ± 6.2 ab	10.2 ± 7.3 b	1.3 ± 0.7 b	50
<i>B. linanoe</i>	3.6 ± 2.4 a	19.1 ± 11.4 a	1.8 ± 0.9 a	56
<i>B. lancifolia</i>	2.3 ± 1.3 a	2.0 ± 1.8 c	0.9 ± 0.6 b	9

Tabla 1. Número, longitud y diámetro (promedio ± d. e.) de raíces y tamaño de muestra (N) de estacas enraizadas de cuatro especies de *Bursera*. Letras diferentes señalan diferencias entre especies ( $p \leq 0.05$ ).

En general, el número de raíces, la longitud y el diámetro promedio por estaca fueron mayores en las concentraciones más altas de AIB (4000 y 9000 ppm), que en el control y la dosis baja (1500 ppm), tanto en estacas maduras como en juveniles. Sin embargo, las diferencias se presentaron en el número de raíces pero no las variables del tamaño de la raíz más desarrollada (Tabla 2 y 3).

La evaluación de las variables de raíz entre tipos de estacas y mes de colecta en cada especie se muestran en el Tabla 4. En *B. glabrifolia* el efecto de la temporada de colecta fue significativo en la longitud ( $P = 0,001$ ) y el diámetro ( $P = 0,004$ ) de la raíz más desarrollada, mientras que el tipo de estaca tuvo un efecto significativo en el número de raíces ( $P < 0,001$ ). En *B. copallifera* el efecto de esta variable fue significativo en el número de raíces ( $P < 0,001$ ) y la longitud de la raíz más desarrollada ( $P = 0,021$ ), pero no hubo efecto de la fecha de colecta en ninguna de las variables. En *B. linanoe* no fue significativo el efecto del tipo de estaca ni de la fecha de colecta en ninguna de las variables.

		Concentración AIB (ppm)			
		Control	1500	4000	9000
<i>B. glabrifolia</i>	NR	3 ± 2 a (2 ± 1.1) a	5.1 ± 3.7 a NE	10.3 ± 7.5 ab (9.9 ± 5.9) b	18.1 ± 9.8 b (8.3 ± 5.6) b
	N	3 - (6)	6	16 - (7)	15 - (57)
<i>B. copallifera</i>	NR	0 (1)	0 NE	3.4 ± 2.2 (8.7 ± 6.6)	4.5 ± 3.6 (10.2 ± 8.8)
	N	(1)		5 - (28)	12 - (5)
<i>B. linanoe</i>	NR	0 (2)	0 NE	4 ± 4.2 (5 ± 2.8)	3 ± 1.4 3.6 ± 2.5
	N	1		2 - (2)	4 - (47)
<i>B. lancifolia</i>	NR	2 ± 1	(2)	2.5 ± 1.9	3
	N	3	1	4	1

Tabla 2. Efecto de la concentración de AIB en el número (promedio ± d. e.) de raíces (NR) por estacas en estacas maduras y juveniles (paréntesis) de cuatro especies de *Bursera*. NE: No evaluado. Letras diferentes en el mismo renglón señalan diferencias entre tratamientos ( $P \leq 0.05$ ). No se incluyeron en los análisis los tratamientos que solo presentaban un registro.

		Concentración AIB (ppm)			
		Control	1500	4000	9000
<i>B. glabrifolia</i>	Longitud	3.4 ± 1.4 (6.6 ± 6.8)	8.5 ± 6.5 NE	8.9 ± 8.5 (10.0 ± 5.2)	11.8 ± 8.3 (13.8 ± 9.5)
	Diámetro	0.8 ± 0.2 (1.1 ± 0.6)	1.2 ± 0.6 NE	1.1 ± 0.5 (1.2 ± 0.4)	1.1 ± 0.5 (1.3 ± 0.7)
<i>B. copallifera</i>	Longitud	0 (2.2)	0 NE	3.4 ± 2.2 (13.1 ± 7.6)	4.5 ± 3.6 (11.1 ± 6.8)
	Diámetro	0 (0.6)	0 NE	1.0 ± 0.3 (1.4 ± 0.8)	1.3 ± 0.5 (1.2 ± 0.3)
<i>B. linanoe</i>	Longitud	0 (29)	0 NE	21.5 ± 14.8 (25 ± 2.8)	14 ± 10.5 (19.0 ± 11.7)
	Diámetro	0 (0.9)	0 NE	1.6 ± 0.1 (3.1 ± 1.3)	1.4 ± 0.9 (1.8 ± 0.9)
<i>B. lancifolia</i>	Longitud	2.8 ± 2.8	0.5	1.8 ± 1.4	1.7
	Diámetro	1 ± 0.8	0.3	1.0 ± 0.6	0.8

Tabla 3. Efecto de la concentración de AIB en la longitud y el diámetro (promedio ± d. e.) de la raíz más desarrollada en estacas maduras y juveniles (paréntesis) de cuatro especies de *Bursera*. Tamaño de muestra corresponde al del Tabla 2. NE: No evaluado. No se presentaron diferencias significativas en ninguno de los casos.

Especie	Variable	Tipo		Colecta	
		Ind. Adulto	Ind. Juvenil	Marzo	Mayo
<i>B. glabrifolia</i>	Nr	11.9 ± 9.3***	7.9 ± 5.7***	10.5 ± 8.6	8.1 ± 5.6
	Longitud	9.5 ± 7.9	12.8 ± 9.1	8.7 ± 7.2***	14.9 ± 9.4***
	Diámetro	1.1 ± 0.5	1.3 ± 0.6	1.0 ± 0.5**	1.4 ± 0.7**
	N	40	70	58	52
<i>B. copallifera</i>	Nr	4.2 ± 3.2***	8.7 ± 6.8***	6.4 ± 6.1	8.3 ± 6.4
	Longitud	5.7 ± 4.3*	12.5 ± 7.5*	8.2 ± 6.9	12.9 ± 7.1
	Diámetro	1.2 ± 0.5	1.3 ± 0.7	1.2 ± 0.4	1.5 ± 0.9
	N	17	33	29	21
<i>B. linanoe</i>	Nr	3.3 ± 2.3	3.6 ± 2.5	3.7 ± 2.9	3.5 ± 2.3
	Longitud	16.5 ± 11.2	19.4 ± 11.5	18.2 ± 9.6	19.5 ± 12.1
	Diámetro	1.4 ± 0.7	1.9 ± 0.9	1.6 ± 0.9	1.9 ± 0.9
	N	6	50	14	41

Tabla 4. Número de raíces (Nr), longitud y diámetro (promedio ± d.e.) de de las estacas enraizadas de tres especies de *Bursera* por estadio ontogenético del árbol fuente y mes de colecta. Efecto del factor sobre las variables analizadas \* ( $P < 0,05$ ), \*\* ( $P < 0,01$ ) y \*\*\* ( $P < 0,001$ ).

Los registros de tamaño y posición de la estaca sólo se tomaron en la colecta de marzo, por lo que su efecto en la formación de raíces sólo se evaluó en esta muestra. La comparación del tamaño de las estacas muestra que los intervalos de longitud y diámetro de todas las estacas no difirieron de los de aquéllas que presentaron raíces (Tabla 5), lo que sugiere que diferencias pequeñas en las dimensiones no tienen un efecto importante en la capacidad de formar raíces.

En *B. glabrifolia* y *B. copallifera*, especies con el mayor número de datos registrados, la correlaciones entre la altura o el diámetro y el número de raíces no fueron significativas ( $R = 0.05$  y  $0.35$  g. l. 55 en *B. glabrifolia* y  $R = 0.25$  y  $0.24$  g. l. 28 en *B. copallifera*, respectivamente). El bajo número de estacas con raíces en *B. lancifolia* y *B. linanoe* no permitió realizar este análisis.

	Total			Con raíces		
	Longitud	Diámetro	N	Longitud	Diámetro	N
<i>B. glabrifolia</i>	14.6 - 35	6.3 - 19	146	14.6 - 35	6.3 - 16.6	58
<i>B. copallifera</i>	17.7 - 34.5	6 - 26.9	122	18 - 30.5	6.6 - 26.9	30
<i>B. linanoe</i>	22.5 - 37.7	6.1 - 21.4	145	23.5 - 31.9	8 - 18.5	15
<i>B. lancifolia</i>	16 - 30.2	7.9 - 27.6	102	17 - 29	9.1 - 19.4	12

Tabla 5. Intervalos de longitud (cm) y diámetro (mm) del total de estacas colectadas y de las que desarrollaron raíces de cuatro especies del género *Bursera*.

Las diferencias en las dimensiones de los dos tipos de estacas (adultos y juveniles) fueron significativas en el caso del diámetro tanto en *B. linanoe* como en *B. copallifera* ( $t = 5.6$  y  $t = 2.6$ ;  $P = \leq 0.05$  respectivamente), lo que se debe a las diferencias evidentes de grosor entre las ramas de individuos adultos y juveniles, siendo menor en las segundas. No se encontraron diferencias significativas en la altura de las estacas de estas especies ni en las dimensiones de *B. glabrifolia*.

No se observó un efecto importante de la posición de la estaca en la formación de raíces, ya que se desarrollaron raíces en estacas de segmentos terminales, centrales y basales de las ramas en proporciones similares. Sin embargo, debido a que el número de estacas de cada segmento no fue balanceado y estuvo sujeto a la disponibilidad de

las mismas, no fue posible realizar un análisis estadístico por lo que esta apreciación se basa sólo en observaciones.

### Efecto del árbol fuente

Al considerar el posible efecto de los árboles madre o árboles fuente en la capacidad de las estacas para formar raíces se observaron diferencias claras. Mientras que en algunos individuos no se desarrollaron raíces en ninguna estaca, en otros se alcanzaron porcentajes altos de enraizamiento. Estas diferencias se presentaron en todas las especies, tanto en estacas juveniles como maduras, pero fueron menos marcadas en las primeras (Figuras 3 y 4).

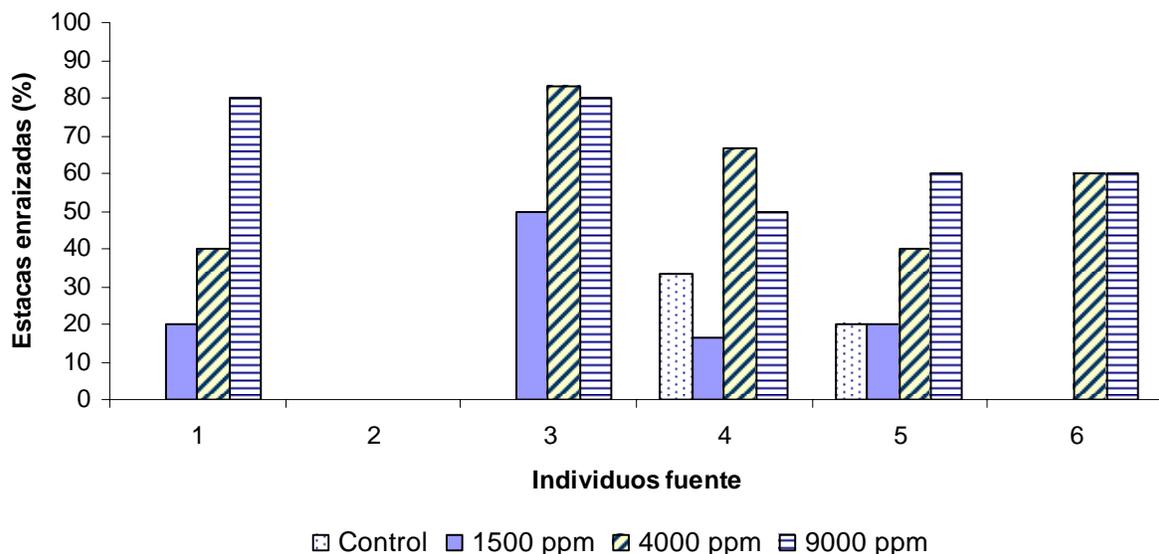


Figura 3. Desarrollo raíces en estacas provenientes de diferentes individuos fuente (adultos) de *B. glabrifolia* con diferentes concentraciones de AIB. N = 5 estacas por individuo en cada tratamiento.

En estacas maduras de *B. copallifera* los porcentajes de enraizamiento entre individuos variaron entre 0 y 29%, estos valores fueron de entre 0 y ~20% en *B. linanoe* y *B. lancifolia*; en general, se obtuvieron raíces en estacas de 2-3 individuos de la muestra, que en general consistió de cinco árboles. En el caso de *B. glabrifolia*, especie con el mayor número de estacas enraizadas, las diferencias entre individuos adultos son más evidentes en los controles y con la concentración baja de AIB, mientras que en las

concentraciones altas las diferencias entre los individuos son menos conspicuas (Figura 3). Este efecto no se pudo observar en juveniles debido a que las comparaciones en la capacidad de formar raíces entre individuos se realizaron con base en los resultados obtenidos en la colecta de mayo, que presentaba un mayor tamaño de muestra pero en la cual solo se había aplicado un tratamiento de AIB.

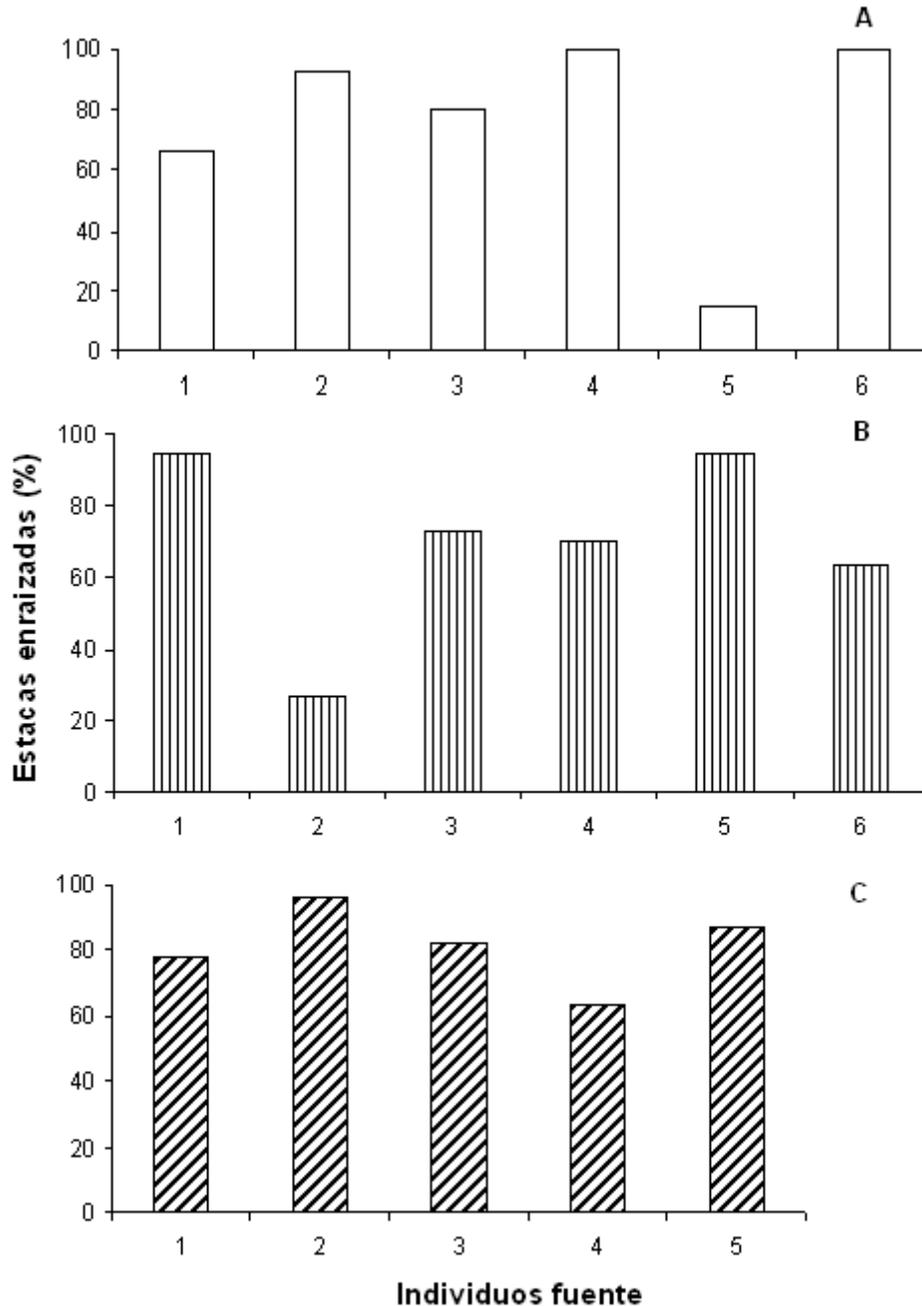


Figura 4. Desarrollo raíces en estacas provenientes de diferentes individuos fuente (juveniles) de A- *B. glabrifolia*, B- *B. copallifera* y C- *B. linanoe*. Estacas colectadas en mayo, N = ~20 estacas por individuo y tratamiento = 4000 ppm en *B. copallifera* y 9000 ppm en *B. glabrifolia* y *B. linanoe*.

