



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS

“REGENERACIÓN DE ÁRBOLES A PARTIR DE ESTACAS EN SITIOS
PERTURBADOS EN UN BOSQUE TROPICAL DE CHIAPAS, MÉXICO”

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(Biología Ambiental)

PRESENTA:

Gabriela Gutiérrez Zamora Marmolejo

TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup, Centro
de Investigaciones en Ecosistemas

COMITÉ TUTOR:

Dr. Miguel Martínez Ramos, Centro de Investigaciones en Ecosistemas
Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa, Instituto de Ecología

MÉXICO, D.F. MAYO, 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS

“REGENERACIÓN DE ÁRBOLES A PARTIR DE ESTACAS EN SITIOS
PERTURBADOS EN UN BOSQUE TROPICAL DE CHIAPAS, MÉXICO”

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(Biología Ambiental)

PRESENTA:

Gabriela Gutiérrez Zamora Marmolejo

TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup, Centro
de Investigaciones en Ecosistemas

COMITÉ TUTOR:

Dr. Miguel Martínez Ramos, Centro de Investigaciones en Ecosistemas
Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa, Instituto de Ecología

MÉXICO, D.F. MAYO, 2013



Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 3 de diciembre del 2012, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de grado de **Maestra en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental)** de la alumna **Gabriela Gutiérrez Zamora Marmolejo** con número de cuenta 507004602 con la tesis titulada: **"Regeneración de árboles a partir de estacas en sitios perturbados en un bosque tropical de Chiapas, México"** bajo la dirección del Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup.

Presidente:	Dra. Eliane Ceccon
Vocal:	Dr. Alma Lucía Delfina Orozco Segovia
Secretario:	Dr. Miguel Martínez Ramos
Suplente:	Dr. Roberto Antonio Lindig Cisneros
Suplente:	Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F. a, 19 de abril del 2013.

María del Coro Arizmendi
Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga
Coordinadora del Programa

AGRADECIMIENTOS

Primeramente, al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM por darme la oportunidad de seguir mi formación académica.

Al CONACYT por otorgarme la beca que me permitió cursar estos dos años de maestría.

Al Proyecto MABOTRO, “Manejo de Bosques Tropicales en México” SEMARNAT 2002-C01-0597, que proporcionó los recursos económicos para el desarrollo de este estudio.

A mi tutor y amigo, el Dr. Diego R. Pérez Salicrup por su atinada dirección, paciencia y su compromiso conmigo y hacia mi trabajo. Gracias de todo corazón Diego.

A los demás miembros de mi comité tutor, la Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa y el Dr. Miguel Martínez Ramos por sus valiosas aportaciones al desarrollo de este estudio.

Quiero dar las gracias a mis papás, algo hicieron durante mi crianza que despertó en mí la curiosidad, las ganas de hacer ciencia.

Gracias “pá” por regalarme ese microscopio, por apoyarme desde la primera vez que dije que de grande quería ser bióloga, por celebrar cada logro académico como si fuera un Nobel, por sentirte tan orgulloso de mí siempre. Yo igual estoy orgullosa de ti. En el concurso de la vida yo me gané al mejor papá del mundo.

Gracias “má”, eres mi ejemplo de vida. Una mujer exitosa, excelente madre, la mejor en tu trabajo, hermosa y la mejor de las abuelas. Todo lo que hago, incluyendo este trabajo tienen como propósito llegar a ser como tú. Gracias por ser mi oreja, mi hombro... mi corazón, te amo mami.

A ti amor, que éste también es tu trabajo. Gracias porque sin saber a qué íbamos dejaste tus cosas para meterte en los potreros, cargar estacas y plantarlas, todo esto a rayo de sol. Gracias por confiar en mí, en lo nuestro. Soy mala para las fechas y por lo tanto para los aniversarios, pero nunca olvido ese 30 de septiembre en que mi Sol me alcanzó. Te amo.

Gracias “manis”, por estar ahí siempre; gracias “Angels”, casi te quiero como a un hermano; gracias a ambos por mi “Basti” y mi “Chu”, por haberlos traído a Morelia esas vacaciones, un hermoso aliciente.

Un agradecimiento especial a mis compañeritos del “lab” Pavki y Cris por la ayuda en Chajul, las aventuras en el camino y las tardes en el río; gracias Yorch, Carmen, Rafa, Morfin y Toño. Pensar en ustedes me hace sonreír, gracias.

Gracias “Bere”, no hace falta decir que en muchos momentos salvaste mi vida. Te adoro.

Gracias a mi familia moreliana Greta, Lucy, Irene, Isela, los habitantes de la casa Guanga, Susana, Faby, Chino, Guate; Thor, gracias por ser el primer “Udlo” en que se aventó a “Mugrelia”; gracias a los profesores del CIEco.

A Rafa Lombera y a su familia por su hospitalidad, dormir con el correr del río y despertar con el vuelo de las guacamayas a pocos metros es simplemente la razón por la cual escogí esta carrera. También a mis ayudantes en campo y a sus familias por compartir conmigo ese conocimiento que no se publica en las revistas científicas.

Gracias a mis hermanas de vida y vocación, gracias Ana, gracias Ivu por animarme a hacer este último esfuerzo.

A mi Lu.

Porque el día que naciste no sé me llegó si la cordura o si perdí completamente la razón.

Te amo con todas estas hojas.

ÍNDICE

	Página
Resumen	1
Abstract	2
Introducción general	3
CAPÍTULO I	
Introducción	6
Antecedentes	8
Objetivo	10
Métodos	
<i>Especies de estudio</i>	10
<i>Sitio de estudio</i>	14
<i>Diseño experimental</i>	14
<i>Análisis de datos</i>	15
Resultados	17
Discusión	
<i>Gliricidia sepium</i>	23
<i>Bursera simaruba</i>	25
<i>Spondias mombin</i>	26
Conclusión	27
CAPÍTULO II	
Introducción	29
Antecedentes	30
Objetivos	33
Métodos	
<i>Especies de estudio</i>	34
<i>Sitio de estudio</i>	35
<i>Diseño experimental</i>	35
<i>Análisis de datos</i>	37
Resultados	39
Discusión	
<i>Contenido de agua en el suelo</i>	46
<i>Aplicación de fitohormonas</i>	48
Conclusión general	51
Literatura citada	54

ÍNDICE DE FIGURAS

		Página
Figura 1	Supervivencia de estacas de 2006 a 2007	17
Figura 2	Tasa de crecimiento relativo de estacas (área basal) de 2006 a 2007	18
Figura 3	Tasa de crecimiento relativo estacas (altura) de 2006 a 2007	19
Figura 4	Número de ramas producidas por estacas de 2006 a 2007	20
Figura 5	Longitud promedio de ramas en estacas de 2006 a 2007	21
Figura 6	Área de sombra estimada de las estacas de 2006 a 2007	22
Figura 7	Contenido gravimétrico de agua en el suelo	39
Figura 8	Supervivencia de estacas por especies (2007-2008)	40
Figura 9	Supervivencia de estacas por tratamiento (2007-2008)	41
Figura 10	Tasa de crecimiento relativo de estacas (altura) de 2007 a 2008	42
Figura 11	Número de ramas producidas por las estacas de 2007 a 2008	43
Figura 12	Área de sombra estimada de las estacas de 2007 a 2008	44
Figura 13	Número de hojas producidas por las estacas de 2007 a 2008	45