## **Desarrollo de callo**

La especie que registró mayores porcentajes de formación de callo fue *B. lancifolia* ( $\geq 80\%$ ) con concentraciones intermedias (1500-4000 ppm) de AIB; en las demás especies, con magnitudes mucho menores, se registraron los mayores porcentajes de callo en el tratamiento control: 19.4% en *B. glabrifolia*, 37.5% en *B. copallifera* y 40% en *B. linanoe*. No hubo una asociación clara entre la formación de callo y de raíces, ya que aunque la mayoría de las estacas con callo no registraron desarrollo de raíces posteriormente, sí se presentaron ambos en algunas estacas.

## **Propagador**

El efecto del propagador sólo se pudo evaluar en las estacas colectadas en noviembre, pues en marzo y mayo las condiciones de riego probadas (aunadas probablemente a las altas temperaturas) favorecieron la aparición de hongos y la pudrición de las estacas.

En noviembre, el propagador tuvo un efecto positivo en la formación de raíces en las tres especies estudiadas. En *B. glabrifolia* el 100% de las estacas con AIB desarrollaron raíces en el propagador, contra un 12% de las estacas con AIB plantadas en bolsa. Adicionalmente, el 25% de las estacas sin AIB enraizaron en el propagador, mientras que en bolsa esta cifra fue del 4%.

En *B. copallifera* el porcentaje de enraizamiento en el propagador fue de 50% con AIB y de 0% sin AIB, mientras que en las estacas en bolsa estos porcentajes fueron de 4% y 0% respectivamente. En *B. lancifolia* 6% de las estacas formaron raíces con AIB en el propagador, mientras que tanto las del grupo control como todas las plantadas en bolsa no las presentan.

## **DISCUSIÓN**

La formación y el desarrollo de raíces estuvieron claramente influenciados por la temporada de colecta y el tipo de estaca utilizada. Los mejores porcentajes de enraizamiento obtenidos fueron altos en tres de las cuatro especies estudiadas, 75%

en *B. glabrifolia*, 87.5% en *B. copallifera* y 81.4% en *B. linanoe*, mientras que en *B. lancifolia* fueron muy bajos (15.4%). Estos resultados son muy alentadores en relación a los reportados en estudios previos que usaron estacas pequeñas para la propagación de este género: ~0% en *B. simaruba* (García, 2002), ~0% en *B. cuneata* (Gutiérrez, 2007) y 27-70% en otras especies del género (Bonfil et al., 2007). Sólo en el caso de *B. lancifolia* se han reportado mejores resultados en otro trabajo (Bonfil et al., 2007).

La gran mayoría de las estacas que enraizaron formaron yemas u hojas, y posiblemente raíces entre el primero y segundo mes de observación. A su vez, el número de estacas con raíces registradas en la primera evaluación, a las 11 semanas de la siembra, no difirió considerablemente del registrado en la segunda, a las quince semanas; lo que nos indica que un periodo de dos meses y medio es suficiente para la formación de raíces en *B. glabrifolia*, *B. copallifera* y *B. linanoe*.

#### *Efecto de la aplicación de AIB*

La habilidad de las auxinas para promover el enraizamiento en estacas de tallo ha sido documentada en otras especies tropicales (Aminha et al., 1995; Mesén et al., 1997; Eganathan et al., 2000; Negash, 2002; Tchoundjeu et al., 2002; Negash., 2003; Husen y Pal, 2007), y su efecto se ha atribuido a que inducen un aumento en el transporte de carbohidratos hacia la base de las estacas (Hartmann et al., 1997). Sin embargo, la respuesta a diferentes concentraciones de auxinas no presenta un patrón general, y la concentración óptima para obtener una mayor formación de raíces depende de la especie, e incluso de su interacción con otras variables como la temporada de colecta (Swamy et al., 2002; Krisanti et al., 2006) y el tipo de estaca utilizado (Negash, 2002; Husen y Pal, 2007).

El patrón general observado en este estudio fue una relación positiva entre la concentración de AIB y la formación de raíces (Figuras 1 y 2). A pesar de que la interacción especie tratamiento no fue significativa, se observaron diferencias en la respuesta al AIB. En *B. linanoe* los mayores porcentajes de enraizamiento se observaron con la mayor concentración de AIB (9000 ppm), mientras que en *B.*

*copallifera* y *B. glabrifolia* la concentración óptima de la auxina varió, dependiendo del tipo de estaca utilizada, entre 4000 y 9000 ppm. Estos resultados difieren de los reportados por Bonfil et al. (2007), quienes reportaron mayores porcentajes de enraizamiento en estacas de *B. glabrifolia* y *B. copallifera* sin AIB (~60% y ~35%, respectivamente) que en las que se aplicaron concentraciones de 1500 o 10000 ppm. En *B. lancifolia*, por el contrario, encontraron un efecto positivo de la aplicación de la auxina con un porcentaje de ~40% de enraizamiento en el tratamiento de 10000 ppm.

Es probable que estas diferencias puedan explicarse parcialmente por las condiciones en que se realizaron los experimentos, ya que en el trabajo anterior se usó AIB en polvo y las estacas se mantuvieron a cielo abierto en un vivero rural, mientras que en el presente estudio se usó la auxina en solución y las instalaciones usadas permitieron mantener una humedad más constante (por el riego automático y el espacio cerrado) y una menor radiación. Todo ello apunta a un mejor control de las condiciones experimentales en este estudio. Además, en este caso los efectos positivos de la aplicación de auxinas fueron consistentes en todos los ensayos, tanto en los realizados en la temporada seca con adultos y juveniles, como en los realizados en el propagador en las estacas colectadas en noviembre. En el caso de *B. lancifolia* es probable que las diferencias entre ambos estudios estén relacionadas con variaciones en la fecha de colecta y el estado fenológico de las estacas (ver más abajo).

Algunos estudios han reportado un efecto negativo en la supervivencia de las estacas con concentraciones altas de AIB [ $\geq 0.4\%$  (4000 ppm) IBA en Ofori et al., 1996; 1000 mg l<sup>-1</sup> (1000 ppm) IBA y ANA en Puri y Verma, 1996;  $\geq 0.8\%$  AIB (8000 ppm) en Negash, 2002], pero en este caso las concentraciones usadas no alcanzaron un nivel de toxicidad para las plantas. Las estacas no enraizadas de los diferentes ensayos se mantuvieron verdes e incluso con yemas (en el caso de *B. lancifolia*) aún cuatro meses después de la siembra, y la mortalidad observada se puede adjudicar a condiciones de estrés hídrico por la falta de desarrollo de raíces y al efecto de plagas.

La aplicación de AIB tuvo un efecto importante en el número de raíces que produjo cada estaca. En tres especies (*B. glabrifolia*, *B. copallifera* y *B. linanoe*) las diferencias más importantes se produjeron entre las concentraciones de 4000 y 9000 ppm por un lado, y las de 0 y 1500 ppm por el otro; en estas últimas el número de raíces fue notablemente menor (Tabla 2). Sin embargo, las diferencias en el diámetro y la longitud de la raíz más desarrollada de cada estaca no fueron significativas (Tabla 4), lo que muestra que la hormona influye decisivamente en la producción de raíces, pero una vez que éstas se han producido, no causa diferencias en el tamaño o la forma de las mismas.

Se han reportado casos en que la concentración de auxina que induce un mayor porcentaje de estacas enraizadas también genera un mejor desarrollo de las raíces (Bhardwaj et al., 2003), y otros en donde el efecto de la hormona difiere según la variable que se evalúe (Aminha et al., 1995; Palanismay et al., 1998; Tchoundjeu et al., 2002). En este estudio el mayor número de raíces por estaca se observó en los tratamientos donde también se registró el mayor número de estacas con raíces (Figuras 1 y 2), lo que resalta el efecto positivo de la aplicación de auxinas en la formación de raíces en las especies estudiadas.

#### *Efecto del estadio ontogenético (edad) de los individuos fuente*

La formación de raíces fue mayor en estacas provenientes de individuos juveniles en comparación con las que fueron colectadas de individuos maduros (Tablas 1 y 2); resultados similares se han reportado para *Prosopis cineara* (Arya et al, 1994), *Inga feuillei* (Brennan y Mudge, 1998), *Juniperus procera* (Negash 2002) y *Ulmus villosa* (Bhardwaj y Mishra, 2003).

El efecto de la aplicación de las diferentes concentraciones de auxinas dependió fuertemente del tipo de estaca y la especie: en *B. glabrifolia*, las diferencias en los porcentajes de enraizamiento entre el mejor tratamiento de AIB y el control en estacas maduras fue de ~50%, mientras que en estacas juveniles fue de 0%; un mayor efecto de la aplicación de AIB en estacas maduras también se ha reportado en *J. procera*

(Negash, 2002). En cambio, en *B. copallifera* y *B. linanoe*, esta diferencia se incrementó en estacas juveniles (75% y ~26%, respectivamente) en comparación con estacas maduras (23% y ~8%, respectivamente); resultados similares se han reportado en *Robinia pseudoacacia* y *Grewia optiva* (Swamy et al., 2002). El efecto de la edad de la estaca en el desarrollo de la raíz no fue importante, con excepción de *B. copallifera*, en la cual el número de raíces y la longitud fueron significativamente mayores en estacas juveniles (Tabla 4).

El factor de juvenilidad ha sido señalado como determinante en la capacidad de desarrollar raíces en muchas especies, y su efecto se ha atribuido a diversos factores, entre los que destacan (Leopold y Kriedemann, 1975; White y Lovell, 1984 en Negash, 2002): 1) una disminución en el contenido de auxinas con la edad, 2) un incremento en el tejido lignificado que previene cambios morfológicos, 3) presencia de canales resinosos, células esclerénquimatosas y trazas de ramas que disminuyen la cantidad de tejido parenquimatoso y con ello la aparición de primordios, 4) una mayor formación de sustancias que inhiben la formación de raíces a medida que el tejido madura (Hartmann et al., 1997) 5) niveles óptimos de azúcares y carbohidratos totales y bajos niveles de N (Bhardwaj y Mishra, 2003).

En este caso, es probable que las diferencias en el efecto del AIB entre especies y tipos de estacas, estén relacionadas con los niveles endógenos de auxinas que se encuentren en los tejidos. Así, en *B. glabrifolia* los niveles deben ser altos en ambos tipos de estacas, más en las juveniles, las cuales desarrollaron raíces incluso sin la aplicación de AIB. En cambio, en *B. copallifera* y *B. linanoe* los niveles endógenos de auxinas probablemente eran menores tanto en estacas adultas como juveniles, y en estas últimas la aplicación exógena de la auxina provocó un mayor desarrollo de raíces debido a una interacción con otros factores asociados a la juvenilidad.

Es importante resaltar que la mayoría de estudios que comparan la formación de raíces entre individuos juveniles y maduros utilizan como fuente de tejidos juveniles plantas de corta edad y tamaño, lo que implica que sólo se puede obtener un número bajo de

estacas por individuo (Arya et al., 1994; Negash, 2002; Bhardwaj y Mishra, 2003). En este estudio, los individuos usados como fuente de material juvenil tenían entre 2 y 3 m de altura y un tallo altamente ramificado, lo que permitió tomar un número alto de estacas por individuo. Aunque no se conoce con seguridad si los individuos fuente habían sido manejados anteriormente, la morfología del tallo sugiere que habían sido podados y habían rebrotado; la habilidad para regenerarse a partir de rebrotes se ha reportado en otras especies del género como respuesta al disturbio (Miller, 1998). Las estacas tomadas de rebrotes son deseables para la propagación vegetativa, debido que el efecto de poda prolonga la juvenilidad de los tejidos de un individuo hacia la base del tallo y permite mantener una fuente constante de estacas (Landis, 1998).

#### *Efecto de la fecha de colecta*

Los resultados obtenidos mostraron que el estado fenológico de los individuos fuente al momento de la colecta es también un factor determinante, ya que se presentó una mayor formación de raíces cuando la colecta se realizó en la época seca (marzo y mayo) en relación a la que se realizó a finales de la temporada de lluvias (noviembre) en todas las especies.

Las diferencias en la habilidad de formar raíces en estacas colectadas en diferentes temporadas se atribuyen a variaciones en las concentraciones de carbohidratos en los tejidos, el contenido endógeno de auxinas y la actividad enzimática (Nanda y Anand, 1969, Danthu et al., 2002; Bhardwaj y Mishra, 2003). En especies que presentan una estacionalidad en el crecimiento asociada a condiciones ambientales, se han observado mejores porcentajes de enraizamiento en la primavera, cuando finaliza la época de dormancia, se acerca la temporada de crecimiento y se presenta una movilización de carbohidratos y una mayor actividad enzimática.

En algunas especies la mayor formación de raíces coincide con el momento de emergencia de nuevas hojas y ramas (*Populus nigra* en Nanda y Anand, 1969; *Dalbergia disso* en Puri y Verma, 1996), mientras que en otras esta respuesta se presenta poco antes de que se inicie el desarrollo de nuevos tejidos (*Azadirachta indica*

y *Pongamia pinnata* en Palanisamy et al., 1998; *Ulmus villosa* en Bhardwaj y Mishra, 2003). En invierno, época cuando las yemas se encuentran en dormancia y la planta presenta una baja actividad metabólica se presentan los menores porcentajes de enraizamiento. La acumulación de carbohidratos se encuentra relacionada con el aumento en la temperatura que se presenta en la primavera y que induce su movilización, de forma que pueden ser usados en la formación de nuevos rebrotes (Puri y Verma, 1996; Kibler et al., 2004b).

En el presente estudio se obtuvieron buenos resultados al usar estacas en estado total de latencia, poco antes de que se iniciara el desarrollo de nuevos tejidos, cuando las temperaturas ya son más altas que en invierno. Es probable que el éxito fuera mayor en este caso que de haber usado estacas con cierto desarrollo de hojas o flores, a juzgar por los resultados obtenidos con *B. lancifolia*, especie en que se obtuvieron bajos porcentajes de enraizamiento asociados con el hecho de que las estacas presentaban frutos incipientes al momento de la colecta (marzo). Bonfil et al. (2007) obtuvieron mejores resultados con esta especie usando estacas en estado latente.

El final del periodo de latencia, cuando empiezan a movilizarse las reservas puede variar ligeramente entre años, al depender de las condiciones climáticas, y entre especies, como en este caso. Esto se ilustra por el hecho de que no se encontraron diferencias relevantes en el porcentaje de enraizamiento entre las dos fechas de colecta en la misma temporada (marzo y mayo), en *B. glabrifolia* y *B. copallifera*, mientras que en *B. linanoe* sí se registró un aumento notable en la respuesta de las estacas colectadas en mayo en relación a las de marzo. Dado que *B. linanoe* se colectó en una localidad relativamente más seca que las otras dos especies, es posible que la actividad metabólica de los individuos se inicie posteriormente.

Otro factor que puede influir en la formación de raíces es la presencia de hojas, las cuales aportan recursos por la fotosíntesis pero pueden incrementar la pérdida de agua a través de la transpiración y limitar la formación de raíces por el estrés hídrico resultante. En este estudio, sólo las estacas colectadas en noviembre tenían hojas, y

su número se redujo a dos al momento de montar el experimento; después de dos semanas, todas las estacas habían perdido sus hojas aunque aquellas que se encontraban en el propagador desarrollaron unas nuevas rápidamente. En éste, a diferencia de lo observado en el invernadero, también se registraron porcentajes de enraizamiento cercanos o mayores a los obtenidos en la temporada seca, probablemente asociados con las condiciones de mayor humedad relativa y temperatura basal dentro del propagador. Los valores de los registros de temperatura y humedad relativa dentro del invernadero fueron mayores en el periodo de mayo-septiembre que entre octubre y febrero, periodo en el que transcurrió el desarrollo de las estacas colectadas en noviembre. Estos resultados indican que en estacas colectadas al final de la temporada de crecimiento, es necesario mantener condiciones de mayor temperatura y humedad relativa, lo que puede inducir una mayor actividad metabólica y disminuir las condiciones de estrés hídrico.

En el caso de *B. glabrifolia*, el mayor enraizamiento registrado en el propagador (100%) no implica una mayor habilidad de formar raíces de las estacas en comparación con las colectadas en la temporada seca, más bien sugiere que las condiciones de alta humedad relativa mantenidas en el ambiente de propagación y el uso de auxinas puede resultar en altos porcentajes de éxito independientemente de la fecha de colecta.

En las estacas colectadas en la época seca se encontró una asociación positiva entre la aparición de yemas y hojas y la formación de raíces en *B. glabrifolia* y *B. copallifera*. Se ha reportado que el crecimiento del tallo y el desarrollo de hojas pueden disminuir el enraizamiento como resultado de la competencia por recursos entre hojas y raíces (Mesén et al., 1996; Kibler et al. 2004b; Ofori et al., 2006), sin embargo, también se han encontrado casos en donde se presenta una relación positiva en el desarrollo de ambos tipos de tejidos, para lo que no se tiene una explicación clara (Tchigio y Duguma, 1998; Dick et al., 1999). La formación de hojas se ha interpretado como un indicador de actividad metabólica, reflejo del desarrollo de primordios de hojas preexistentes en el momento de la colecta, más no como un proceso que se haya dado

de forma paralela con la formación de raíces, la cual sugieren se da posteriormente; también se ha sugerido que el desarrollo de hojas y tallo se deba a una rápida formación de raíces que tuvo como consecuencia el crecimiento de tejidos aéreos. En las especies estudiadas la primera explicación parece más convincente, pues el desarrollo de hojas se inició dos semanas después del establecimiento (probablemente antes de que hubiera raíces) y se prolongó durante toda la etapa de invernadero. Adicionalmente se registró que las estacas que presentaban un mayor desarrollo de hojas presentaron también un mayor desarrollo de raíces, lo cual sugiere que no hubo una competencia fuerte por recursos entre ambos tejidos.