RESUMEN

El cambio de uso de suelo en los trópicos mexicanos es producto, en su mayoría de actividades agropecuarias. Consecuentemente, el paisaje en los trópicos mexicanos está compuesto de fragmentos de bosque dentro de una matriz de terrenos dedicados a actividades agropecuarias bajo distintos regímenes de uso, e incluso terrenos muy degradados debido a prácticas extensivas. Esta matriz agroecológica es importante en términos de diversidad regional, por lo que implica un reto en el ámbito de la restauración ecológica generar recomendaciones que puedan adaptarse a los todos sus componentes. La siembra de estacas de especies utilizadas comúnmente para el establecimiento de cercos vivos puede ser útil para restablecer o acelerar el proceso de sucesión en áreas muy degradadas, o bien para enriquecer agroecosistemas y aumentar el movimiento de especies entre éstos y los fragmentos de bosque. Evaluamos la supervivencia y el crecimiento de estacas de cuatro especies nativas utilizadas para construir cercos vivos en pastizales ganaderos en Chiapas. Al cabo de año y medio, las estacas de *Gliricidia sepium*, *Bursera simaruba* y *Erythrina folkersii* sobrevivieron entre un 40 y 90%. Además, las estacas de *G. sepium* produjeron más hojas y más ramas que se tradujeron en una proyección de sombra de hasta 11 m². Proponemos que deben sembrarse las tres especies: *G. sepium* proveerá sombra para favorecer el establecimiento de leñosas, mientras que las estacas de *B. simaruba* y *E. folkersii* producirán frutos que atraerán dispersores favoreciendo la lluvia de propágulos.

ABSTRACT

In Mexican tropics, land use change is mostly caused by farming. Consequently, the landscape consists of forest fragments within a matrix of land dedicated to grazing and farming under different use regimes and even degraded areas due to extensive practices. The agroecological matrix is important in terms of regional diversity and therefore implies a challenge in ecological restoration field to generate recommendations that can adapt to all components. Planting species commonly used for building live fences cuttings may be useful to restore or accelerate the succession process in highly degraded areas, or to enrich it or enhance species movement between forest fragments. We evaluate the survival and growth of four native species commonly used for building live fences cuttings in cattle pastureland in Chiapas. After a year and a half, *Gliricidia sepium*, *Bursera simaruba* and *Erythrina folkersii* cuttings survived between 40 and 90%. Moreover, *G. sepium* cuttings produced more leaves and branches that resulted in a shadow projection of up to 11 m². We propose that the three species should be planted: *G. sepium* will provide shade to favor the establishment of woody plants, while *B. simaruba* and *E. folkersii* produce fruits attracting disperses favoring seed rain.

INTRODUCCIÓN GENERAL

De 1980 a 2000, la tasa promedio de deforestación en los trópicos excedió los 12 millones de hectáreas al año (WRI 2005). En Latinoamérica, este cambio de cobertura vegetal está asociado principalmente a la conversión de bosques a pastizales agrícolas y ganaderos (Fearnside 1993, García – Barrios et al 2009). Aunque algunos autores (Grau et al. 2003) aseguran que las tendencias económicas actuales han promovido la intensificación de la agricultura, la industrialización y la migración de la población rural a zonas urbanas , provocando una incipiente recuperación de los ecosistemas a causa del abandono, en México la conversión de bosques a pastizales ganaderos ha ido en aumento (Galván 2008). Para el año 1990 la superficie original de bosque tropical ya se había reducido en un 90% (Galván 2008), mientras que la superficie de suelo dedicada a actividades agropecuarias siguió aumentando, según la FAO (2010) de 40 a casi 46 millones de hectáreas entre 1993 y 2007).

Consecuentemente, el paisaje del trópico mexicano es un mosaico de fragmentos de bosque en una matriz de terrenos agrícolas que van desde enormes extensiones de algún tipo de cultivo o pastizales ganaderos (tanto de tipo extensivo como intensivo) hasta granjas pequeñas y medianas (Perfecto y Vandermeer 2008). Por ende, esta matriz agroecológica es de suma importancia para el movimiento de especies entre los fragmentos de bosque (Jonsen et al. 2001, Donald y Evans 2006), de ahí que se hayan sugerido recientemente modelos de desarrollo en los que es posible mantener la diversidad regional bajo un esquema convergente, en donde las prácticas agrícolas deberían desarrollarse manteniendo la mayor cantidad de diversidad biológica y funcionamiento ecosistémico posible (Perfecto y Vandermeer 2008, García – Barrios et al 2009). Asimismo, a partir de la última década los propietarios locales han estado

interesados en formas de establecer bosques secundarios productivos, de preferencia a través de métodos de tecnología simple y a bajo costo (García-Orth y Martínez-Ramos 2007) a raíz de los programas emprendidos por el gobierno mexicano que apoyan económicamente el uso de sistemas productivos que mantengan biodiversidad y servicios ambientales (Comisión Nacional Forestal 2012).

El establecimiento de cercas a partir de segmentos de tallos vivos en lugar de postes, constituyen una práctica agrícola que ayuda a mantener la diversidad biológica debido a que pueden proveer cobertura arbórea, lo que se traduce en sombra sobre los pastos, promoviendo condiciones favorables el establecimiento de leñosas. Además pueden funcionar como perchas naturales, refugio y sitios de forrajeo para aves y otros dispersores de semillas, aumentando así el número de propágulos disponibles (Guevara y Laborde 1993, Slocum 2000, Shiels y Walker 2003), contribuyendo al flujo de especies entre los fragmentos de bosque de la matriz agroecológica (White et al, 2002). La construcción de cercos vivos es una práctica común en los trópicos de México y Mesoamérica, sin embargo existe poca información ecológica acerca de las especies que pueden propagarse a partir de estacas.

Este trabajo de investigación pretende recabar información científica para generar recomendaciones en el ámbito de la conservación de la diversidad de especies en los trópicos mexicanos; para lo cual se evaluó el desempeño en cuanto a supervivencia y crecimiento de especies utilizadas para construcción de cercos vivos que se propagan a partir de estacas y se probó si la adición de hormonas podría mejorar dicho desempeño. Este estudio se divide en dos capítulos, en ambos se documentó la supervivencia y crecimiento de estacas de especies nativas, capaces de propagarse vegetativamente y utilizadas ampliamente en México y Centroamérica para el establecimiento de cercos vivos. En el primer capítulo se determinó la supervivencia y

el crecimiento de estacas de *Gliricidia sepium*, *Bursera simaruba* y *Spondias mombin*, entendiendo por crecimiento la altura y desarrollo de copa de las estacas en cuatro parcelas de distintos propietarios, con los cuales se acordó cesar las actividades agrícolas durante el tiempo de estudio. Las mediciones se llevaron a cabo cada seis meses durante año y medio, sin embargo al término del primer año dos de las cuatro parcelas fueron eliminadas del experimento porque hubo reintroducción de ganado y/o incendios. En el segundo capítulo se exploró si había una relación entre la pendiente del sitio y la cantidad de agua en el suelo para evaluar su posible efecto sobre la supervivencia y el desarrollo de las estacas. Además se aplicó una solución comercial a base de hormonas estimuladoras del crecimiento radical en las estacas antes de ser plantadas para evaluar si dicha aplicación pudiera aumentar la supervivencia y/o el crecimiento en estacas de *G. sepium*, *B. simaruba* y *Erythrina folkersii*.

CAPÍTULO I

Supervivencia y crecimiento de tres especies nativas utilizadas para el establecimiento de cercos vivos en el sureste de Chiapas, México

INTRODUCCIÓN

A pesar de que las tendencias económicas actuales promueven el abandono de áreas transformadas para actividades agrícolas (Grau et al. 2003), en México la conversión de bosques a pastizales ganaderos va en aumento (Galván 2008), lo que se traduce en áreas que se encuentran bajo constante perturbación. Varios estudios sugieren una lista de agentes de perturbación que en conjunto o de forma independiente pueden retardar o inhibir el proceso de sucesión natural (Niering y Goodwin 1974), tales como falta de nutrientes en el suelo, la compactación del mismo, cambios en la temperatura y humedad del suelo, cambios en la temperatura del aire, competencia con pastos introducidos, bajas tasas de colonización de semillas y altas tasas de depredación de semillas y plántulas (Allen 1985, Uhl 1987, Uhl et al. 1988, Nepstad et al. 1991, Aide y Cavalier 1994, Reiners et al. 1994, Fernández y Sanford 1995, Nepstad et al. 1996, Holl 1999). Aunque la importancia relativa de estos factores puede variar en función de las características de cada sitio, la competencia de las plántulas con pastos invasores y la falta de propágulos han sido señaladas como las barreras más importantes para la regeneración natural en zonas tropicales húmedas (Walker et al. 1996, Holl 1999, Peterson y Haines 2000, Wijdeven y Kuzew 2000).

El establecimiento de especies leñosas es una herramienta útil para acelerar el proceso de regeneración natural (Holl 2000) y existen dos formas básicas de reintroducir plantas en áreas que se encuentran bajo perturbación constante: la siembra

directa de semillas o la introducción de plántulas producidas en viveros (Diaz-Marin 2010). Otra forma de establecer especies leñosas es el establecimiento de tallos vivos de especies que se propaguen vegetativamente o estacas (Peñaloza 2004, Gómez 2005, Zahawi 2005, Zahawi y Holl 2008), las cuales pueden proveer sombra sobre los pastos al mismo tiempo que pueden funcionar como perchas naturales, refugio y sitios de forrajeo para aves y otros dispersores de semillas, aumentando así el número de propágulos disponibles para el restablecimiento de la sucesión natural (Guevara y Laborde 1993, Slocum 2000, Shiels y Walker 2003). La siembra de estacas de más de 1.5 m de altura, es una práctica común que se utiliza en los trópicos de México y Mesoamérica para el establecimiento de cercos vivos. Los cercos vivos comúnmente son plantaciones en línea de especies leñosas (Zelada 2002) cuyo propósito principal es dividir, separar y proteger parcelas y potreros, aunque también son fuente de combustible, proveen sombra y alimento, controlan el viento, son refugio de fauna silvestre, entre otros (Budowski 1987, Bennet 1999, Zahawi 2005).

En México, *Bursera simaruba* y *Gliricidia sepium* son posiblemente las especies más extensamente usadas para construir cercas vivas (Pérez-Salicrup 1992, Guevara et al. 1997, CATIE 2011), aunque en algunas áreas también se usan otras especies como *Erythrina* spp. y *Tabebuia rosea* (Challenger 1998). Sin embargo existe poca información ecológica sobre la habilidad de estas especies para establecerse vegetativamente y desarrollar una copa suficiente para proveer sombra y atraer dispersores. En este estudio se cuantificó la supervivencia y el crecimiento de estacas de especies utilizadas para el establecimiento de cercos vivos, con el fin de poder generar recomendaciones para acelerar el proceso de sucesión secundaria en sitios perturbados.

ANTECEDENTES

Los esfuerzos para acelerar o restablecer el proceso de sucesión se deben centrar en estrategias para proveer sombra sobre los pastos invasores, y/o elevar la disposición y dispersión de semillas. La siembra directa de semillas es una estrategia que puede utilizarse para contrarrestar la escasez de propágulos (Holl 1999, Holl et al. 2000) con la ventaja de reducir los costos económicos y el esfuerzo en campo (Cabin et al. 2000), no obstante, puede no ser la recomendable en sitios donde la depredación de semillas es muy alta. García-Orth y Martínez-Ramos (2008) probaron la siembra directa de semillas de especies de distintas etapas sucesionales en Chiapas, en el mismo sitio donde se desarrolló este estudio y encontraron que cerca del 100% de las semillas de las especies pioneras y entre el 70 y 100% de las semillas de especies de bosque maduro fueron depredadas después de 64 días. Otros autores han reportado tasas muy altas de depredación de semillas en zonas tropicales perturbadas (Aide y Cavelier 1994, Nepstad et al. 1996, Holl et al. 2000, Bonilla-Moheno y Holl 2010). El establecimiento de plántulas de especies nativas puede ser útil para facilitar la regeneración natural (Holl et al. 2000, Cusak y Montagnini 2004, Ramírez-Marcial et al. 2006) debido a que pueden ayudar a aumentar la dispersión de semillas, al proveer sombra mejoran las condiciones estresantes microclimáticas, puede aumentar la disponibilidad de nutrientes del suelo (Montagnini et al. 1995, Parrota et al 1997) y permiten mantener la diversidad genética de las especies (Zahawi y Holl 2009). Varios autores han reportado resultados favorables en cuanto a supervivencia y crecimiento de plántulas de especies leñosas nativas en áreas altamente perturbadas debido a actividades agropecuarias (Holl et al. 2000, Engel y Parrota 2001, Zahawi y Holl 2009, Holl et al. 2010, Diaz-Marin 2010). Sin embargo, esta técnica puede resultar costosa en áreas extensas (Holl et al 2010) y la supervivencia de plántulas puede resultar muy baja (<5%) en sitios invadidos por

pastos muy altos (1.5 m) y o muy densos (Holl et al.2000). Otra alternativa es establecer estructuras artificiales que sirvan de perchas para aves eleva la dispersión de semillas (Holl 1998, Shiels y Walker 2003), sin embargo esta técnica no supera otras barreras que impiden el proceso de regeneración natural como la depredación de semillas y la competencia con pastos densos invasores (Holl 1998, Holl et al. 2000).

Otra forma de restablecer o acelerar la regeneración natural en sitios perturbados es la introducción de especies leñosas vía el establecimiento de estacas de especies que se propaguen vegetativamente, las cuales al igual que las plántulas pueden proveer sombra sobre los pastos al mismo tiempo que pueden funcionar como atractivos, perchas naturales, refugio y sitios de forrajeo para aves y otros dispersores de semillas, aumentando así el número de propágulos disponibles (Peñaloza 2004, Gómez 2005, Zahawi 2005, Zahawi y Holl 2008, Flores-Ramírez 2011). Además, el establecimiento de estacas representa ciertas ventajas sobre el establecimiento de plántulas como el no requerir de invernaderos para germinación previa ni de mantenimiento constante una vez plantadas (Zahawi y Holl 2008). Se han realizado algunos estudios para evaluar la supervivencia y el crecimiento de estacas de especies tropicales utilizadas para el establecimiento de cercos vivos con fines de restauración, en los cuales se han reportado especies con muy buen desempeño en determinadas zonas, pero pobre en otros (Zahawi 2005, Zahawi y Holl 2008, Castellanos Castro 2009, Diaz Marin 2010), por lo que su desempeño no ha sido del todo concluyente. Debido a las ventajas que esta estrategia representa en cuanto a costo y manejo es necesario realizar experimentos que demuestren si el desempeño del establecimiento de estacas puede ser superior o comparable con el desempeño del establecimiento de plántulas, además es necesario saber si la viabilidad de determinadas especies en una región está estrechamente ligado con las características ambientales de dicha región, para entonces poder generar

recomendaciones específicas para acelerar o restablecer el proceso de sucesión natural en sitios que se encuentren bajo constante perturbación.