#### *Posición y tamaño de la estaca*

La posición de la estaca en la rama y sus dimensiones se han relacionado tanto con la cantidad de carbohidratos disponibles para la formación de raíces como con la lignificación del tallo, ambos factores limitantes para la formación de raíces (de Andres et al., 1999; Leakey et al., 1992). En algunas especies se ha reportado que en estacas basales e intermedias, por lo general con mayores dimensiones que las apicales, se presenta una mejor formación de raíces, atribuida a un mayor contenido de carbohidratos (Dick et al., 1999; Bhardwaj y Mishra, 2003; Husen y Pal, 2007); por el contrario, las estacas apicales pueden presentar un carácter herbáceo, un menor contenido de recursos y una menor lignificación, rasgo que puede aumentar la probabilidad de desecación (Danthu et al., 2002). En *B. bicolor* se ha atribuido el escaso desarrollo de raíces a la presencia de una corteza dura, muy lignificada (Bonfil et al., 2007). También se ha reportado que los efectos de la posición de la estaca en la rama de la que se obtuvo varían según la variable evaluada, ya sea porcentaje de estacas enraizadas o desarrollo de la raíces (Rieckermann et al., 1999; Husen y Pal, 2007).

En este estudio no se observó un patrón claro debido a la posición de la estaca en la rama, por lo que no hay una posición o tamaño óptimo, y todas las ramas terminales pueden usarse para la propagación de las especies estudiadas, al menos dentro de los intervalos de tamaño usados en este trabajo; resultados similares se han observado en

*Cordia alliodora* (Mesén et al. 1996). Cabe anotar que la posición de las estacas en la rama también está asociada con diferencias en la juvenilidad de los tejidos. Con base en observaciones cualitativas, se puede señalar que las estacas utilizadas en el presente trabajo se desarrollaron durante las dos últimas temporadas de crecimiento, por lo que las diferencias (a este nivel) en la edad de los tejidos vegetales no fueron importantes en la habilidad para formar raíces.

#### *Desarrollo de callo*

La relación entre la formación del callo y el desarrollo de raíces en estacas leñosas no es clara; su importancia como inductor de primordios de raíz depende de la disponibilidad de yemas en los tallos y en otros casos de la técnica de propagación, en especial cuando se realizan heridas que pueden inducir la formación de este tipo de tejido no diferenciado (Hartmann et al., 1997).

Aunque en este estudio se reportaron altos porcentajes de formación de callo en los tratamientos con baja formación de raíces, también se presentaron muchas estacas que formaron ambos tipos de tejido. Es probable por tanto que las raíces se desarrollaran más a partir de primordios que de callos. En *B. simaruba* García (2002) encontró valores de formación de callo de 93% y de 4% de raíces, sin una correlación positiva entre ambos; mientras en otras especies de *Bursera* se reportaron altos porcentajes de formación de callo en especies que también mostraron altos porcentajes de formación de raíces, lo que sugiere una relación entre ambos, aunque hay algunas especies que sólo presentaron una alta formación de callos (Bonfil et al., 2007).

#### *Efecto del árbol fuente*

Finalmente, un factor que resultó relevante fue el árbol fuente, ya que se encontraron diferencias importantes en la capacidad de desarrollar raíces en estacas provenientes de distintos árboles (Figuras 3 y 4). En las estacas de juveniles las diferencias debidas a este factor fueron menores que en las de adultos, en las cuales se presentaron algunos individuos en los que ninguna estaca produjo raíces, independientemente del tratamiento. Puede observarse que en la especie con mejores resultados (*B. glabrifolia*,

Figura 4) las diferencias entre individuos adultos fueron entre 0 y 80%, mientras que entre juveniles el intervalo fue de 15 a 100%. En esta especie se observó también que la respuesta a diferentes concentraciones de AIB estuvo modulada por el árbol fuente: en los tratamientos control y 1500 ppm de AIB las diferencias fueron más marcadas que cuando se usaron 9000 ppm (Figura 4), lo que sugiere que las diferencias entre individuos se atenúan cuando se usan altas concentraciones de hormonas.

Otros estudios que han reportado diferencias en la habilidad de formar raíces de diferentes clones son los realizados en *Triplochiton scleroxylon* (Leakey et al., 1982), *Cordia alliodora* (Mesén et al., 1996), *Leucaena leucocephala* (Dick et al., 1999), *Liquidambar styraciflua* (Rieckermann et al., 1999) y *Backoussia citriodora* (Kibler et al., 2004a). Estas diferencias pueden ser atribuidas a diferentes factores: 1) el contenido endógeno de auxinas varía entre individuos (Leakey et al., 1982); 2) diferencias en condiciones micro-climáticas entre individuos –en *T. scleroxylon* hay cambios en la habilidad de formar raíces en estacas de individuos fuente sometidos a diferentes condiciones lumínicas (Leakey y Storeton-West, 1992) – y, 3) diferencias genéticas, las cuales han sido menos estudiadas (Hassig, 1982). Las diferencias encontradas entre clones en este estudio no pueden asociarse a un factor específico, por lo que sería importante establecer, en futuros estudios, si las diferencias encontradas se deben a factores ambientales (incluida la historia de manejo previo de los árboles, i.e., establecer si son rebrotes) o a factores genéticos. A su vez, la categorización de los individuos fuente en juveniles y adultos fue cualitativa, y no se conoce con seguridad la edad de cada uno. Aunque pudo haber diferencias de edad dentro de cada estadio ontogenético, no sabemos si éstas influyeron en su habilidad para formar raíces.

En el caso de las especies dioicas, las diferencias en la habilidad de formar raíces también pueden estar asociadas al sexo. En *Taxus cuspidata* se registró un mayor porcentaje de enraizamiento en estacas provenientes de individuos fuente femeninos en comparación con individuos masculinos, aunque el efecto estuvo confundido en la variación clonal (Davidson and Olney, 1964 en Mitchell, 1997), por lo que la variación individual podría ser más importante que la variación entre sexos. En este estudio, sin

embargo, no se registró el sexo de todos los individuos fuente usados por lo que no es posible hacer observaciones respecto a este factor.

## CONCLUSIONES

Los resultados indican que *B. glabrifolia*, *B. copallifera* y *B. linanoe* tienen una alta habilidad de formar raíces y su propagación a partir de estacas es exitosa.

Para obtener mejores resultados se recomienda usar estacas provenientes de individuos juveniles y aplicar AIB en solución, aunque la concentración óptima depende de la especie (Tabla 6).

La fecha más adecuada para la colecta de las estacas es hacia el final de la temporada seca, antes de que se inicie el desarrollo de yemas florales o foliares. En *B. linanoe* pequeñas diferencias en la fecha de colecta en la temporada seca fueron más relevantes que en las otras dos especies.

Especie	Tipo material vegetal	[AIB] – Solución	Temporada de colecta
<i>B. glabrifolia</i>	Juvenil	No es necesario usar AIB para inducir el enraizamiento, sin embargo, el número de raíces es mucho mayor usando una concentración de 4000 ppm.	marzo – mayo
<i>B. linanoe</i>	Juvenil	9000 ppm	Mayo
<i>B. copallifera</i>	Juvenil	4000 ppm	marzo – mayo

Tabla 6. Protocolo recomendado para la propagación vegetativa de tres especies del género *Bursera*.

El desarrollo de raíces estuvo relacionado con el individuo fuente, por lo que se recomienda tomar estacas de un alto número de individuos para disminuir el efecto de la variabilidad individual.

En ambientes de propagación sujetos a cambios estacionales de humedad relativa y temperatura la propagación es exitosa sólo durante la temporada seca, mientras que

en ambientes controlados y con uso de AIB los resultados obtenidos al propagar estacas de *B. glabrifolia* y *B. copallifera* colectadas a finales de la temporada de lluvias fueron similares a los obtenidos con estacas colectadas en la temporada seca.

## **ESTABLECIMIENTO Y CRECIMIENTO INICIAL DE PLANTAS DE TRES ESPECIES DEL GÉNERO *BURSERA* PRODUCIDAS POR ESTACAS**

### **INTRODUCCIÓN**

En la restauración de los bosques tropicales secos (BTS) la estacionalidad de la precipitación genera condiciones ambientales más drásticas que las que se presentan en zonas más húmedas, por lo que las acciones de reforestación con especies nativas enfrentan desafíos particulares, que requieren del desarrollo de métodos específicos de propagación, reintroducción y seguimiento específicos, que permitan incrementar el éxito en el establecimiento (Lugo, 1988; Brown y Lugo, 1994). La principal barrera para la regeneración de los BTS es el estrés hídrico, en especial el que enfrentan las plantas durante la primera temporada de sequía (Gerhardt, 1995; McLaren y McDonald, 2003; Burgos, 2004). Otros factores limitantes, también asociados a la estacionalidad, son la disponibilidad de nutrientes y de luz, los cuales, como consecuencia en los cambios en el dosel a lo largo del año, presentan una distribución heterogénea en el espacio y el tiempo (Khurana y Singh, 2001; Ceccon et al., 2006).

La baja disponibilidad de agua en el suelo se traduce en bajos niveles de reclutamiento, debidos más a la alta mortalidad de plantas que a una baja germinación (Gerhardt, 1993; Gerhardt, 1995; Ray y Brown, 1995; Khurana y Singh, 2001; McLaren y McDonald, 2003). En México, las diferencias en las tasas de supervivencia y crecimiento de plantas introducidas en los proyectos de restauración de bosques secos, se encuentran relacionadas con diferencias en las condiciones del suelo en relación con su historia de uso, tiempo de abandono y topografía. En zonas con poca degradación de suelo y condiciones hídricas favorables se han reportado valores de supervivencia altos, ~ 80%, (Arriaga et al., 1994, González, 2002), mientras que en zonas con historia de uso prolongada la supervivencia se encuentra entre el 10 y 40%, e incluso se han reportado valores cercanos a 0% en zonas con altos niveles de erosión, compactación y/o condiciones del suelo y el relieve que favorezcan la inundación (Arriaga et al, 1994; Ulloa, 2005; Galindo, 2006; Barajas, 2007; Ayala,

2008). También se ha reportado que la orientación de la ladera y las variaciones interanuales en la precipitación influyen en el contenido de agua en el suelo y en la supervivencia de las plántulas (Janzen, 2002; Barajas, 2007).

Entre las técnicas que se han diseñado para aumentar el contenido de agua en el suelo y por ende los porcentajes de supervivencia de las especies vegetales, destaca el uso de acolchados. En la región de Chamela, México, el uso de acolchados ha mostrado resultados favorables en la supervivencia y el crecimiento de plantas de diversas especies, debido a que disminuyen la temperatura del aire y el suelo, así como la radiación solar y la pérdida de agua por evaporación, sin embargo, este efecto solo se observó con acolchados sintéticos, ya que el uso de acolchados naturales trae menos beneficios en relación a la inversión necesaria para implementarlos (Barajas, 2007). Otras prácticas que han favorecido el establecimiento de las plantas en zonas perturbadas es el picado del suelo para mejorar la irrigación (Burgos, 2004), y en Puerto Rico la supervivencia de plántulas se favoreció al disminuir la competencia del sistema radicular, lo cual refleja la importancia de la competencia por humedad y nutrientes en el establecimiento de plantas (Gerhardt, 1995).

La diversidad de estrategias para acceder a los recursos puede determinar diferencias entre las especies que se reclutan en los diferentes ambientes que se generan después de un disturbio. Se ha reportado que especies de rápido crecimiento, generalmente de etapas sucesionales tempranas, se asocian con suelos ricos, como los que frecuentemente se encuentran después de un disturbio, ya que su plasticidad en el crecimiento les permite responder rápidamente a aumentos en la disponibilidad de recursos, aunque también son más susceptibles a las reducciones en los mismos (Huante et al., 1995a; Huante et al., 1995b; Paz, 2003), y despliegan una mayor superficie de captura de recursos bajo el suelo (Ricaño, 2007). Por el contrario, las especies de crecimiento lento, generalmente asociadas a etapas sucesionales tardías, presentan una baja capacidad de respuesta a los cambios en la disponibilidad de recursos, son más tolerantes a sitios con bajo contenido de nutrientes (Montes, 2006), presentan una reducción en la capacidad de captura de luz, así como atributos

morfológicos que reducen el riesgo de pérdida de tejido productivo y un sistema radicular más grueso, asociado a una mayor capacidad de almacenar recursos (Pineda, 2007; Ricaño, 2007).

Otros factores que limitan la regeneración en sitios perturbados son la baja disponibilidad de propágulos, que resulta del aislamiento respecto a parches de bosques conservados (Wijdeven y Kuzee, 2000) y la falta de sitios seguros para la germinación, lo que puede deberse a la alta depredación de semillas en sitios sucesionales tempranos (Hammond, 1995; Janzen, 2002) o al consumo de plántulas por herbívoros, en especial roedores e insectos (Gerardht, 1998), entre otras. El tipo de depredación y su intensidad están relacionados con el ambiente, ya que en general es menor en bosques maduros o sucesionalmente tardíos, en donde cobra importancia el ataque por patógenos (Hammond, 1995).

Considerando las limitantes para la regeneración mencionadas, el desempeño de las plantas en campo depende en gran medida de la calidad de los propágulos, el tipo de material vegetal usado y la edad de la planta (Arriaga et al., 1994); factores que influyen en la resistencia de la plantas en condiciones adversas. En la restauración de bosques secos de México han predominado los estudios que han introducido plántulas provenientes de semillas, debido a las fuertes limitantes para la germinación en la siembra directa (González, 2002; Tobón, 2005; Galindo, 2006; Barajas, 2007; Ulloa, 2006; Ayala, 2008).

En especies que presentan capacidad de rebrotar, el uso de la propagación vegetativa es una herramienta que ofrece ventajas, ya que permite evadir la alta mortalidad asociada a la fragilidad de las plántulas en etapas iniciales de crecimiento (Vieira y Scariot, 2006). En bosques secos, en comparación con los bosques lluviosos, los limitantes para el establecimiento de plántulas resultan en una mayor importancia relativa de la regeneración a partir de rebrotes (Vieira y Scariot, 2006) y explican que éstos puedan llegar a dominar en las etapas tempranas de la regeneración (Sampaio et al., 2007). En bosques secos de Yucatán que se desarrollaron en plantaciones

abandonadas de henequén, se encontró que en las primeras fases de regeneración las especies que se reclutaron a partir de retoños eran proporcionalmente más importantes que las provenientes de semillas (González-Iturbe et al., 2002). En la caatinga brasileña, Figueroa *et al.* (2006) encontraron que el número de rebrotes que se produce tras un disturbio también está influido por la época de corte, siendo mayor cuando se realiza en época seca que en la de lluvias; y que la habilidad para producir rebrotes es mayor en especies de madera dura, debido a una mayor acumulación de carbohidratos y a una menor tasa de descomposición de la madera. En Jalisco, Miller y Kauffman, (1998) registraron que después de un disturbio por roza tumba y quema, el número de rebrotes que se establecieron fue mayor al de plántulas, aunque ambos presentaron altura y tasas de crecimiento similares.

El establecimiento de cercas vivas es un antecedente del uso de la propagación vegetativa en la regeneración de pastizales y su uso ha empezado a ganar importancia en las estrategias de restauración (Ray y Brown, 1995; Zahawi, 2005; Zahawi y Holl, 2008). En México, una de las especies más comúnmente usadas para establecer cercas vivas es *B. simaruba* (Rzedowsky et al., 2004, García, 2002). Existe también información sobre la propagación por estacas de otras especies del género de importancia económica, como *B. linanoe* y *B. glabrifolia*, usadas en la fabricación de artesanías y en la extracción de aceites esenciales (Hersh-Martínez et al., 2004; Hernández, 2008) y recientemente se han realizado estudios de propagación en un mayor número de especies del género (Bonfil et al., 2007).

La evaluación del establecimiento de plantas del género producidas a partir de estacas se reduce a *B. simaruba*. En zonas sujetas a restauración se han encontrado valores bajos de supervivencia en plantas provenientes de estacas pequeñas y un mayor éxito con aquéllas provenientes de semillas (Ray & Brown, 1995;) y de estacas de más de dos metros de longitud (Messenger et al., 1997; Zahawi, 2005; Zahawi y Holl, 2008). Sin embargo, es necesario realizar más ensayos que involucren una mayor variedad de especies y diferentes condiciones ambientales, pues *B. simaruba* se distribuye en

zonas más húmedas que la mayoría de especies del género en México (Rzedowski et al., 2004).

En este estudio se presentan los resultados de un análisis preliminar sobre el desempeño de plantas producidas por estacas de tres especies del género *Bursera*, en términos de su crecimiento y supervivencia. Con el fin de tener una estimación de las variaciones en su desempeño en distintas condiciones, se realizó además una comparación de estas variables en dos sitios diferentes para cada especie. Se espera que los resultados obtenidos permitan evaluar su potencial para la restauración de bosques tropicales secos de México a una escala mayor.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo General**

Evaluar el establecimiento de plantas provenientes de estacas de tres especies del género *Bursera* en dos sitios perturbados de Morelos, México.

### **Objetivos particulares**

1. Comparar el crecimiento y la supervivencia de plantas de *B. glabrifolia*, *B. copallifera* y *B. linanoe* durante la primera temporada de crecimiento (julio-noviembre 2007) en dos sitios perturbados.
2. Evaluar la supervivencia a lo largo de un año de plantas provenientes de estacas en sitios perturbados cuya vegetación original era selva baja caducifolia.

## **MÉTODOS**

El estudio se llevó a cabo entre marzo de 2007 y junio de 2008, en el noroeste del estado de Morelos, México. Entre marzo y mayo de 2007 se colectaron las estacas

(~25 cm) en la zona arqueológica de Xochicalco (*B. glabrifolia* y *B. copallifera*) y en el ejido de Chimalacatlán, en el sur de Morelos (*B. linanoe*); por ser la temporada seca los árboles se encontraban en estado de reposo. Las estacas fueron transportadas a un invernadero, en donde se les aplicó una solución de AIB, después de practicarles dos cortes longitudinales de ~3 cm en la base. Posteriormente fueron plantadas en bolsas de plástico negras con una mezcla de tierra y agrolita (1:1 v), que permanecieron durante 11-19 semanas en el invernadero del Jardín Etnobotánico del INAH en Cuernavaca, periodo durante el cual desarrollaron raíces y hojas. La temperatura promedio registrada en el invernadero fue de 24.2°C (max 42°C y min 14.1°C), la humedad relativa promedio de 75.9% (max 100% y min 26.4%), y la radiación fotosintéticamente activa en un día despejado de verano de 303.25  $\mu\text{mol}/\text{seg}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , lo que corresponde a un 23% en promedio respecto a la que se presentaba en condiciones abiertas a la misma hora (registros realizados entre 12 y 14 h). Posteriormente las estacas enraizadas permanecieron a la intemperie aproximadamente dos semanas antes de ser transplantadas, para favorecer su endurecimiento (Warrick, 2003).

Las plantas fueron transplantadas en julio de 2007 a tres sitios perturbados que originalmente estuvieron cubiertos por Selva Baja Caducifolia (SBC), y que han sido convertidos a pastizales o terrenos baldíos en zonas rurales o urbanas. En las tres localidades se presenta una estacionalidad marcada en la precipitación, con una temporada de lluvias que va de junio a octubre y una seca que generalmente se extiende de noviembre a mayo. El suelo es de origen volcánico, el tipo predominante es el Feozem háplico y el secundario el vertisol pélico, con textura lítica gruesa (SPP, 1981), aunque se registran pequeñas variaciones en la textura y la profundidad del mismo entre los sitios. Con el fin de registrar diferencias en las condiciones de temperatura y humedad durante los meses más calientes de la época seca (febrero – abril) se instaló un dispositivo que registró las fluctuaciones diarias de ambos parámetros (Hobo H8 Pro Temp/Rh) en cada localidad, el cual se ubicó a una altura de un metro sobre la superficie del suelo.

El primer sitio corresponde a la *Estación de Restauración Ambiental Barrancas del río Tembembe* (ERBRT), que se ubica en la cuenca media-alta de dicho río, y consiste de pastizales inducidos establecidos en las tierras comunales de la comunidad indígena de Cuentepec, municipio de Temixco. La plantación se estableció en un terreno con 33° de inclinación en el dorso de una ladera. Estudios en la zona describen perfiles del suelo someros (de 30-40 cm) en estas geoformas, con texturas arcillo-arenosas en el primer horizonte y arcillosas en los horizontes sub-superficiales, que dificultan el drenaje durante la temporada húmeda (Ulloa, 2006; Ayala, 2008). Se presenta un clima semicálido subhúmedo con temperatura media anual de ~21°C y precipitación anual de ~960 mm (Camacho, 2004).

El segundo sitio es un terreno baldío adyacente al *Centro de Investigación en Energía de la UNAM* (CIE), que se ubica en el municipio de Temixco. El área fue deforestada para la construcción de edificios, y se asignaron ciertas zonas para el establecimiento de áreas verdes, parte de las cuales no han sido manejadas y permanecen baldías. Para el establecimiento de la plantación se dispuso de un terreno en ladera con 42° de pendiente, cubierto con herbáceas anuales y unos cuantos árboles remanentes. El suelo presenta una profundidad de 10 a 30 cm y texturas francas en los primeros horizontes y arcillo-arenosas en los sub-superficiales. Se presenta un clima semicálido subhúmedo con temperatura media anual de 23.1°C y precipitación anual de 882 mm (estación Temixco, Clave SMN 17034).

El tercer sitio es un área cubierta por pasto que forma parte del *Jardín Etnobotánico del INAH* (JE), en Cuernavaca, Morelos. Es un terreno plano, sujeto a riegos auxiliares durante la época seca. El suelo tiene una profundidad de 70 cm y texturas francas en los primeros horizontes y arcillo-arenosas en los sub-superficiales; muestra evidencias de ser el resultado de movimiento de escombros y tierra de otras zonas, por lo que el suelo original de la zona debe estar a mayor profundidad. Se presenta un clima cálido subhúmedo con una temperatura media anual y una precipitación anual de 21.1°C y 1273.7 mm respectivamente (estación Cuernavaca, Clave SMN17005).

## **Las especies de estudio**

Las especies seleccionadas son árboles dominantes en las SBC de Morelos. *B. glabrifolia* y *B. copallifera* tienen una amplia distribución en el estado, mientras que *B. linanoe* tiene una distribución más restringida en el sur, en zonas relativamente más calientes (Hernández, 2008). Las tres especies son usadas por comunidades campesinas: *B. glabrifolia* se usa en la elaboración de artesanías (alebrijes) de madera en Oaxaca (Hernández-Apolinar et al., 2006), los frutos de *B. linanoe* se colectan para extraer aceites esenciales, y la madera se usa para artesanías elaboradas en Olinalá, Guerrero (Hersh-Martínez et al., 2004) mientras que la resina de *B. copallifera* se usa en la elaboración de copal.

## **Diseño experimental**

En julio de 2007 se plantaron alrededor de 30 estacas enraizadas con follaje de cada especie en dos sitios cada una, con un total de 70 estacas por especie y un tamaño de muestra total de 210 estacas. Las plantas de *B. glabrifolia* y *B. copallifera* se plantaron en el CIE y en la ERBRT, mientras que *B. linanoe* se plantó en el CIE y en el JE; ésta última especie no fue plantada en el ERBT debido a que su distribución se restringe al sur del estado y en esta localidad se priorizó el uso de especies locales.

Las estacas se plantaron en tresbolillo, alternando las especies, con una distancia de 1.5 m entre ellas. La altura y diámetro se registraron cuatro semanas después del trasplante al campo; y después periódicamente entre julio y noviembre; en cuanto a la cobertura, sólo se compararon los datos entre julio y octubre, el mes previo a la cosecha de estacas para la evaluación de biomasa. En el análisis se excluyeron las plantas que sufrieron algún accidente que modificó su tamaño, ya que algunas fueron accidentalmente podadas (CIE) o desenterradas por el arrastre del agua de lluvia (ERBRT). Las diferencias iniciales de tamaño de las plantas de la misma especie entre localidades se evaluaron mediante pruebas t-student y las diferencias finales mediante un AnDeVA de una vía, utilizando como covariable las medidas iniciales. Para evaluar el crecimiento (cambios de tamaño de una misma estaca entre la medida inicial y la final) se usaron pruebas t-student pareadas en cada localidad, incluyendo sólo las

estacas que permanecieron vivas. En el caso de la cobertura no se tuvieron en cuenta los valores de 0 para las comparaciones entre localidades, ni en el cálculo de los promedios, pero si en la evaluación de cambios de tamaño de un individuo entre censos (inicial y final). Los datos se transformaron previamente y cuando no se lograron normalizar, las comparaciones se realizaron mediante pruebas no paramétricas de Wilcoxon ( $t$ ) y Mann-Whitney ( $U$ ).

La supervivencia se registró periódicamente, con el fin de contar con una evaluación al final de la época de crecimiento y otra después de transcurrido un año. En esta última sólo se tomaron en cuenta desde el inicio aquellas plantas que no fueron cosechadas. Las plantas se registraron como muertas cuando el tallo se encontraba seco y no se observaba tejido vivo (verde) al raspar la corteza.

Para evaluar las tasas de crecimiento y los cambios en la asignación de biomasa se realizaron dos cosechas destructivas: la primera en junio, al finalizar el periodo de establecimiento en el invernadero (11 semanas) antes del transplante, y la segunda en noviembre, al finalizar la primera temporada de crecimiento en campo. En la primera se cosecharon ~15 individuos, y en la segunda 10-15 individuos por especie, dependiendo de la disponibilidad. Con el fin de disminuir la pérdida de raíces en la cosecha de las plantas en campo, el suelo fue humedecido antes de la extracción y las raíces se liberaron cuidadosamente con las manos. Las plantas cosechadas se llevaron al laboratorio, en donde se separaron por partes (raíz, tallo, hojas) y se secaron en hornos a 70°C durante 48 h. Adicionalmente, se midió el área foliar de cada planta (Delta-T Devices LTD) y se seleccionaron cinco hojas bien desarrolladas por individuo, las cuales fueron pesadas individualmente. En la primera cosecha las mediciones de área foliar se realizaron cuando el material vegetal ya se había secado, por lo que las hojas fueron rehidratadas para intentar revertir el posible decremento en área.

Se realizó un análisis clásico de crecimiento (Evans, 1972; Hunt, 1978), registrando las siguientes variables: biomasa, tasa relativa de crecimiento ( $\ln$  biomasa final -  $\ln$  biomasa inicial/ $t_2-t_1$ ), tasa absoluta de crecimiento (biomasa final - biomasa inicial/  $t_2-t_1$ ),

área foliar específica (área foliar/biomasa foliar), cociente de área foliar (CAF; área foliar/biomasa total), cociente de peso foliar (CPF; biomasa foliar/biomasa total) y cociente raíz/ vástago (R/V; biomasa de raíz/biomasa de la parte aérea). En el análisis se tomó como valor inicial común la muestra de estacas enraizadas tomada en el invernadero antes de la siembra en campo y como valores finales la muestra de estacas cosechadas en ambas localidades al final de la temporada de crecimiento. Las diferencias entre muestras se evaluaron mediante ANdeVAs de una vía (o en su defecto Kruskal-Wallis) para cada variable de crecimiento. Las diferencias en la supervivencia se evaluaron mediante un análisis de supervivencia con censos con una distribución de error exponencial, en el cual la variable de respuesta fue el mes en que se registró la muerte de cada planta. Los análisis se realizaron usando los paquetes estadísticos R 2.7.2 (The R Foundation for Statistical Computing) y SPSS 13.0 (Apache Software Foundation).

## **RESULTADOS**

### **Condiciones de temperatura y humedad**

Los dispositivos de temperatura y humedad registraron en la ERBRT una temperatura promedio de 22.6°C (max 39.7°C y min 8.6°C) y una humedad relativa promedio de 37.7% (max 100% y min 0%); en el JE los valores fueron de 22.4°C (max 35.7°C y min 9.4°C) y 45.7% (max 100% y min 11.3%) respectivamente; y en Temixco de 25.9°C (max 43.3°C y min 11°C), en esta localidad por daños en el dispositivo se perdieron los registros de humedad. Aunque las diferencias en temperatura promedio fueron mínimas entre la ERBRT y el JE, se observa que en la primera el intervalo de variación de la temperaturas fue más amplio, mientras que en Temixco se registran temperaturas relativamente más altas que en las dos primeras localidades.

### **Establecimiento inicial y supervivencia en campo**

Cuatro semanas después del transplante, todas las plantas permanecían vivas; el follaje se conservó en 91% de las plantas de *B. glabrifolia* y en 78% de las de *B. copallifera*, sin diferencias entre localidades; en *B. linanoe* las diferencias entre sitios

fueron más pronunciadas, ya que 91% de las plantas en el CIE y 63% en el JE conservaron las hojas.

Al finalizar la primera temporada de crecimiento (cuatro meses después del transplante, i. e., noviembre 2007) la supervivencia en campo fue relativamente alta, con una media global de 63%. Se presentaron diferencias importantes entre especies, con una mayor supervivencia de *B. linanoe*, seguida por *B. glabrifolia*, mientras que la menor correspondió a *B. copallifera*.

La comparación entre localidades mostró que la supervivencia global al finalizar la temporada de crecimiento fue mayor a 70% en el CIE y el JE, y menor en la ERBRT, particularmente en el caso de *B. copallifera* (Figura 1). Más del 80% de las plantas vivas de *B. glabrifolia* conservaban el follaje en noviembre de 2007, mientras que en *B. copallifera* se presentaron diferencias importantes entre localidades (68% en el CIE y 20% en ERBRT), que en el caso de *B. linanoe* fueron menos marcadas (97% en el CIE y 61% en el JE).

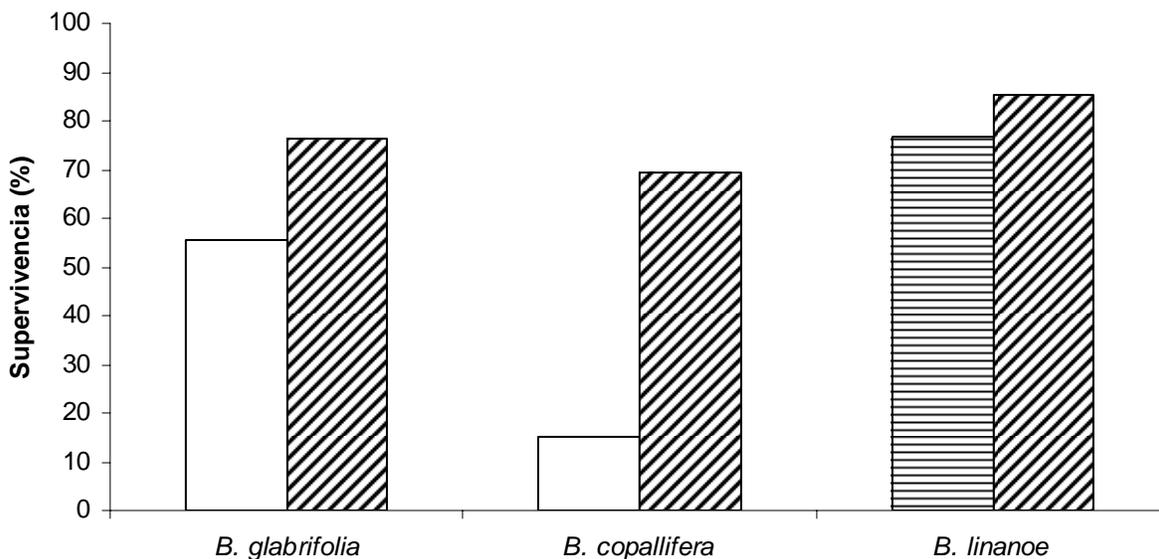


Figura 1. Supervivencia de plantas de tres especies de *Bursera* (noviembre 2007) en tres localidades. Estación de Restauración Ambiental Barrancas del Río Tembembe (blanco), Centro de Investigación en Energía de la UNAM (líneas diagonales) y Jardín Etnobotánico del INAH (líneas horizontales).

La estimación de la supervivencia anual se basa en un tamaño de muestra pequeño, debido a que la cosecha de plantas realizada en noviembre significó una reducción importante en el número de plantas vivas que permanecieron en campo; estos individuos no se incluyeron en el análisis. La mayor supervivencia correspondió a *B. linanoe*, seguida de *B. glabrifolia*; ambas presentaron valores significativamente mayores de supervivencia que los de *B. copallifera* ( $P < 0,001$ ). En cuanto a diferencias entre localidades, la supervivencia en el Centro de Investigación en Energía y en el Jardín Etnobotánico fueron significativamente mayores que en la Estación de Restauración Ambiental ( $P < 0,001$ ). No fue posible evaluar la interacción especie  $\times$  localidad (porque no todas las especies estaban en las mismas localidades), aún así, se observó que la alta mortalidad en *B. copallifera* se presentó en ambas localidades; mientras que el efecto positivo de las condiciones favorables del Centro de Investigación en Energía fue más notorio en *B. linanoe* y *B. glabrifolia* (Figura 2).