OBJETIVO

El objetivo de este capítulo fue evaluar la supervivencia y crecimiento de estacas provenientes de tres especies nativas (*Gliricidia sepium*, *Bursera simaruba* y *Spondias mombin*) ampliamente utilizadas para el establecimiento de cercos vivos en áreas aledañas al sitio de estudio.

MÉTODOS

Especies de estudio

La selección de especies para este proyecto se hizo a partir de una revisión bibliográfica de especies que se propagan a partir de estacas y de entrevistas a diez ejidatarios de la zona de estudio que establecen cercos vivos. Elegimos las tres especies más mencionadas y más abundantes en los bosques secundarios del sitio de estudio, dos de las cuales son las reportadas en la literatura como las más utilizadas (Pérez-Salicrup 1992, Guevara et al. 1997, CATIE 2011).

Gliricidia sepium (Jacq.) Kunth ex Walp. (Fabaceae) es un árbol o arbusto caducifolio, de hasta 12 m de altura, con un diámetro a la altura del pecho (1.3 m) de hasta 35 cm. La copa es irregular y formada por ramas ascendentes y luego horizontales. Las hojas son alternas e imparipinnadas, están compuestas por 7 a 25 folíolos opuestos (de 3 a 8 cm de largo por 2 a 4 cm de ancho) y miden de 12 a 30 cm de largo incluyendo el pecíolo (Pennington y Sarhukán 1998). Las flores son rosadas y se agrupan en racimos densos de 10 a 20 cm de largo, situados en las axilas de las hojas caídas. Cada

racimo tiene de 15 a 50 flores zigomorfas, de 2 a 3 cm de largo. Los frutos consisten en vainas aplanadas, de 10 a 15 cm de largo y 1 a 3 cm de ancho, color verde claras cuando nuevas y oscuras al madurar; cada vaina contiene de tres a ocho semillas pardo-amarillentas, de 7.9 - 18 mm de largo por 12 - 15 mm de ancho, redondas, aplanadas, de superficie lisa (Atta – Krah 1987). La floración ocurre durante la época seca, cuando los árboles se encuentran parcial o totalmente defoliados (Parrota 1992). El periodo entre la floración y la maduración de las vainas es corto, entre 40 y 55 días, pero se alarga a mayores elevaciones (Hughes 1987).

G. sepium se distribuye naturalmente desde el sur de México, por toda América central y hasta Colombia, Venezuela y las Guayanas (Pennington y Sarhukán 1998), pero se ha reportado la presencia de esta especie desde los 7° 30' de latitud sur en Panamá, hasta los 25° 30' latitud norte en el noroeste de México (Hughes 1987). En México, se encuentra distribuida en la vertiente del Golfo desde Tamaulipas, San Luis Potosí, norte de Puebla y Veracruz, hasta la Península de Yucatán, y desde Sinaloa, hasta Chiapas, en la vertiente del Pacífico en un rango de altitud que va de 0 a 1,600 m (Pennington y Sarhukán 1998). Ha sido cultivado extensamente en regiones tropicales y subtropicales dentro y fuera de su distribución natural para ser usado como cerco vivo (Parrota 1992).

Es una especie de sucesión secundaria, muy competitiva y presenta gran capacidad para establecerse como pionera, además es una especie de rápido crecimiento y produce abundante masa foliar (Parrota 1992). *G. sepium* es una especie con alto potencial para restaurar sitios degradados pues requiere de mucha luz para su desarrollo, es resistente a incendios, períodos de sequía (mayores que tres meses, pero menores que 8 meses), suelos alcalinos, pudrición, plagas y enfermedades y tolerante a inundaciones temporales. Además es tolerante a la exposición constante al viento, suelos

compactados, suelos ácidos o pobres, ramoneo, sombra y temperaturas altas, hasta 42°C (Vázquez–Yañez et al. 2002).

Bursera simaruba (L.) Sarg. (Burseraceae) es un árbol de hasta 30 m de altura y de hasta 1 m de diámetro del tronco (a 1.3 m de altura). El tronco presenta una ligera y característica torcedura en su parte media o superior con una corteza muy escamosa que varía de rojo a verde y pardo. La copa es irregular y dispersa conformada por pocas ramas gruesas y torcidas. Las hojas están compuestas por 7 a 13 folíolos lanceolados y oblongos a abovados o elípticos, son imparipinnadas, y miden de 15 a 30 cm, incluyendo el pecíolo. Las flores están en panículas tirsiformes terminales o pseudoracimos, de 20 a 28 cm de largo incluyendo el pedúnculo; las flores masculinas son individuales y constan de 4 a 5 pétalos rosados, verdeamarillentos o blancos; las flores femeninas sólo tienen tres pétalos; a veces pueden estar presentes flores hermafroditas, similares a las masculinas, pero con pistilo funcional. El fruto consiste en una cápsula trivalvada con sólo el exocarpo dehiscente, de 10 a 15 mm de largo; están dispuestos en infrutescencias de 4 a 15 cm de largo, cada fruto contiene 1 ó 2 semillas (Pennington y Sarhukán 1998). El follaje cae en la época seca, la floración es asincrónica de febrero a mayo y los frutos maduran de mayo a noviembre. Esta especie es originaria de América tropical. El árbol es nativo de las áreas comprendidas desde la Florida central hasta las Bahamas y las Antillas y desde el sur de México hasta Colombia, Venezuela y la Guayana. Se encuentra desde la Sierra de Tamaulipas y San Luis Potosí hasta Yucatán y Quintana Roo en la vertiente del Golfo y desde Sinaloa hasta la Depresión Central de Chiapas en el Pacífico. Se distribuye en un rango de altitud que va de 0 a (1,800) m. (Dirzo y Sinaca 1997).

Es una especie de sucesión secundaria que se establece generalmente en claros de bosque maduro. Es común encontrar esta especie en potreros, ya sea como árbol

aislado o formando cercas vivas debido a que se propaga fácilmente por estacas; también es frecuentemente encontrada en huertos familiares por sus propiedades medicinales. Es una especie potencialmente útil para restauración pues se beneficia de la creación de claros, es moderadamente resistente a heladas y sequía y es tolerante a suelos pobres, arcillosos, salinos y/o compactados, sombra y exposición constante al viento (Vázquez–Yañez et al. 2002).

Spondias mombin L. (Anacardiaceae) es un árbol o arbusto caducifolio, de hasta de 20 m de altura y hasta 90 cm de diámetro a la altura del pecho (1.3 m). El tronco es derecho o cónico y las ramas son horizontales o ascendentes formando una copa redondeada. Las hojas son alternas, pinnadas, de color verde amarillento, de 10 a 20 cm de largo y están compuestas de 13 a 17 folíolos elípticos de 1.9 a 4 cm de largo, con borde ligeramente ondulado (Pennington y Sarhukán 1998). Las flores son minúsculas de color blanco amarillo y se disponen en panículas, ya sea de flores masculinas o femeninas. El fruto es una drupa carnosa color amarillo, de 2 a 2.5 cm de grueso por 3 a 4 cm de largo; la pulpa es de color amarillo, jugosa y agridulce, con un hueso de 0.50 a 0.75 cm de largo, grande, fibroso por fuera que contiene múltiples semillas aplanadas (Francis 1992). *Spondias mombin* es una especie originaria de Mesoamérica. Se extiende a lo largo tanto de la costa del Pacífico como la del Golfo de México en el centro de México, hacia el sur hasta Ecuador y la Cuenca Amazónica en Brasil y Perú (Francis 1992). Esta especie es potencialmente útil para restauración debido a que es una especie de sucesión secundaria demandante de luz, resistente a fuego y sequía y tolerante a inundaciones temporales, exposición constante al viento y suelos compactados, pedregosos y someros. Además se utiliza como cerca viva, para proporcionar sombra en potreros y algunas especies de mamíferos, aves y hormigas se alimentan de los frutos (Vázquez–Yañez et al. 2002).