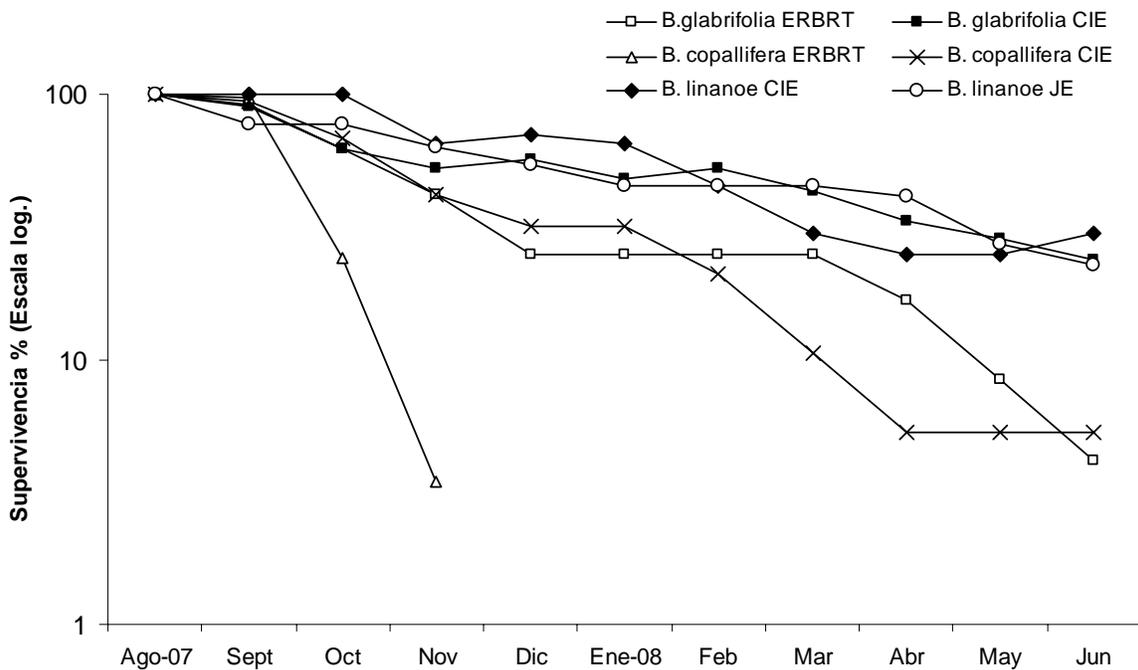


Figura 2. Supervivencia de estacas de tres especies de *Bursera* en tres localidades durante un año. ERBRT (Estación de Restauración Ambiental Barrancas del Tembembe), CIE (Centro de investigación en Energía de la UNAM) y JE (Jardín Etnobotánico de INAH).

## Crecimiento

Los valores iniciales y finales de altura, diámetro y cobertura por sitio se muestran en las Tablas 1 y 2, así como los resultados de las comparaciones entre censos (fechas) para cada especie.

Al considerar el crecimiento de las plantas en cada localidad (i.e., las diferencias entre el tamaño final y el inicial), se observa que tanto la altura como el diámetro de *B. linanoe* se incrementaron en ambas localidades, diferencias que fueron significativas en todas las variables (excepto en un caso; Tabla 1), mientras que los cambios en la cobertura no fueron importantes (Tabla 2). En *B. glabrifolia* y *B. copallifera*, los cambios observados en el diámetro y la altura solo fueron significativos en el caso de la reducción en altura de *B. copallifera* en la ERBT (Tabla 2), disminución que se adjudica a la muerte o marchites de las yemas terminales. En esta localidad también se registraron reducciones significativas en la cobertura de ambas especie. En el CIE los valores de estas variables permanecieron aproximadamente iguales en ambas especies. El número final de plantas (NF en tablas 1 y 2) no coincidió debido a que algunas plantas estaban vivas pero no tenían follaje, por lo que el tamaño de muestra resultó menor en la evaluación de la cobertura.

La comparación del crecimiento entre especies se hizo con las plantas de la única localidad común (CIE). *B. linanoe* registró los incrementos promedio mayores en altura y diámetro (10.8 cm y 1.6 mm respectivamente), seguida por *B. glabrifolia* (6.1 cm y 0.4 mm respectivamente), mientras que en *B. copallifera* se presentaron decrementos ligeros en el tamaño (-0.39 cm y -0.02 mm respectivamente).

En cuanto a las diferencias entre localidades, su magnitud y sentido dependió de la especie. Inicialmente (i.e., un mes después del trasplante), en *B. linanoe* las plantas del CIE fueron más altas y con una cobertura significativamente mayor ( $t = -2.8$ , g. l. 53.7  $P = 0.008$  y  $U = 126$ , g. l. 49  $P = 0.001$ , respectivamente) que las del JE (Tablas 1 y 2). En *B. copallifera* las plantas del CIE tuvieron una altura ligeramente menor que en la ERBRT ( $t = -2.7$ , g. l. 67  $P = 0.008$ ). No se encontraron diferencias en el diámetro inicial

entre localidades en ninguna de las especies. Cuatro meses después se encontraron diferencias significativas entre localidades: en *B. linanoe*, se presentó un diámetro y una altura significativamente mayores en el CIE ( $F = 13.0$ , g. l. 1, 41,  $P = 0.001$  y  $F = 5.3$ , g. l. 1, 41,  $P = 0.026$ ) que en el JE y en *B. copallifera* las plantas del CIE fueron significativamente más altas que en la ERBRT ( $F = 6.9$ , g. l. 1, 25  $P = 0,14$ ), contrario a la observado inicialmente. En *B. glabrifolia* no se presentaron diferencias significativas en diámetro y altura entre localidades (Tablas 1 y 2).

	<i>B. linanoe</i>		<i>B. glabrifolia</i>		<i>B. copallifera</i>	
	JE	Temixco	ERBRT	Temixco	ERBRT	Temixco
Altura I (cm)	21.4 ± 4.4 a	25.7 ± 7.7 a	21.4 ± 5.0 a	19.0 ± 5.4 a	22.5 ± 4.5 b	19.4 ± 5.1 a
Altura F (cm)	24.5 ± 4.9 b	36.9 ± 19.0 b	20.0 ± 3.3 a	22.4 ± 10.6 a	20.5 ± 3.1 a	20.3 ± 6.9 a
Diámetro I (mm)	9.4 ± 2.4 a	10.3 ± 2.7 a	11.9 ± 2.9 a	11.2 ± 2.3 a	10.6 ± 3.1 a	9.9 ± 2.4 a
Diámetro F (mm)	9.4 ± 2.4 a	12.4 ± 3.1 b	11.7 ± 2.6 a	12.4 ± 2.4 a	9.7 ± 2.2 a	10.4 ± 2.4 a
N I	30	34	36	33	33	36
N F	23	21	17	22	5	24

Tabla 1. Altura promedio y diámetro basal promedio ( $x \pm d. e.$ ) inicial (I - agosto) y final (F - noviembre) de plantas de tres especies de *Bursera* en tres localidades: Jardín Etnobotánico, CIE y ERBRT. Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas (entre censos).

	<i>B. linanoe</i>		<i>B. glabrifolia</i>		<i>B. copallifera</i>	
	Jardín	Temixco	Cuentepec	Temixco	Cuentepec	Temixco
Cobertura I (cm <sup>2</sup> )	145.1 ± 53.2 a	266.4 ± 157.9 a	137.0 ± 95.1 b	164.0 ± 79.7 a	134.6 ± 98.3 b	176.3 ± 126.9 a
Cobertura F (cm <sup>2</sup> )	92.4 ± 52.5 a	367.5 ± 330.4 a	74.2 ± 42.4 a	172.0 ± 88.6 a	95 a	201.5 ± 134.7 a
N I	19	32	33	31	26	30
N F	15	22	13	21	5	24

Tabla 2. Cobertura basal promedio ( $x \pm d. e.$ ) inicial (I - agosto) y final (F - octubre) de plantas de tres especies de *Bursera* en tres localidades: Jardín Etnobotánico, CIE y ERBRT. Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas (entre censos). N = Número de individuos en t pareadas.

En la cobertura final promedio los valores fueron siempre superiores en el CIE, con diferencias significativas en *B. linanoe* y *B. glabrifolia* ( $F = 14.0$ , g. l. 1, 34  $P = 0.001$  y  $F = 14.8$ , g. l. 1, 31  $P = 0.001$ , respectivamente); en la primera la diferencia entre

localidades fue de  $\sim 280 \text{ cm}^2$  y en *B. glabrifolia* de  $\sim 100 \text{ cm}^2$  (Tabla 2). En *B. copallifera* solo una planta presentaba follaje en el censo final en el ERBT. Cabe destacar los altos valores de la desviación estándar, que muestran gran heterogeneidad en el desarrollo de la copa entre individuos.

### **Análisis clásico de crecimiento**

El crecimiento de las estacas en términos de incremento en biomasa, se evaluó como la diferencia entre las medidas finales (obtenidas de una muestra de plantas por especie cosechadas después de cuatro meses en el campo) y las iniciales (obtenidas de las plantas cosechadas antes del trasplante).

Desde la evaluación inicial se registraron diferencias significativas entre las especies en las variables relacionadas con las hojas: biomasa, área foliar y área foliar específica ( $F = 12.2$ , g. l. 2,  $P \leq 0.001$ ,  $F = 3.8$ , g. l. 2,  $P = 0.028$  y  $H = 10.7$ , g. l. 2,  $P = 0.005$  respectivamente), y la biomasa total ( $F = 3.2$ , g. l. 2,  $P = 0.047$ ) (Tablas 3, 4 y 5). Estas diferencias se deben a las variaciones en la morfología de las hojas, por ejemplo en *B. copallifera* las hojas maduras alcanzan un mayor tamaño, son gruesas y rugosas y presentan pubescencia, por lo que son relativamente más pesadas que en las otras dos especies. En cuanto a la biomasa total, *B. glabrifolia* registró el valor más bajo, lo cual se relaciona con los valores relativamente menores de biomasa de su tallo, raíz y hojas. Las diferencias entre *B. copallifera* y *B. linanoe* fueron menores y se deben sobre todo a las diferencias, ya señaladas, en las características de sus hojas.

La tasa de crecimiento relativo (TCR), que evalúa el incremento en biomasa dado un cierto tamaño inicial de la planta ( $\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ), permite realizar comparaciones entre especies y entre sitios. De las tres especies, fue *B. linanoe* la que registró un mayor crecimiento, que fue particularmente alto en el CIE (Tabla 3), mientras que el menor correspondió a *B. copallifera*, que registró una TCR muy baja en la ERBRT (Tabla 4). *B. grabrifolia* presentó valores intermedios de esta variable (Tabla 5).

La comparación del desarrollo de las tres especies en una misma localidad (CIE), mostró diferencias significativas entre especies en la mayoría de las variables, con excepción de la biomasa de tallo y el Cociente de Peso Foliar. Nuevamente los mayores valores promedio correspondieron a *B. linanoe* y los menores a *B. copallifera* (Tablas 3, 4 y 5).

En relación con las condiciones iniciales, las plantas de *B. linanoe* registraron incrementos en la biomasa total, la de raíz y el cociente R/V en ambas localidades; además su CAF disminuyó significativamente; al mismo tiempo, en el CIE se incrementó también la biomasa de tallo y de hojas, mientras que en el JE disminuyó el área foliar y el CPF (Tabla 4). Por otro lado, la comparación entre localidades mostró diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) en todas las variables de crecimiento evaluadas, con excepción del AFE, el número de hojas y el CAF; en todos los casos los mayores valores promedio se observaron en el CIE (Tabla 3).

Variable	Inicial	JE	CIE	P
Biomasa total (g)	12.3 ± 6.5 a	29.9 ± 18.0 b	47.4 ± 17.5 c	≤0.001
Biomasa hojas (g)	1.1 ± 0.6 a	0.8 ± 0.7 a	3.1 ± 2.9 b	≤0.001
Biomasa tallo (g)	10.5 ± 4.7 a	10.5 ± 4.7 a	20.2 ± 14.2 b	0.008
Biomasa raíz (g)	0.1 ± 0.1 a	0.7 ± 0.5 b	1.9 ± 1.2 c	≤0.001
R/V	0.009 ± 0.009 a	0.055 ± 0.033 b	0.089 ± 0.037 c	≤0.001
N. hojas	16.8 ± 7.6	20.7 ± 15.9	42.4 ± 32.2	0.111
Área foliar (cm <sup>2</sup> )	122.5 ± 76.1 b	87.9 ± 84.8 a	441.1 ± 416.4 b	≤0.001
AFE (cm <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	172.8 ± 45.3	152.3 ± 42.3	167.4 ± 41.3	0.242
CAF	10.5 ± 6.6 b	3.5 ± 4.0 a	8.8 ± 6.4 a	0.002
CPF	0.100 ± 0.047 b	0.029 ± 0.034 a	0.061 ± 0.045 b	≤0.001
TCR biomasa	NE	0.008 ± 0.004	0.012 ± 0.003	0.006
TCA biomasa	NE	0.169 ± 1.152	0.314 ± 0.147	0.007
N	18	10	16	

Tabla 3. Valores promedio de las variables de tamaño inicial y finales en cada localidad ( $\bar{x} \pm d. e.$ ) en estacas de *B. linanoe*. JE (Jardín Etnobotánico del INAH), CIE (Centro de Investigación en Energía de la UNAM), R/V (Cociente Raíz/Vástago), AFE (Área Foliar Específica), CAF (Cociente de Área Foliar), CPF (Cociente de Peso Foliar), TCR (Tasa de Crecimiento Relativa), TCA (Tasa de Crecimiento Absoluta) y N (Tamaño de Muestra). Letras diferentes y P asociado indican diferencias entre valores iniciales y finales y entre sitios.

En *B. glabrifolia* se registraron incrementos en la biomasa total, de raíz, y el cociente R/V y reducciones en los cocientes de área y peso foliar (CAF y CPF) en ambas localidades (Tabla 4), pero en la ERBRT se produjeron simultáneamente disminuciones en el número y la biomasa de hojas y el área foliar, mientras que en el CIE se incrementó la biomasa del tallo y disminuyó el AFE. Al comparar entre localidades se encontraron diferencias significativas en la mayoría de las variables, con excepción de la biomasa total, del tallo y raíz, y los cocientes R/V y CPF; al igual que en el caso anterior, los mayores valores promedio se registraron en el CIE (Tabla 4). Las diferencias encontradas sugieren que en ambos sitios se presentó un crecimiento similar del sistema radicular y de soporte pero que en la ERBRT se vio limitado el desarrollo de las hojas, que se presentaron en menor número –lo que se refleja también en el área foliar.

Variable	Inicial	ERBRT	CIE	P
Biomasa total (g)	9.2 ± 4.7 a	25.0 ± 7.6 b	32.0 ± 8.9 b	≤0.001
Biomasa hojas (g)	0.8 ± 0.4 b	0.3 ± 0.4 a	1.2 ± 1.3 b	0.002
Biomasa tallo (g)	8.3 ± 4.6 a	11.4 ± 4.6 ab	14.4 ± 7.3 b	0.006
Biomasa raíz (g)	0.06 ± 0.5 a	0.3 ± 0.3 b	0.6 ± 0.4 b	≤0.001
R/V	0.007 ± 0.007 a	0.025 ± 0.226 b	0.038 ± 0.023 b	≤0.001
N. hojas	16.9 ± 10.5 b	7.4 ± 5.6 a	16.7 ± 14.8 b	0.023
Área foliar (cm <sup>2</sup> )	100.6 ± 48.4 b	24.8 ± 32.9 a	151.5 ± 159.3 b	≤0.001
AFE (cm <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	157.7 ± 67.6 b	114.8 ± 23.9 ab	137.3 ± 52.0 a	0.026
CAF	12.8 ± 9.5 a	1.0 ± 1.1 b	4.7 ± 4.5 c	≤0.001
CPF	0.059 ± 0.103 b	0.011 ± 0.013 a	0.040 ± 0.037 a	≤0.001
TCR biomasa	NE	0.008 ± 0.002	0.010 ± 0.002	0.011
TCA biomasa	NE	0.127 ± 0.058	0.194 ± 0.076	0.019
N	20	12	15	

Tabla 4. Valores promedios de las variables de tamaño inicial y finales en cada localidad ( $\bar{x} \pm d. e.$ ) en estacas de *B. glabrifolia*. ERBRT (Estación de Restauración Ambiental Barranca del Río Tembembe), CIE (Centro de Investigación en Energía de la UNAM), R/V (Cociente Raíz/Vástago), AFE (Área Foliar Específica), CAF (Cociente de Área Foliar), CPF (Cociente de Peso Foliar), TCR (Tasa de Crecimiento Relativa), TCA (Tasa de Crecimiento Absoluta) y N (Tamaño de Muestra). Letras diferentes y P asociado indican diferencias entre valores iniciales y finales y entre sitios.

En *B. copallifera* se presentaron incrementos en la biomasa total y de raíz y el cociente R/V en el CIE; en las demás variables no se registraron cambios (Tabla 5). En la ERBRT el tamaño de muestra final fue pequeño y sólo una de las plantas vivas al final

del periodo tenía hojas, por lo que no se pudieron realizar los análisis estadísticos para todas las variables. A diferencia de las otras especies, en *B. copallifera* la biomasa de tallo y raíz no mostraron un incremento significativo en esta localidad, lo que se relaciona con la baja TCR registrada. Esta última variable presentó diferencias significativas entre localidades ( $p \leq 0.05$ ); nuevamente con los mayores valores promedio se registraron en el CIE (Tabla 5).