Sitio de estudio

El experimento se llevó a cabo en el ejido Boca de Chajul, en el municipio de Marqués de Comillas (lat 16°06'58" N, long 90°55'25" O) y en la localidad Loma Bonita, en el municipio de Maravilla de Tenejapa (lat 16°05'32" N, long 90°57'18" O), en el sureste de Chiapas. El tipo de vegetación corresponde a Bosque Tropical Húmedo (Rzedowski 1978), aunque la cubierta vegetal original se ha reducido a menos de la mitad a partir de la década de 1970 (De Jong et al. 2000), por lo cual el paisaje hoy en día corresponde a una matriz de remanentes de bosque, bosque secundario y tierras agrícolas. La temperatura media anual del sitio de estudio es de 25.2 °C y la precipitación anual es de 3,082.2 mm (Servicio Meteorológico Nacional 2000). La época de lluvias comprende de mediados del mes de mayo a finales del mes de octubre, aproximadamente (Servicio Meteorológico Nacional 2007). Como parte de un proyecto de investigación en el que se inserta el presente estudio, se eligieron cuatro sitios denominados LAU, JUA, ENE y TEO separados al menos por cuatro kilómetros entre sí, en los cuales existe manejo agrícola desde hace 15 - 20 años. En todos los sitios se utilizó la técnica roza-tumba-quema, aunque el régimen de uso de fuego difirió en cada uno (García-Orth, com. pers). Inicialmente los cuatro sitios estuvieron dedicados a la agricultura, pero posteriormente se introdujeron pastos (*Cynodon* sp. y *Panicum* sp.) para alimentar ganado.

Diseño experimental

En cada sitio se plantaron 15 estacas de *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium* y *Spondias mombin* (N = 45 estacas por sitio; N = 180 estacas en total). Cada estaca se obtuvo de bosques secundarios aledaños a la región de estudio o de cercas de otros potreros y antes de ser plantadas fueron defoliadas. Cada estaca midió entre 1 y 13 cm

de diámetro, tomado éste a 1.2 m de altura (DAP) y entre 1.2 y 2.6 m de altura. Las estacas se plantaron separadas entre sí por al menos 2 m. Las estacas se plantaron en 5 filas de 9 individuos cada una alternando las especies, para maximizar la dispersión espacial de cada especie (*sensu* Hurlbert 1984).

Las estacas se plantaron en época de lluvias (noviembre 2005), y se visitaron cada seis meses. En el lapso entre mayo y noviembre de 2006, dos de los sitios fueron afectados por fuego o por ingreso de ganado. En mayo de 2007, se decidió concluir el experimento debido a que un sitio más fue afectado. Debido a lo anterior, sólo se utilizaron los datos del primer año (2005-2006) de los sitios JUA y ENE. En cada visita se registró la supervivencia de cada estaca, y para evaluar el crecimiento se hicieron mediciones de DAP, altura, número de ramas y longitud de cada rama. Además, se estimó el área de sombra que pudieran proveer las estacas a partir de una proyección circular de la copa, a partir de la fórmula: $\text{área} = \Pi \times r^2$, donde el radio (r) corresponde a la longitud promedio de las ramas.

Análisis de datos

Para evaluar la proporción de supervivencia se utilizó el estimador no paramétrico Kaplan – Meier debido a que no todos los individuos habían muerto al terminar el periodo de estudio (datos censurados) (Collet, 1994). Posteriormente se hicieron dos pruebas log-rank, una para comparar las diferencias de supervivencia entre sitios y otra entre especies (Collet, 1994). Debido a que algunas estacas desarrollaron tallos múltiples se midió la circunferencia a 1.2 m de cada uno de los tallos y a partir de la suma de éstas se obtuvo el área basal de cada estaca. Se calculó la Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) al año, tanto para el área basal, como para la altura a partir de la fórmula $(\ln x_2 - \ln x_1)/t$, donde x_2 corresponde a la medición del último periodo de

registro noviembre 2006, x_1 corresponde a la medición inicial (noviembre 2005) y t corresponde a los doce meses transcurridos entre las mediciones (Chiarello et al 1989). Se contó el número de ramas y se obtuvo la longitud promedio de ramas por estaca para calcular el área de sombra.

Se utilizó un ANOVA anidado para comparar la TCR de la altura y el número de ramas entre las especies en los diferentes sitios del estudio (el factor especie se anidó dentro del factor sitio de estudio). La TCR del área basal, la longitud promedio de ramas y el área de sombra no se distribuyeron normalmente por lo que fueron analizados con pruebas no paramétricas (Siegel y Castellan 1988); para comparar estas variables entre las especies ($n=3$) se utilizó un análisis de varianza de una vía de Kruskal–Wallis (Kruskal 1941) y un análisis de varianza de una vía de U Mann – Whitney para compararlas entre los sitios ($n=2$) (Mann y Whitney 1947).

RESULTADOS

Después de un año, independientemente del sitio de estudio ($X^2 = 3.62$, g. l. = 2, $P = 0.06$) el 43% de las estacas sobrevivieron. La supervivencia más alta correspondió a las estacas de *G. sepium* (70%), mientras que el 37% de las estacas de *B. simaruba* sobrevivió y el 23% de las estacas de *S. mombin* ($X^2 = 13.961$, g. l. = 2, $P = 0.001$; fig. 1). En la figura 1 se puede observar que la muerte de las estacas ocurrió en algún momento antes de la primera medición a los seis meses y que, a partir de entonces, la supervivencia se mantuvo constante hasta que terminaron las observaciones.

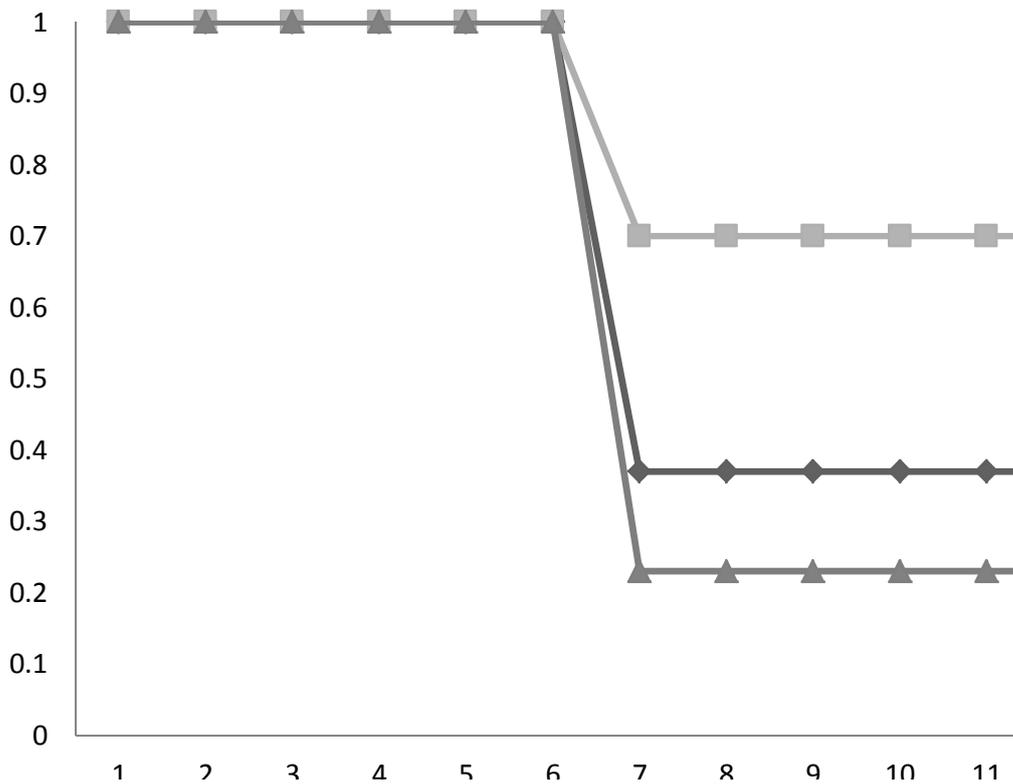


Figura 1. Proporción de supervivencia de estacas durante doce meses de observación, donde *G. sepium*= ■, *B. simaruba*= ◆ y *S. mombin*= ▲.

La TCR del área basal difirió entre sitios (U Mann - Whitney = 260.0, P = 0.009), a su vez dentro del sitio JUA no se detectaron diferencias significativas entre especies (Kruskal - Wallis = 2.770, P= 0.250, pero en el sitio ENE las estacas de *G. sepium*, registraron un aumento en el área basal de 0.3 ± 0.1 cm/año significativamente diferente del resto de las estacas (Kruskal - Wallis = 7.703, P= 0.021) cuya área basal registrada después de 12 meses fue negativa.

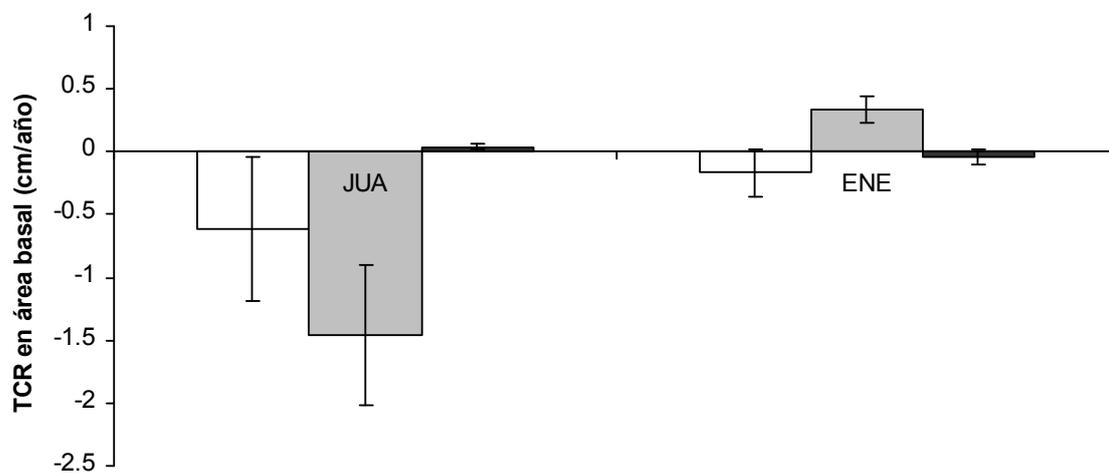


Figura 2. Tasa de crecimiento relativo (área basal) de *B. simaruba* = □, *G. sepium* = ■ y *S. mombin* = ■ en dos pastizales al sureste de Chiapas.

Como se aprecia en la figura 3, la mayor TCR en altura se registró para las estacas de *G. sepium* (0.32 ± 0.07 y 0.64 ± 0.06 cm/año en JUA y ENE, respectivamente) ($F = 5.501$, $P = 0.002$). En promedio, todas las estacas crecieron más en el sitio ENE, sin embargo, hubo un claro efecto del sitio sobre las estacas de *G. sepium*, las cuales alcanzaron una altura significativamente mayor ($F = 8.717$, $P = 0.006$).

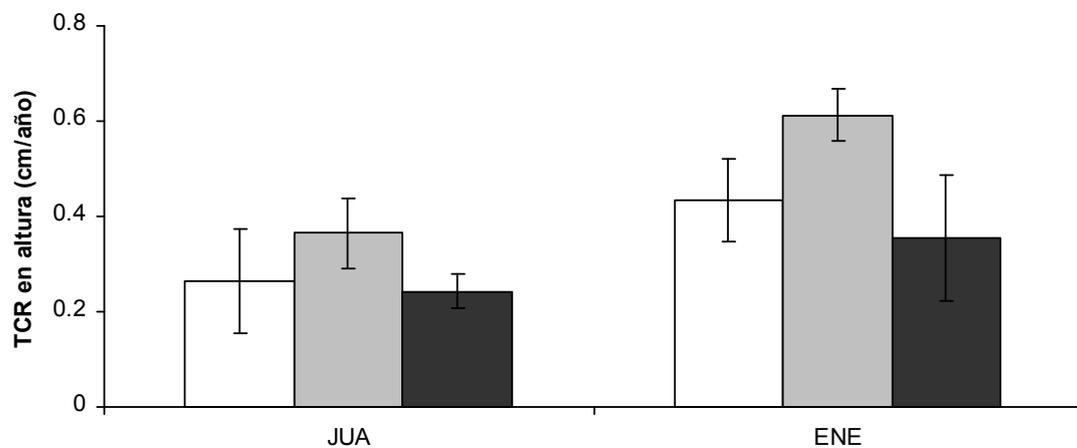


Figura 3. Tasa de crecimiento relativo (altura) de *B. simaruba* = □, *G. sepium* = ■ y *S. mombin* = ■ en dos pastizales al sureste de Chiapas.

El número de ramas por estaca difirió significativamente entre sitios ($F = 8.720$, $P = 0.006$) y entre especies ($F = 4.510$, $P < 0.001$). En el sitio JUA las estacas con mayor éxito en la producción de ramas fueron de *S. mombin*, mientras que en el sitio ENE las estacas de *G. sepium* produjeron más ramas (fig. 4). Las estacas de *G. sepium* produjeron en promedio 3 ± 1 ramas en el sitio JUA, mientras que en el sitio ENE el promedio por estaca de esta especie fue de $14 \text{ ramas} \pm 1$). Las estacas de *B. simaruba* produjeron un número similar de ramas en ambos sitios.