Variable	Inicial	ERBRT	Temixco	<i>P</i>
Biomasa total (g)	13.9 ± 6.1 a	21.3 ± 6.3 ab	34.0 ± 13.9 b	≤0.001
Biomasa hojas (g)	1.9 ± 1.1	-	1.6 ± 1.6	0.461
Biomasa tallo (g)	11.9 ± 5.3	11.7 ± 2.1	14.8 ± 7.2	0.359
Biomasa raíz (g)	0.1 ± 0.1 a	0.3 ± 0.2 a	1.0 ± 0.9 b	≤0.001
R/V	0.007 ± 0.005 a	0.021 ± 0.009 a	0.058 ± 0.037 b	≤0.001
N. hojas	12.2 ± 4.4	-	10.1 ± 7.7	0.515
Área foliar (cm <sup>2</sup> )	162.6 ± 77.2	-	145.2 ± 136.9	0.361
AFE (cm <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	127.1 ± 62.1	-	110.8 ± 26.3	0.713
CAF	9.7 ± 4.6	-	4.4 ± 3.0	≤0.001
CPF	0.135 ± 0.050	-	0.049 ± 0.037	≤0.001
TCR biomasa	NE	0.002 ± 0.003	0.007 ± 0.004	0.019
TCA biomasa	NE	0.068 ± 0.050	0.184 ± 0.116	0.071
N	16	4	16	

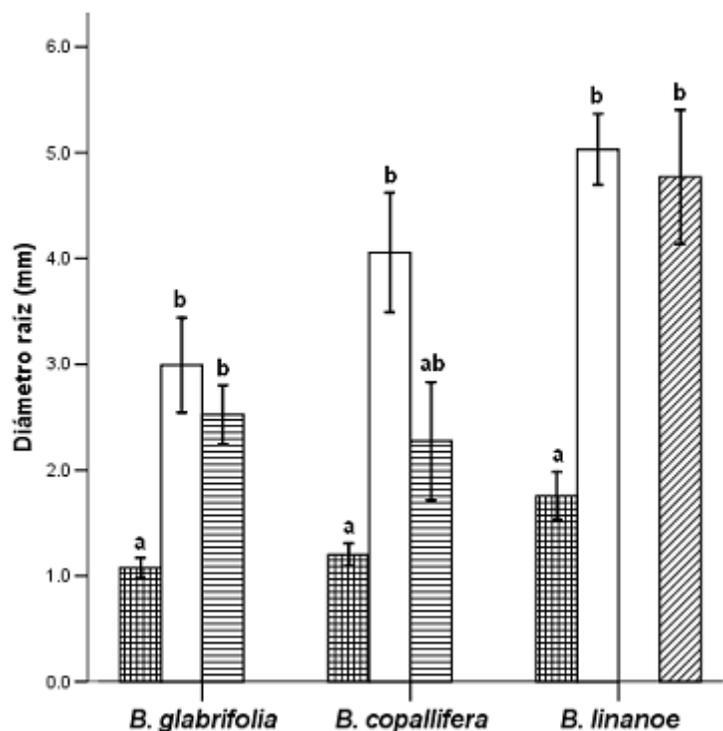
Tabla 5. Valores promedio de las variables de tamaño inicial y finales en cada localidad ( $\bar{x} \pm d. e.$ ) en estacas de *B. copallifera*. ERBRT (Estación de Restauración Ambiental Barranca del Río Tembembe), CIE (Centro de Investigación en Energía de la UNAM), R/V (Cociente Raíz/Vástago), AFE (Área Foliar Específica), CAF (Cociente de Área Foliar), CPF (Cociente de Peso Foliar), TCR (Tasa de Crecimiento Relativa), TCA (Tasa de Crecimiento Absoluta) y N (Tamaño de Muestra). Letras diferentes y *P* asociado indican diferencias entre valores iniciales y finales y entre sitios.

### Desarrollo de raíces

El número de raíces, así como la longitud y el diámetro de la raíz más desarrollada, mostraron diferencias significativas entre sitios y entre especies (Figuras 3-5). La evaluación realizada antes del trasplante (junio) mostró que el número de raíces fue significativamente mayor en *B. glabrifolia* y *B. copallifera* que en *B. linanoe* ( $F = 13.1$ , g. l. 2, 51  $P \leq 0,001$ ). En cuanto a la longitud y el diámetro de la raíz más larga, las mayores dimensiones al momento del trasplante correspondieron a *B. linanoe* ( $F = 10.3$ , g. l. 2, 50  $P < 0.001$  y  $F = 5.7$ , g. l. 2, 51  $P = 0.006$ ), siendo más significativas las diferencias entre especies en longitud que en diámetro (Figuras 4 y 5).

Al final del periodo de crecimiento (noviembre), las diferencias iniciales entre especies en el número de raíces se perdieron una vez transcurrida la temporada de crecimiento (Figura 3), lo que se debió a una reducción significativa en el número de raíces en *B. glabrifolia* y *B. copallifera*. En las variables de tamaño se mantuvieron las diferencias entre especies, aunque disminuyeron en la longitud y se incrementaron en el diámetro ( $F=4.7$ , g. l. 2, 69  $P=0.013$  y  $F=10.4$ , g. l. 2, 69  $P<0.001$ ).

Comparando entre localidades, el diámetro mostró un aumento significativo en relación al inicial en todos los casos, mientras que la longitud solo aumentó de forma significativa en el Centro de Investigación en Energía (Figuras 4 y 5). En todas las especies, el mayor número de raíces al final de la temporada de crecimiento se registró en el Centro de Investigación en Energía.



Figuras 3. Diámetro de la raíz más larga ( $\bar{x} \pm ee$ ) en plantas de tres especies de *Bursera* al momento de la cosecha inicial (cuadros) y la cosecha final en tres localidades: CIE (blanco), ERBRT (líneas horizontales) y JE (diagonales). Las letras indican diferencias entre localidades para cada especie.

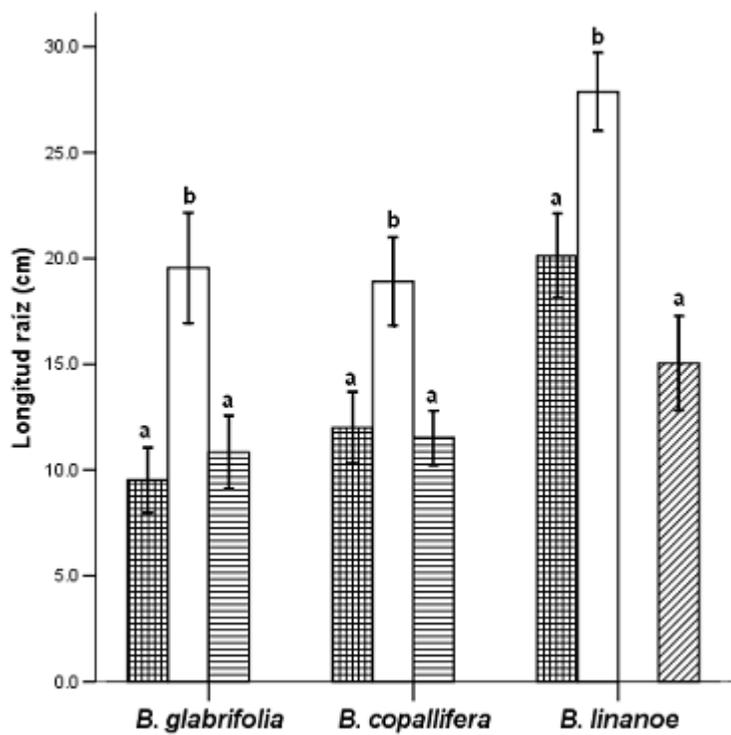
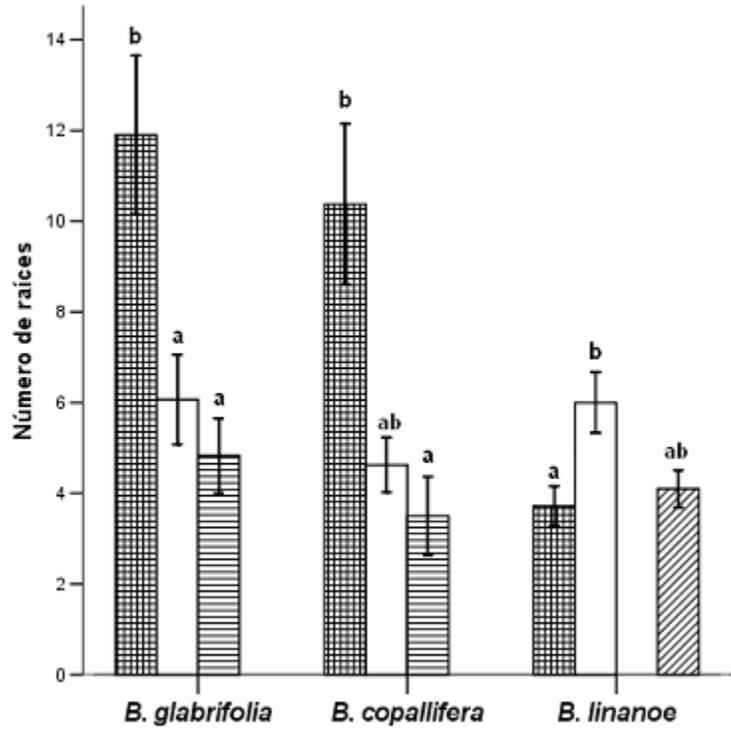


Figura 4 y 5. Número de raíces y longitud de la raíz más larga ( $x \pm ee$ ) en plantas de tres especies de *Bursera* al momento de la cosecha inicial (cuadros) y la cosecha final en tres localidades: CIE (blanco), ERBRT (líneas horizontales) y JE (diagonales). Las líneas de error representan 1 EE y las letras indican diferencias entre localidades para cada especie.

## DISCUSIÓN

### *Supervivencia*

El trasplante fue en general exitoso, ya que todas las plantas permanecían vivas un mes después, aunque la pérdida de follaje en *B. copallifera* y *B. linanoe* puede considerarse como un indicio de estrés.

Durante la etapa de crecimiento (julio-noviembre), la supervivencia de las plantas estuvo más influida por la localidad que por la especie y fue mayor al 50% en la mayoría de casos (Figura 1). Las tres especies registraron la supervivencia más alta en el CIE, localidad en la que se presentaron mayores temperaturas y menor precipitación promedio y en la que no se observaron eventos de anegación durante la época de lluvias. Por el contrario, en la ERBRT se presentaron problemas asociados con una infiltración deficiente, evidente en la formación de charcos alrededor de las plantas durante el periodo de mayor precipitación, y la consecuente anoxia de las raíces. En este sitio también se encontraron varias estacas desenterradas en septiembre por efecto del arrastre del agua de lluvia, lo que afectó de forma uniforme a ambas especies e incrementó la mortalidad. Dada la mayor mortalidad observada en *B. copallifera* (Figura 1), es probable que sea más susceptible al anegamiento que *B. glabrifolia*.

Otros estudios han reportado que el establecimiento de *Bursera* está influenciado por la cantidad de agua que almacena el suelo, ya que en sitios muy húmedos las estacas se pudren con facilidad (Zahawi, 2005, Messenger et al., 1997). En la ERBRT predominan los suelos con alto contenido de arcillas, que tienen gran capacidad de retener el agua; y se ha reportado que la supervivencia de varias especies arbóreas es menor en las zonas con mayores deficiencias en el drenaje (Galindo, 2006; Ayala, 2008), especialmente en las áreas relativamente planas. En el caso de *Dodonea viscosa*, por ejemplo, la supervivencia de una plantación en un sitio sin muchos problemas de anegación fue de 52%, mientras que en otro sitio que se anega frecuentemente fue de 32% (Ulloa, 2006). En el JE también se presentaron eventos de inundación, aunque en

menor intensidad y frecuencia, los cuales se deben a una baja velocidad de infiltración del agua, debida en parte a la topografía ligeramente cóncava del sitio.

La evaluación anual de la supervivencia mostró una mayor mortalidad proporcional durante la época seca que en la de lluvias (Figura 2), resultado que concuerda con lo reportado en otros estudios en ecosistemas estacionalmente secos, en donde la sequía suele ser la principal causa de mortalidad (Lieberman y Li, 1992; Gerhardt, 1993; Marod et al. 2002; McLaren y McDonald, 2003). Aún así, la mortalidad puede incrementarse si se presentan condiciones de estrés, que limitan la acumulación de reservas durante la temporada de crecimiento, lo que podría contribuir a explicar la mayor mortalidad observada en la ERBRT en ambas especies (*B. copallifera* y *B. glabrifolia*) en comparación con la registrada en las otras localidades.

El menor éxito en el establecimiento correspondió a *B. copallifera*, aunque en el CIE fue relativamente alto y difirió ligeramente del de *B. glabrifolia* (Figura 1). Se han introducido antes plantas de *B. copallifera* producidas a partir de semillas en la ERBRT, y se ha encontrado una mayor supervivencia de plantas grandes (de un año) que de plantas relativamente más pequeñas (de seis meses, Félix R. y C. Bonfil, resultados no publicados). Dado que esta especie se presenta de manera natural en los parches de vegetación remanente, podría explorarse la introducción de plantas producidas a partir de estacas de mayor tamaño, evitando los micrositios cóncavos, que se anegan fácilmente.

#### *Crecimiento en altura, diámetro y cobertura*

Un mes después del trasplante se registraron diferencias en el tamaño promedio de las plantas de la misma especie entre localidades en *B. linanoe* y *B. copallifera*. En el primer caso, las plantas del CIE tuvieron una mayor altura y cobertura que las del JE, y en la segunda especie las plantas de la ERBRT registraron una altura mayor que las del CIE (Tabla 1). En *B. linanoe* estas diferencias iniciales se vieron confirmadas por el crecimiento posterior, no así en *B. copallifera*, por lo que es probable que en esta última por azar haya ocurrido un ligero sesgo en el tamaño inicial de las estacas, que resultó

en una altura promedio inicial mayor en ~6 cm en la ERBRT. Sin embargo, al final del periodo de crecimiento la altura promedio era muy similar entre ambas localidades (Tabla 1), ya que la altura en la ERBT disminuyó. Esta reducción como mencionamos se relaciona con la muerte o el marchitamiento de las yemas terminales.

Las especies del género *Bursera*, como la gran mayoría de especies de ambientes estacionales, limitan su crecimiento a la temporada de lluvias (Gerhardt, 1995; Murphy y Lugo, 1982), por lo que los incrementos en altura y diámetro se restringen a esta temporada. En este estudio la única especie que registró aumentos significativos en altura y diámetro fue *B. linanoe*, especialmente en el CIE (Tabla 1). La ausencia de crecimiento en *B. copallifera* y *B. glabrifolia*, en especial en la ERBRT, refleja las condiciones poco favorables del sitio, que como ya se mencionó, se deben principalmente a las características de los suelos.

Debido a la naturaleza caducifolia del género, todas las plantas pierden su follaje hacia el final del año. Sin embargo, la caída de hojas no se presentó de forma homogénea, ya que en la ERBRT y el JE varias plantas perdieron su follaje prematuramente, lo que muy probablemente fue una respuesta de las plantas al estrés por la inundación de las raíces. Otros estudios han encontrado que la disminución de la superficie fotosintética durante la época de lluvia puede incrementar la mortalidad en la época seca (Gerhardt, 1998), como fue el caso en las plantas de la ERBRT, que disminuyeron dramáticamente su cobertura durante la temporada de crecimiento para luego presentar una alta mortalidad.

#### *Asignación de biomasa y TRC*

Muchas especies de *Bursera* se presentan en estadios sucesionales avanzados en los bosques tropicales secos y son poco abundantes en sitios perturbados (Rzedowsky y Kruze, 1979). Por sus rasgos ecológicos se espera que presenten tasas de crecimiento relativamente bajas y una baja plasticidad (Montes, 2006) y que asignen una gran fracción de sus recursos a raíces, lo que les permitiría aprovechar durante más tiempo las reservas de agua en el suelo y alcanzar mayores profundidades (Huante et al.,

1995a; Huante y Rincón, 1998; Poorter y Hayashida-Oliver, 2000). También se ha descrito en varias especies del género la capacidad de regenerarse a partir de rebrotes después de un disturbio (Miller y Kauffman, 1998), estrategia que les permite sobrevivir épocas de sequía o eventos de fuego, y que implica a su vez una mayor asignación de biomasa a las raíces (Bond y Midgley, 2001).

En este estudio se registraron tasas de crecimiento entre 0,002 y 0,012 g g<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, valor cercano al reportado en plántulas de otras especies de lento crecimiento, como *Celaenodendron mexicanum*, aunque en general son bajas en comparación con las reportadas para otras especies de bosques secos (Cervantes et al. 1998; Huante y Rincón, 1998). En el caso de *B. glabrifolia* las tasas de crecimiento encontradas en este estudio (0,009 g g<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> en promedio, Tabla 4) son menores a las registradas en plántulas en invernadero (0,025 g g<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> en Montes, 2006). Es de esperarse que se presenten diferencias en las tasas de crecimiento entre estacas y plántulas relacionadas con la cantidad de reservas en el tallo y el tipo de sistema radicular que desarrollan. No se encontraron valores de tasas de crecimiento de estacas en campo, pero en ensayos realizados en Costa Rica se menciona que las de *B. simaruba* son de lento crecimiento (Zahawi y Holl, 2008). En la ERBRT, ensayos realizados con plántulas de diferentes especies arbóreas han reportado valores similares a los de este estudio, lo cual sugieren se debe a los suelos relativamente infértiles (especialmente en fósforo) y a los altos niveles de compactación (Ayala, 2008; García, 2008).