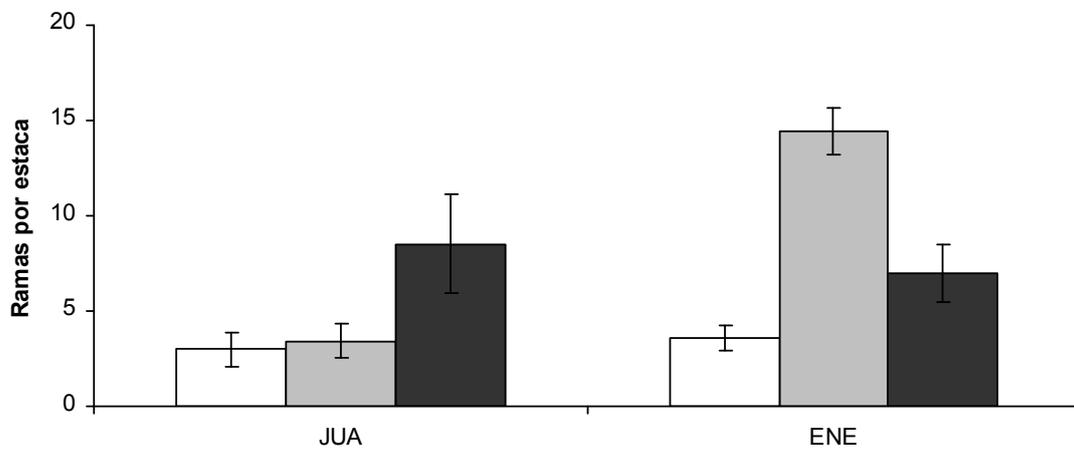


Figura 4. Número promedio de ramas por estaca de *B. simaruba* = □, *G. sepium* = ■ y *S. mombin* = ■ en dos pastizales al sureste de Chiapas.

La longitud promedio de las ramas por individuo difirió entre especies (Kruskal – Wallis = 24.735, $P < 0.001$), pero no hubo diferencias entre los sitios (U Mann - Whitney = 207.0, $P = 0.194$). Después de un año, la longitud promedio de las ramas de *G. sepium* en ambos sitios fue casi tres veces mayor y siete veces mayor que la longitud de las ramas de *B. simaruba* y *S. mombin*, respectivamente (Fig. 5).

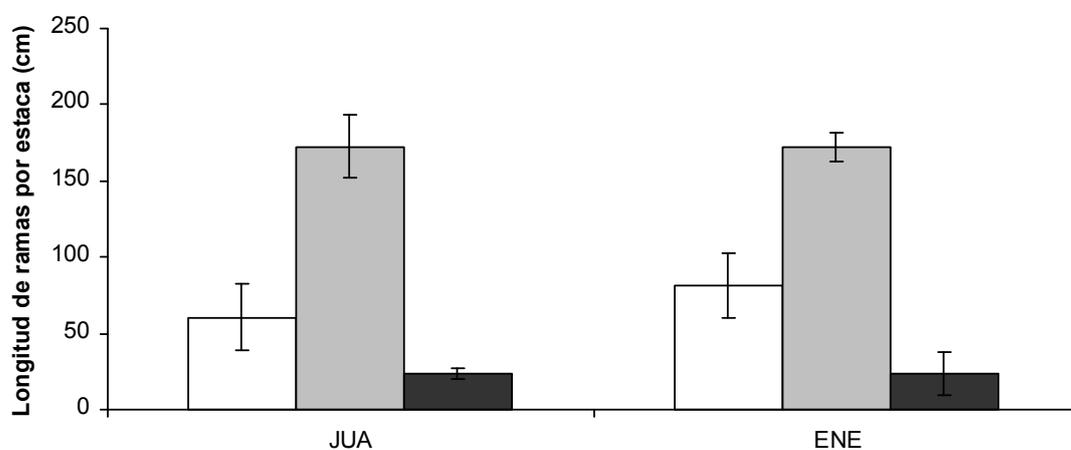


Figura 5. Longitud de ramas por estaca de *B. simaruba* = □, *G. sepium* = ■ y *S. mombin* = ■ en dos pastizales al sureste de Chiapas.

El área de sombra estimada difirió entre especies (Kruskal – Wallis = 24.906, $P < 0.001$), pero no entre los dos sitios, (U Mann - Whitney = 207.0, $P = 0.194$). El área de sombra producida por las estacas de *G. sepium* fue claramente mayor a la producida por las estacas de las otras dos especies (Figura 6). El área de sombra de las estacas de *G. sepium* fue $9.6 \pm 1 \text{ m}^2$ en el sitio ENE y $10.1 \pm 2.7 \text{ m}^2$ en el sitio JUA, mientras que las estacas de *B. simaruba* no rebasaron los 3 m^2 y las estacas de *S. mombin* apenas alcanzaron 30 cm^2 de área de sombra.

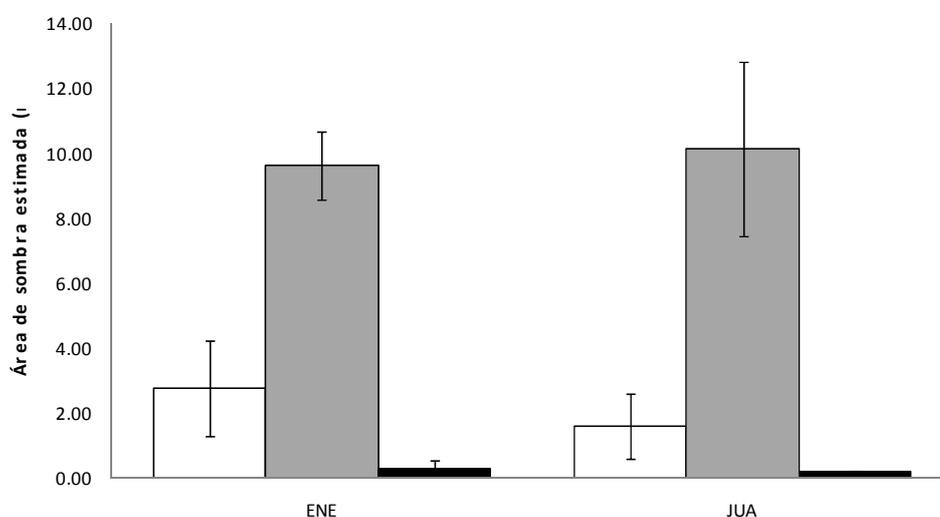


Figura 6. Área de sombra estimada por estaca de *B. simaruba* = □, *G. sepium* = ■ y *S. mombin* = ■ en dos pastizales al sureste de Chiapas.

DISCUSIÓN

El desempeño en cuanto a supervivencia y crecimiento de las tres especies fue claramente diferente. *Gliricidia sepium* presentó la supervivencia más alta, seguida por *B. simaruba* y por *S. mombin*; Al final del estudio el 70% de las estacas de *G. sepium* sobrevivió, además éstas crecieron más, produjeron más ramas y por lo tanto un área de sombra mayor.

Gliricida sepium

Las estacas de *G. sepium* presentaron el mayor éxito de establecimiento y la supervivencia más alta (70% en general), que coincide con otros estudios que reportan a esta especie con buen desempeño en términos de supervivencia cuando se propaga vegetativamente (Mesenger et al. 1997, Zahawi 2005, Zahawi y Holl 2008). El 90% de las estacas que se plantaron en el sitio ENE sobrevivieron lo largo del estudio, mientras que sólo el 50% sobrevivió en el sitio JUA. Pese a que no se puede concluir que hubo un efecto del sitio ($P=0.06$), es probable que si el tamaño de muestra hubiera sido más grande la prueba estadística pudiera haber resultado significativa, entonces la diferencia en la supervivencia entre ambos sitios pudiera explicarse por el efecto del sitio y no por la capacidad de la especie para propagarse vegetativamente. Zahawi y Holl (2008) observaron también diferencias dramáticas en la supervivencia de estacas de *G. sepium* entre sitios cercanos (<3 km) y en condiciones similares de perturbación (terrenos agrícolas abandonados dominados por especies de pastos y helechos) e incluso se han reportado efectos negativos para su establecimiento en suelos arcillosos, cuando hay poca agua disponible en el terreno o en sitios muy elevados (Montagnini et al. 1992, Messenger et al. 1997). A pesar de que *G. sepium* se desarrolla bien en un rango amplio