Las plantas de todas las especies mostraron en general un incremento en la biomasa total y la de la raíz (Tablas 3 a 5). La mayor inversión en el tejido radicular resultó en incrementos del cociente raíz/vástago, aunque este también se ve incrementado por la pérdida de hojas. Debido a la importancia de la biomasa del tallo lignificado que presentan las estacas, su valor es inferior a los reportados en plántulas creciendo bajo diferentes niveles de radiación en condiciones de invernadero (*B. glabrifolia* 0,150 – 0,185 en Montes, 2006).

En otras especies de bosques secos se ha encontrado que la asignación de biomasa a hojas está correlacionada de forma negativa con la asignación a tallo y raíces bajo condiciones bajas en nutrientes (Huante et al. 1995b), sin embargo, el crecimiento de hojas, junto con la tasa de fotosíntesis y conductancia, son rasgos que se ven afectados rápidamente por condiciones de estrés, en general mostrando una disminución (Chapin et al., 1993). En este estudio se observó que en sitios favorables, como el del CIE, *B. linanoe* presentó incrementos significativos tanto en la biomasa de partes aéreas como en la de tejidos subterráneos, mientras que en condiciones desfavorables, como las de la ERBRT, las plantas de *B. copallifera* no presentaron crecimiento aéreo ni subterráneo (Tabla 5). En los casos intermedios las plantas se observó una mayor asignación de recursos al sistema radicular sobre los tejidos aéreos (Tablas 3 a 5). Los cocientes CAF y CPF son una medida de la inversión en hojas y sus valores disminuyeron en todos los casos, reducciones que pueden resultar ya sea de un aumento considerable de la biomasa de tallo y raíz o de la disminución de la biomasa y/o área de las hojas. En el caso de las plantas en el CIE la primera explicación es la más plausible mientras que para las plantas del JE y la ERBRT probablemente resulta de la combinación de ambas.

En este estudio las condiciones desfavorables durante la temporada de crecimiento consistieron básicamente en los problemas de drenaje de los suelos. La inundación genera condiciones de anoxia que induce una interrupción en el crecimiento radicular, la muerte de las raíces que se encuentran en zonas bajas en oxígeno y la acumulación de compuestos resultado de la respiración anaeróbica. El exceso de agua produce también síntomas similares a los presentados por plantas en condiciones de sequía, como la disminución en la apertura de estomas, acumulación de ácido abscísico, reducción en la elongación de hojas, marchitamiento, epinastia de las hojas y usualmente su abscisión (Lambers et al., 1998; Larcher, 2003). Lo anterior es congruente con la disminución en el número de hojas y la muerte de raíces en *B. glabrifolia* y *B. copallifera* (en este último aspecto ver más abajo).

Por otro lado, el transplante a campo desde el invernadero cambia de forma considerable los niveles de radiación a los que están sometidas las plantas, aún cuando tuvieron un periodo de aclimatación. Las plantas que se desarrollan en claros y están sometidas a alta radiación, generalmente presentan una mayor plasticidad en respuesta a cambios en niveles de radiación (Huante y Rincón 1998; Chen et al., 2005). Esta plasticidad está relacionada con las características morfológicas de las hojas, como la relación entre el peso foliar y el área foliar descrito por el AFE. El que *B. linanoe* haya registrado los mayores valores de AFE pudo representar una ventaja en el establecimiento, ya que se asocia a hojas menos costosas; por el contrario *B. copallifera* presentó la menor AFE, con hojas más gruesas y probablemente más costosas para la planta, lo que limitaría el recambio una vez que estas se pierden. Se ha sugerido una correlación positiva entre el AFE y la TRC, ya que las plantas de rápido crecimiento en general tienen hojas delgadas en relación a su área y se asocian con condiciones de alta luminosidad. Mientras que las especies con menor tasa de crecimiento tienen una menor tasa de producción de hojas y por lo tanto se aclimatan menos a cambios en las condiciones lumínicas a través de intercambio de hojas (Huante et al., 1995a Huante y Rincón, 1998).

En *B. glabrifolia* se registró una disminución significativa en el AFE en la ERBRT, cambio que se produce generalmente cuando se incrementa la radiación y que permite también disminuir la pérdida de agua, lo que muestra mayor plasticidad en ésta especie que en las otras dos especies de estudio. Algunos ensayos en vivero ya han reportado en esta especie respuestas rápidas en variables relacionadas con las hojas como resultado de cambios en los niveles de radiación (Montes, 2006).

### *Raíces*

Como ya mencionamos, en general las plantas en campo presentaron un aumento en la biomasa de la raíz, el cual puede ser consecuencia de un aumento en el número de raíces o del desarrollo de raíces más largas y gruesas. En *B. linanoe* se presentaron ambos procesos, mientras que en *B. glabrifolia* y *B. copallifera* el aumento en biomasa obedeció en gran medida al incremento en diámetro y longitud de algunas raíces, ya

que el número de las mismas disminuyó (Figuras 3 a 5). La mortalidad de raíces registrada en este estudio durante la época de lluvias estuvo asociada a dos factores: el estrés asociado al transplante y las condiciones de anoxia provocadas por el anegamiento. En general en bosques estacionales la mayor mortalidad de raíces está asociada a la temporada seca, y es seguida por una rápida proliferación a inicios de la temporada de lluvia para aprovechar la disponibilidad de agua (Kavanagh y Kellman, 1992).

Las mayores dimensiones de las raíces de *B. linanoe* al momento del transplante parecen haber significado una ventaja en el establecimiento en comparación con el mayor número de raíces de menor tamaño en *B. copallifera* y *B. glabrifolia*. En ellas probablemente las raíces más gruesas aumentaron sus dimensiones y las más frágiles murieron, generando una pérdida en la superficie de absorción que pudo tener consecuencias negativas en el crecimiento.

Otro factor que puede influir en el desarrollo de las raíces es el tipo del suelo en el que se desarrollen. Ensayos con *Swetenia macrophylla* en bosques secos en Costa Rica reportaron raíces más profundas en los pastizales en comparación con los bosques secundarios, lo cual relacionan con condiciones menos favorables de sombra y herbivoría en los bosques, factores que limitan el crecimiento radicular (Gerhardt y Fredriksson, 1995). Por otro lado, los pastizales presentaban una fracción relativamente menor de raíces secundarias, lo que explican por la compactación del suelo. En este estudio se observó en general un menor desarrollo de raíces en la ERBRT y el JE, consecuencia de las condiciones desfavorables de los suelos arcillosos y topografías planas, mientras que los suelos más someros y francos en el CIE favorecieron el crecimiento de las raíces. La compactación de los suelos en la ERBRT por efecto de la ganadería disminuye en la época de lluvias mientras los suelos se encuentran húmedos por lo que su efecto en el desarrollo de las raíces no fue muy grande –se tradujo sobre todo en una disminución en la longitud de la raíz más larga– ni dificultó la extracción de las mismas.

## CONCLUSIONES

Las bajas tasas de crecimiento y la mayor asignación de biomasa a las raíces y tallo, en comparación con las hojas, confirma que las plantas usadas poseen características de especies sucesionalmente tardías, las cuales priorizan la asignación a tejidos de almacenamiento, lo que les permite sobrellevar las condiciones de estrés hídrico y la pérdida de hojas durante la temporada seca.

El establecimiento de plantas producidas a partir de estacas estuvo muy influido por las condiciones de infiltración del suelo. En zonas con eventos de inundación durante la época de lluvias se presentó una mayor mortalidad en comparación con otras localidades con mejor drenaje en el suelo.

Las características morfológicas de las hojas de *B. glabrifolia* y *B. linanoe* pueden haber significado una ventaja en el establecimiento, ya que sus hojas más delgadas son menos costosas para la planta y permiten un mayor recambio ante condiciones de estrés. Por el contrario *B. copallifera*, con hojas más gruesas (menor AFE), fue la especie que registró la mayor mortalidad.

Un sistema radicular con menor número de raíces de mayores dimensiones, como el desarrollado por las estacas de *B. linanoe* antes del trasplante, parece favorecer la supervivencia. Las raíces más finas y numerosas de *B. glabrifolia* y *B. copallifera* fueron más sensibles a las condiciones desfavorables en campo.

La reintroducción de plantas de *Bursera* a partir de estacas es prometedora mientras se consideren algunos aspectos relacionados con las características del sitio. Se sugiere que en sitios con suelos inundables las plantas se establezcan en micrositos que no presenten anegación y que las mantengan protegidas del efecto de la escorrentía superficial, de forma que disminuya la mortalidad.

## REFERENCIAS

- Aide M. T. y J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2(4):219-229.
- Aminha H., J. McP. Dick, R. R. B. Leakey, J. Grace y R. I. Smith. 1995. Effect of indole butyric acid (IBA) on stem cuttings of *Shorea leprosula*. *Forest Ecology and Management* 72:199-206.
- Andrés A. R. y D. Espinosa. 2002. Morfología de plántulas de *Bursera* Jacq. Ex L. (Burseraceae) y sus implaciones filogenéticas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 70:5-12.
- Arriaga V., V. Cervantes y A. Vargas-Mena. 1994. Manual de reforestación con especies nativas: Colecta y preservación de semillas, propagación y manejo de plantas. Secretaría de Desarrollo Social. Instituto Nacional de Ecología. Universidad Autónoma de México.
- Arya S, R. Tomar y O. P. Toky. 1994. Effect of plant age and auxin treatment on rooting response in stem cuttings of *Prosopis cineraria*. *Journal of Arid Environments* 27: 99-103.
- Ayala F. 2008. Desempeño de plantas de tres especies arbóreas en tres unidades de ladera de la estación de restauración "Barranca del río Tembembe", Morelos, México. Tesis de Maestría (Ciencias Biológicas). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Barajas M. G. 2007. Estrategias de reforestación en selvas bajas caducifolias: Influencia del uso de acolchados en el establecimiento, sobrevivencia y crecimiento de plantas de especies nativas. Tesis de Doctorado (Ciencias Biológicas). Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bhardwaj D. R. y V. K. Mishra. 2003. Vegetative propagation of *Ulmus villosa*: effects of plant growth regulators, collection time, type of donor and position of the shoot on adventitious root formation in stem cuttings. *New Forest* 29:105-116.
- Blythe E. K., J. L. Sibley, J. M. Ruter y K. M. Tilt. 2004. Cutting propagation of foliage crops using a foliar application of auxin. *Scientia Horticulturae* 103:31-37.

- Bonfil C., Mendoza-Hernández P y J.A. Ulloa. 2007. Propagación de siete especies del género *Bursera* a partir de estacas. *Agrociencia* 41(1): 103-109.
- Bonfil C., Rodríguez de la Vega H y V. Peña. 2000. Evaluación del efecto de las plantas nodrizas en el establecimiento de una plantación de *Quercus* L. *Revista Ciencia Forestal en México* 25(88): 59-73.
- Bonfil C., Cajero I. y R. Evans. 2008. Germinación de semillas de seis especies de *Bursera* del centro de México. *Agrociencia* 42(7):827-834
- Borchert R. 1996. Phenology and flowering periodicity of neotropical dry forest species: evidences from herbarium collections. *Journal of Tropical Ecology* 12(1):65-80
- Borchert R, S. A. Meyer, R. S. Felger y L. Porter-Bolland. 2004. Environmental control of flowering periodicity in Costa Rican and Mexican tropical dry forest. *Global Ecology and Biogeography* 13:409-425.
- Brennan E. B. y K. W. Mudge. 1998. Vegetative propagation of *Inga feuillei* from shoot cuttings and air layering. *New Forest* 15:37-51.
- Brown B. J. y G. J. Ray. 1993. Restoring Caribbean dry forest: a systems framework for site analysis and restoration research. En: Lieth, H. y M. Lohman (eds.). *Restoration of Tropical Forest Ecosystems: proceedings of the symposium held in Bonn, Germany*, pp. 53-61. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Brown S. y A. E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14(3):161-187.
- Brown S. y A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustainig development. *Restoration Ecology* 2: 97-111.
- Bond W. J. y J. J. Midgley. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16(1):45-51.
- Bullock S. H. 1995. plant reproduction in neotropical dry forest. En: Bullock S. H., H. A. Mooney y E. Medina (eds.). *Seasonally dry tropical forest*, pp.1-8. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Burgos A. L. 2004. Estrategia para el abordaje ecosistémico de una investigación en restauración ecológica, aplicada al caso del bosque tropical seco de la región de Chamela. Tesis de Doctorado (Ciencias Biológicas). Centro de investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Camacho Rico, F. 2004. Estructura y composición de la vegetación del fondo de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ceccon E., P. Huante y E. Rincón. 2006. Abiotic factors influencing tropical dry forest regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49(2):305-312.
- Cervantes M. A y M. E. Sotelo. 2002. Guías técnicas para la propagación sexual de 10 especies latifoliadas de Selva Baja en el estado de Morelos. Publicación especial N° 30. SAGARPA, INIFAP, CEZACA.
- Cervantes V., V. Arriaga, J. Meave y J. Caravias. 1998. Growth analysis of nine multipurpose woody legumes native from southern Mexico. *Forest Ecology and Management* 110: 329-341.
- Cervantes V. 2005. Un enfoque interdisciplinario para la restauración ambiental: estudio de caso de una comunidad nahua del sur de México. Tesis de Doctorado (Ciencias Biológicas). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Chapin F. S. III., K. Autumn y F. Pugnaire. 1993. Evolution of suites of traits in response to environmental stress. *American Naturalist* 142: 578-592.
- Chen H., R. G. Qualls y R. R. Blank. 2005. Effect of soil flooding on photosynthesis, carbohydrate partitioning and nutrient uptake in the invasive exotic *Lepidium latifolium*. *Aquatic Botany* 82:250-268.
- CONANP. 2005. Programa de conservación y manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla. México.
- Da Rocha L. & A. Germano. 2004. Effects of temperature on adventitious root development in microcuttings of *Eucalyptus saligna* Smith and *Eucalyptus globulus* Labill. *Journal of Thermal Biology* 29:315-324.
- Danthu P., P. Soloviev, A. Gaye, A. Sarr, M. Seck e I. Thomas. 2002. Vegetative propagation of some West Africa *Ficus* species y cuttings. *Agroforestry Systems* 55: 57-63.
- de Andrés E. F., J. Alegre, J. Tenorio, M. Manzanares, F. Sanchez y L. Ayerbe. 1999. Vegetative propagation of *Colutea arborescens* L., a multipurpose leguminous shrub of semiarid climates. *Agroforestry Systems* 46:113-121.

- de Andrés E. F., F. J. Sánchez, G. Catalán, J. L. Tenorio y L. Ayerbe. 2004. Vegetative propagation of *Colutea istria* Mill. from leafy stem cuttings. *Agroforestry Systems* 63: 7-14.
- Dick J., F. Magingo, R. I. Smith y C. McBeath. 1999. Rooting ability of *Leucaena leucocephala* stem cuttings. *Agroforestry Systems* 42: 149-157.
- Eganathan P., C. Srinivasa Rao y A. Anand. 2000. Vegetative propagation of three mangrove tree species by cuttings and air layering. *Wetlands Ecology and Management* 8: 281-286.
- Engel V. L. y J. A. Parrotta. 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management* 152:169-181.
- Esquivel J, C. A. Harvey, B. Finegan, F. Casanoves y C. Skarpe. 2008. Effects of pasture management on the regeneration of neotropical trees. *Journal of Applied Ecology* 45: 371-380.
- Evans G. C. 1972. The quantitative analysis of plant growth. University of California, Berkeley.
- Figueiroa J. M., F. G. C. Payren, E. L. Araújo, C. E. Silva, V. F. Santos, D. F. Cutler, A. Baracat y P. Gasson. 2006. Effect of cutting regime in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeast Brazil. *Forest Ecology and Management* 229:294-303.
- Galindo A. 2006. Problemática para el establecimiento de seis especies nativas de selva baja caducifolia en la recuperación de un sitio perturbado en las barrancas de Tembembe, Morelos. Tesis de Maestría (Ciencias Biológicas), Universidad Nacional Autónoma de México.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación de Köppen. México D. F.
- García J. 2008. Diagnóstico ambiental de las unidades naturales de la estación de restauración ecológica "Barrancas del río Tembembe" con fines de restauración. Tesis de Maestría (Ciencias Biológicas). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- García X. 2002. Efectos del ácido indolbutírico en la formación de callos y de raíces en estacas de *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp. y

- Omphalea oleifera* Hemsl., tres especies potencialmente útiles para restauración ecológica. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gentry A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forest. En: Bullock S. H., H. A. Mooney y E. Medina (eds.) Seasonally dry tropical forest, pp.1-8. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gerhardt K. 1993. Tree seedling development in tropical abandoned pastures and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science* 4: 95-102.
- Gerhardt K. 1995. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management* 82:33-48.
- Gerhardt K y D. Fredriksson. 1995. Biomass allocation by broad-leaf mahogany seedlings, *Swietenia macrophylla* (King), in abandoned pasture and secondary dry forest in Guanacaste, Costa Rica. *Biotropica* 27(2): 174-182.
- Gerhardt K. 1998. Leaf defoliation of tropical dry forest tree seedlings – implications for survival and growth. *Trees* 13:88-95.
- Gillespie T. W. 1999. Life history characteristics and rarity of woody plants in tropical dry forest fragments of Central America. *Journal of Tropical Ecology* 15(5):637-649.
- González G. D. 2002. Restauración de la selva baja caducifolia en la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco: un enfoque experimental usando comunidades sintéticas. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- González-Iturbe J. A., I. Olmsted y F. Tun-Dzul. 2002. Tropical dry forest recovery after a long term (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) henequén plantation in northern Yucatán, México. *Forest ecology and management* 167:67-82
- Greenberg R, M. S. Foster y L. Marquez-Valdelamar. 1995. The role of the white-eyed vireo in the dispersal of *Bursera* fruit on the Yucatan Peninsula. *Journal of Tropical Ecology* 11:619-639.
- Griscom H. P., P. M. S. Ashton y G. P. Berlyn. 2005. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: Implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. *Forest Ecology and Management* 215: 306-318.

- Gutiérrez J. 2007. Propagación y desarrollo en vivero de *B. cuneata* (Schlecht.) Engl. (Burseraceae). Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de estudios superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hammond D. S. 1995. Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forests trees after shifting agriculture, Chiapas, México. *Journal of Tropical Ecology* 11(2): 295-313
- Hartmann H. T., D. E. Kester, F. T. Davies y R. L. Geneve. 1997. *Plant propagation: Principles and practices*. Prentice Hall. Sexta edición.
- Hassig B. E., T. E. Davis y D. E. Riemenschneider. 1992. Reaching the controls of adventitious rooting. *Physiologia Plantarum* 88:310-317.
- Healy E. A. 2007. Germination and seed viability of the seasonally dry forest tree *Bursera copallifera* (DC.) Bullock (Burseraceae) and other common *Bursera* of Morelos, México. Tesis de Maestría. Universidad de California, EUA.
- Hernández E. 2008. Distribución del género *Bursera* en el estado de Morelos y su relación con el clima. Tesis de Maestría (Ciencias Biológicas). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hernández-Apolinar M., T. Valverde y S. Purata. 2006. Demography of *Bursera glabrifolia*, a tropical tree used for folk woodcrafting in Southern Mexico: An evaluation of its management plan. *Forest Ecology and Management* 223: 139-151.
- Hersh-Martínez P., R. Glass, A. Fierro y C. Guerrero. 2004. El linaloe, *Bursera aloexylon* (Schiede ex Schldt) Engl. Programa actores sociales de la flora medicinal de México. Serie Patrimonio vivo 6. Instituto Nacional de Antropología e Historia. CONABIO.
- Hersch-Martínez P y R. Glass. 2006. Linaloe: un reto aromático. Diversas dimensiones de una especie mexicana, *Bursera linanoe*. Colección científica. Instituto Nacional de Antropología e Historia.
- Holdrige, L. R. 1967. *Life zone Ecology*. Tropical Science Center. San José, Costa Rica. 206 pp.

- Huante P., E. Rincón y I. Acosta. 1995a. Nutrient availability and growth rate of 43 woody species from a tropical deciduous forest in Mexico. *Functional ecology* 9(6):84-858.
- Huante P., E. Rincón y F. S. Chapin. 1995b. Responses to phosphorus of contrasting successional tree seedling species from the tropical deciduous forest of Mexico. *Functional ecology* 9(5):760-766.
- Huante P y E. Rincón. 1998. Responses to light changes in tropical deciduous woody seedlings with contrasting growth rates. *Oecologia* 113:53-66.
- Hunt R. 1978. *Plant growth analysis*. Edward Arnold, London.
- Husen A y M. Pal. 2007. Effect of branch position and auxin treatment on clonal propagation of *Tectona grandis* Linn. f. *New Forest* 34(3):223-233
- Kavanagh T y M. Kellman. 1992. Seasonal pattern of fine root proliferation in a tropical dry forest. *Biotropica* 24(2):157-165.
- Janzen D. H. 1988. Management of habitats fragments in a tropical dry forest: growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 105-116.
- Janzen D. H. 2002. Tropical dry forest: Area de conservación Guanacaste, northwestern Costa Rica. En: Perrow M. R. y A. J. Davy. *Handbook of ecological restoration*, vol 1:24-45. Cambridge University Press, Cambridge.
- Johnson M. B. 1992. The genus *Bursera* (Burseraceae) in Sonora, Mexico and Arizona, U. S. A. *Desert Plants* 10(3): 126-145.
- Kibler H., M. E. Johnston y R. R. Williams. 2004a. Adventitious root formation in *Backhousia citriodora* F. Muell. 1. Plant genotype, juvenility and characteristics of cuttings. *Scientia Horticulturae* 102:133-143.
- Kibler H., M. E. Johnston y R. R. Williams. 2004b. Adventitious root formation in *Backhousia citriodora* F. Muell. 2. Seasonal influence of temperature, rainfall, flowering and auxins on the stock plants. *Scientia Horticulturae* 102: 343-358.
- Khurana E y J. S. Singh. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28(1): 39-52

- Krisantini S., M. Jhonston, R. R. Williams y C. Beveridge. 2006. Adventitious root formation in *Grevillea* (Proteaceae) an Australian native species. *Scientia Horticulturae* 107(2): 171-175
- Lamb D y D. Gilmour. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland.
- Lambers H., F. S. Chapin III y T. L. Pons. 1998. Plant physiological ecology. Springer Verlag New York, Inc.
- Landis T. D., R. W. Tinus y J. P. Barnett. 1998. The Container Tree Nursery Manual. Volume 6, Seedling propagation. Agric. Handbk. 674. Washington, DC: USDA Forest Service. 166p
- Larcher W. 2003. Physiological plant ecology: Ecophysiology and stress physiology of functional groups. Springer Verlag Berlin Heideberg. 4 ed.
- Leakey R. R. B., V. R. Chapman y K. A. Longman. 1982. Physiological studies for tropical tree improvement and conservation. Factors affecting root initiation in cuttings of *Triplochiton scleroxylon* K. Schum. *Forest Ecology and Management* 4:53-66.
- Leakey R. R. B. y R. Storeton-West. 1992. The rooting ability of *Triplochiton scleroxylon* cuttings: the interactions between irradiance, light quality and nutrients. *Forest Ecology and Management* 49:133-150.
- Lebrija-Trejo E., F. Bongers, E. A. Pérez-García y J. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40(4):422-431.
- Leopold A. C. 1975. Plant growth and development. 2da ed. McGraw Hill, New York. 545 pp.
- Liberman D. y M. Li. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science* 3:375-382.
- Luken J. O. 1990. Directing ecological succession. Chapman and Hall.
- Lugo A. E. 1988. The future of the forest. *Environment* 30(7): 16-45.
- Lugo A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded land with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99: 9-19.

- Maluf de Souza F y J. L. Ferreira. 2004. Restoration of seasonal semideciduos forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191:185-200.
- Maradiga F. S, G Urban y S. Villerías. 2000. Ecología de especies vegetales útiles del trópico de Guerrero. En: R. Monroy, H. Colín y J.C. Boyas Delgado (eds.). *Los Sistemas Agroforestales de Latinoamérica y la Selva Baja Caducifolia en Mexico*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. IICA-INIFAP.
- Marod D., U. Kutintara, H. Tanaka y T. Nakashizuka. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. *Plant Ecology* 161: 41-57.
- Mas J. F. y B. A. Pérez-Vega. 2005. La representatividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP). *Gaceta ecológica* 74:5-14
- Mateo-Sánchez J. J., J. J. Vargas-Hernández, M. C. López-Peralta y J. J. Mata. 1998. enraizado de estacas juveniles en cinco especies de coníferas ornamentales: efecto del ácido indolbutírico AIB y de la temperatura. *Revista Ciencia Forestal en México* 23 (84):29-38.
- Maury-Lechon G. 1993. Biological characters and plasticity of juvenile tree stages to restore degraded tropical forests. Programm proposition for genetic resource maintenance. En: Lieth H y M. Lohmann (eds). *Restoration of tropical forest ecosystems*, pp 37-46. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- McLaren K. P. y M. A. McDonald. 2003. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management* 183:61-75.
- McVaugh, R. y J. Rzedowski. 1965. Synopsis of the genus *Bursera* L. in western Mexico, with notes on the material of *Bursera* collected by Sessé & Mociño. *Kew Bulletin* 18: 317-382
- Meli P, 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* 28(10): 581-589.
- Mesén F., A. C. Newton y R. R. B. Leakey. 1997. Vegetative propagation of *Cordia alliodora* (Ruiz & Pavon) Oken: the effects of IBA concentration, propagation medium and cutting origin. *Forest Ecology and Management* 92:45-54.

- Messenger A. S., J. F. Di Stéfano y L. A. Fournier. 1997. Rooting and growth of cuttings of *Bursera simarouba*, *Gliricidia sepium* and *Spondias purpurea* in upland stony, upland non stony and lowland non-stony soils in Ciudad Colón, Costa Rica. *Journal of Sustainable Forestry* 5(3/4): 139-151.
- Miles L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491-505.
- Miller P. M y J. B. Kauffman. 1998. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30(4): 538-546.
- Mitchell A. K. 1997. Propagation and growth of Pacific yew (*Taxus brevifolia* Nutt.) cuttings. *Northwest Science* 17(1):56-63.
- Molina S. y A. Lugo. 2006. Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica* 38(3):354-364.
- Montagnini F. 2001. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: Experiences from Latin America. *Interciencia* 26(10): 498-503.
- Montes C. 2006. Crecimiento de plantas y supervivencia de plántulas de *Bursera glabrifolia* en respuesta a diferentes condiciones ambientales. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mooney H. A., S. H. Bullock y E. Medina. 1995. Introduction. En: Bullock S. H., H. A. Mooney y E. Medina (eds.) *Seasonally dry tropical forest*, pp.1-8. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Murphy P. G. y A. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 66-88
- Nanda K. K. y V. K. Anand. 1969. Seasonal changes in auxin effects on rooting of stem cuttings of *Populus nigra* and its relationship with mobilization of starch. *Physiologia Plantarum* 23:99-107.
- Negash L. 2002. Successful propagation techniques for the threatened African pencil cedar (*Juniperus proceras* Hochst. ex Endl.). *Forest Ecology and Management* 161: 53-64

- Negash L. 2003. Vegetative propagation of the threatened African wild olive [*Olea europaea* L. subsp. *causpidata* (Wall. ex DC) Ciffieri]. *New Forest* 26: 137-146.
- Ofori D. A., A. C. Newton, R. R. B. Leakey y J. Grace. 1996. Vegetative propagation of *Milicia excelsa* by leafy stem cuttings: effects of auxin concentration, leaf area and rooting medium. *Forest Ecology and Management* 84: 39-48.
- Palanisamy K., S. A. Ansari, Pramod Kumar y B. N. Gupta. 1998. Adventitious rooting in shoot cuttings of *Azadirachta indica* and *Pongamia pinnata*. *New Forest* 16: 81-88.
- Parrota J. A., J. W. Turnbull y N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1-7.
- Paz H. 2003. Root/Shoot allocation and root architecture in seedlings: variation among forest sites, microhabitats, and ecological groups. *Biotropica* 35:318-332.
- Pineda F. 2007. Morfología de plántulas en la selva seca de Chamela: divergencias entre pares congénicos especialistas a hábitats húmedos vs. secos. Tesis de Maestría (Ciencias Biológicas). Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Piña-Covarrubias E. 2005. Análisis de la estructura y la composición de la selva baja caducifolia con diferentes grados de conservación en la zona de Xochicalco, Morelos, México. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Poorter L. y Y. Hayashida-Oliver. 2000. Effects of seasonal drought on gap and understorey seedlings in a Bolivian moist forest. *Journal of Tropical Ecology* 16: 481-498.
- Puri S. y R. C. Verma. 1996. Vegetative propagation of *Dalbergia sissoo* Roxb. using softwood and hardwood cuttings. *Journal of Arid environments* 34:235-245.
- Ray G. J. y B. J. Brown. 1994. Seed ecology of woody species in a Caribbean dry forest. *Restoration ecology* 2(3): 156-163.
- Ray G. J. y B. J. Brown. 1995. Restoring Caribbean dry forests: Evaluation of tree propagation techniques. *Restoration Ecology* 3(2): 86-94.

- Rieckermann H., B. Goldfarb, M. W. Cunningham y R. C. Kellison. 1999. Influence of nitrogen, photoperiod, cutting type, and clone on root and shoot development of rooted stem cuttings of sweetgum. *New Forest* 18:231-244
- Ricaño A. 2007. Morfología aérea y subterránea de plántulas tropicales: variación a lo largo del gradiente sucesional en campos abandonados en una selva alta. Tesis de Maestría (Ciencias Biológicas). Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rico-Gray V y J. G. García-Franco. 1992. Vegetation and soil seed bank of Successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetation Science* 3: 617-624.
- Rzedowki, J. y H. Kruse. 1979. Algunas tendencias evolutivas en *Bursera* (Burseraceae). *Taxon* 28: 103-116
- Rzedowsky J., R. Medina y G. Calderón de Rzedowsky. 2004. Las especies de *Bursera* (Burseraceae) en la cuenca superior del río Papaloapan (México). *Acta Botánica Mexicana* 66: 23-151.
- Rzedowski, J., R. Medina Lemos y G. Calderón de Rzedowski. 2005. Inventario del conocimiento taxonómico, así como de la diversidad y del endemismo regionales de las especies mexicanas de *Bursera* (Burseraceae). *Acta Botánica Mexicana* 70: 85-111
- Sabogal C. 1992. Regeneration of tropical dry forest in Central America, with examples from Nicaragua. *Journal of Vegetation science* 3:407-416.
- Sampaio A. B., K. D. Holl y A. Scariot. 2007. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forest in pastures in central Brazil? *Restoration Ecology* 15(3): 462-471.
- Sánchez-Azofeifa G. A., M. Quesada, J. P. Rodríguez, J. M. Nassar, K. E. Stoner, A. Castillo, T. Garvin, J. Calvo, M. Kalacska, L. Fajardo, J. Gamon y P. Cuevas-Reyes. 2005. Research priorities for neotropical dry forests. *Biotropica* 37(4): 477-485.

- Scheinvar E. 2004. Efecto del Ácido Indol-butírico, el riego y las condiciones ambientales en la propagación vegetativa, por estacas, de *Gliricidia sepium* con miras a la restauración de dos selvas tropicales. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Scott P. E. y R. F. Martin. 1984. Avian consumers of *Bursera*, *Ficus* and *Ehretia* fruit in Yucatán. *Biotrópica* 16: 319-323.
- Secretaría de Programación y Presupuesto. 1981. Síntesis geográfica de Morelos. Coordinación General de los Servicios Nacionales de Estadística, Geografía e Informática. México.
- Swamy S., S. Puri y K. Kanwar. 2002. Propagation of *Robinia pseudoacacia* Linn. and *Grewia optiva* Drummond from rooted stem cuttings. *Agroforestry Systems* 55: 231-237
- Tarragó J., P. Sansberro, R. Filip, P. López, A. González, C. Luna y L. Mroginski. 2005. Effect of leaf retention and flavonoids on rooting of *Ilex paraguariensis* cuttings. *Scientia Horticulturae* 103: 479-488.
- Tchigio I. y B. Duguma. 1998. Vegetative propagation of *Calliandra calothyrsus* (Meissner). *Agroforestry Systems* 40:275-281.
- Tchoundjeu Z., M. L. Avena, R. R. B. Leakey, A. J. Simons, E. Asaah, B. Duguma y J. M. Bell. 2002. Vegetative propagation of *Prunus africana*: effect of rooting medium, auxin concentrations and leaf are. *Agroforestry Systems* 54: 183-192.
- Tobón W. 2005. Evaluación del crecimiento y establecimiento de plántulas de *Conzattia multiflora* para la restauración de las selvas bajas de Morelos. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Trejo I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forests: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Trejo I. y R. Dirzo. 2004. Floristic diversity of tropical dry forest. *Biodiversity and conservation* 11: 2063-2084
- Trejo I. 2005. Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México. En: Halffter G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic. (eds.). *Sobre Diversidad Biológica: el significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*, pp 111-122. Monografías

- 3er milenio, vol. 4. SEA, CONABIO, Grupo Diversitas y CONACYT, Zaragoza, España.
- Ulloa, J. A. 2006. Establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies arbóreas potencialmente útiles para la restauración de pastizales degradados de NO de Morelos. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vázquez-Yañez, C. y A. I. Batis. 1996. Adopción de árboles nativos valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Boletín de la Sociedad Botánica de México 58: 78-84.
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis, M. I. Alcocer, M. Gual y C. Sánchez. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, UNAM.
- Viera D. L. M. y A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. Restoration Ecology 14(1): 11-20.
- Vieira D. L. M., A. Scariot y K. D. Holl. 2006. Effects of habitat, cattle grazing and selective logging on seedling survival and growth in dry forest of central Brazil. Biotropica 39(2): 269-274.
- Warrick N. 2003. Propagating plantation trees from cuttings in containers. 888 Management Ltd.
- Wassner D. y D. Ravetta. 2000. Vegetative propagation of *Grindella chiloensis* (Asteraceae). Industrial Crops and Products 11: 7-10.
- Wijdeven S. M. J. y M. E. Kuzee. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. Restoration Ecology 8(4): 414-424.
- Zahawi R. A. 2005. Establishment and growth of living fence species: an overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. Restoration Ecology 13(1): 92-102.
- Zahawi R. A. y K. D. Holl. 2008. Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. Restoration Ecology 16 (*en prensa*).