de condiciones edafológicas, químicas y físicas (Everett 1981) parece ser que el éxito de su establecimiento puede estar determinada por varios factores muy específicos de orden climático, geográfico o incluso de historia de manejo, como la elevación del sitio, las características del suelo o la disponibilidad de agua. El sitio JUA presenta una pendiente, por lo que podría haber diferencias en la disponibilidad de agua a lo largo del gradiente de altitud o las características del suelo no son las idóneas para el establecimiento de las estacas de *G. sepium*. Por lo anterior puede sugerirse un estudio en el que se incluya el gradiente de altitud, la disponibilidad del agua y/o las características del suelo como variables que puedan explicar la mortalidad de las estacas. En cuanto al desempeño en crecimiento, las estacas de *G. sepium* crecieron más y produjeron más ramas que las estacas de las otras dos especies, sobre todo en el sitio ENE, donde el crecimiento fue el doble respecto a las estacas de las otras dos especies. Esta diferencia pudiera también estar relacionada con alguna(s) característica(s) ambiental(es) muy específica(s) de los sitios. Las estacas de *G. sepium* presentaron un crecimiento lento (0.32-0.64 cm/año) comparado con el crecimiento de hasta 2 m/año de plántulas de especies leñosas nativas en pastizales inducidos al sureste de Costa Rica establecidas por Holl et al. (2000) con el fin de evaluar su potencial para acelerar el proceso de sucesión natural en los trópicos. Sin embargo, la altura inicial (≥ 1.5 m) de las estacas y la alta producción de biomasa aérea compensó dicha falta de crecimiento. Las estacas de *G. sepium* produjeron más ramas, sobre todo en el sitio ENE y ramas más largas que se tradujeron en áreas de sombra de aproximadamente 10 m². Zahawi y Holl (2009), concluyeron que un área de sombra ≥ 10 m² desarrollada por estacas establecidas en tres sitios altamente degradados debido a actividades agrícolas y ganaderas en el sureste de Costa Rica, es suficiente para facilitar el establecimiento de plántulas de otras especies debido a que pueden mejorar las condiciones

microclimáticas y reducir la competencia con pastos muy agresivos intolerantes a la sombra (Holl 2000).

Bursera simaruba

Otros estudios también han reportado supervivencias bajas (<50%) para estacas de esta especie en sitios perturbados por actividades agrícolas y/o ganaderas en el trópico mesoamericano (Peñaloza – Guerrero 2004, Zahawi 2005, Zahawi y Holl 2008). Sin embargo, la baja supervivencia de las estacas de *B. simaruba* (37%), probablemente sea consecuencia de factores ambientales y no de la capacidad de rebrote de la especie. En este experimento todas las estacas fueron plantadas al final de la época de lluvias, mientras que otros estudios que han reportado supervivencias más altas para esta especie (80 – 90%), las estacas fueron sido plantadas durante la época seca (Carvajal Azcorra 2005, Zahawi 2005, Messenger et al. 1997) o en zonas más áridas (Sauer 1979, Diaz-Marin 2010) como Nayarit donde la precipitación anual es 4 veces menor al descrito para sitio de estudio (800 mm/ año) (Villanueva – Avalos et al. 1996). A pesar de que la precipitación anual en Veracruz es de 1459 mm, el uso de *B. Simaruba* como cerca viva en el estado está ampliamente descrito en la literatura (Avendaño-Reyes y Acosta-Rosado 2000), lo que puede deberse a que la estación seca está claramente marcada entre enero y mayo (SMN 2010). En la primera visita después de plantar las estacas, se observó que la mayoría de los individuos de *B. simaruba* estaban podridos, lo cual podría ser consecuencia de un exceso de agua en el suelo, ya que su madera es poco densa (0.47 g/cm³) y puede almacenar un alto contenido (de hasta 64%) de agua en el tronco (Borchert 1994). De esta experiencia y de la revisión de estudios de otros autores, puede recomendarse que las estacas de *B. Simaruba* sean sembradas entre febrero y abril, que corresponden a la época seca del sitio de estudio. No obstante, el

desempeño en cuanto a supervivencia de las estacas de *B. simaruba* establecidas en este estudio fue mejor que el de plántulas pertenecientes al mismo género establecidas a través de plántulas en pastizales inducidos en trópicos mexicanos: Díaz-Martin (2010) y Montes-Merelles (2006) reportaron el 18% y 12% de plántulas de *B. glabrifolia* vivas después de un año, respectivamente y Barrales-Alcalá (2009) registró apenas el 2.5% de plántulas de *B. copallifera* después de 11 meses de la implantación en el campo.

La sombra estimada producida por las estacas de *B. simaruba* de menos de 3m² no se puede considerar suficiente para cambiar las condiciones microclimáticas que favorecen la supervivencia de pastos, sin embargo las estacas sobrevivientes producen frutos que atraen dispersores de semillas (Pennington y Sarhukán 1998, Vázquez-Yañez et al. 2002) y las estacas podridas que quedan tendidas sobre el terreno pueden favorecer el establecimiento de más plántulas de especies pioneras que en los espacios dominados por pastos (Peterson y Haines 2000), por lo que el proceso de sucesión natural puede acelerarse o restablecerse, según sea el caso.

Spondias mombin

Cabe mencionar que la época en la que se plantaron las estacas también pudo influir en la baja supervivencia de *S. mombin*, pues la densidad de la madera es aún menor y el contenido de agua es de 67% (Borchert 1994), por lo que podría recomendarse evaluar la supervivencia de estacas de *S. mombin* sembradas durante la época seca. No obstante, Flores-Ramírez (2011) evaluó la supervivencia de estacas de *Spondias purpurea* en una zona perturbada al noroeste de Morelos, durante la época seca y registró menos del 10% de estacas vivas después de nueve meses. Ambas especies se han reportado en la literatura como especies que se reproducen vegetativamente y ampliamente utilizadas para el establecimiento de cercos vivos (Jolin y Torquebiau 1992, Messenger et al.

1997, Vazquez-Yañez et al. 2002, Zahawi y Holl 2008), aunque ello no garantiza su éxito en términos de supervivencia y crecimiento ya que debe tenerse en cuenta que el manejo de los cercos vivos por parte de los propietarios locales implica la reposición constante de postes muertos o que han sufrido algún daño (Obs. Pers). Sin embargo, se deben realizar más ensayos para reproducir especies nativas que ayuden a restablecer el proceso de sucesión natural en sitios muy perturbados debido a que estas especies no se producen en viveros oficiales ni gubernamentales (Bonfil y Trejo 2010). Por otro lado, pese a la baja supervivencia de las estacas de *S. mombin*, sus frutos son sumamente atractivos para aves y otros dispersores (Pennington y Sarhukán 1998, Vázquez-Yañez et al. 2002) y las estacas muertas que quedan en pie pueden servir como perchas para dispersores de semillas lo que podría traducirse en el aumento de la disponibilidad de propágulos.

CONCLUSIÓN

A pesar de que *B. simaruba* y *S. mombin* produjeron una copa más bien difusa y pudieran no proporcionar suficiente sombra sobre los pastos invasores, ambas especies producen frutos atractivos para aves y otros dispersores (Pennington y Sarhukán 1998, Vázquez-Yañez et al. 2002) por lo que pudieran activar la lluvia de propágulos. A su vez, la sombra producida por las estacas de *G. sepium*, podría favorecer la supervivencia de las especies de leñosas que germinen producto de la lluvia de semillas favorecida por el efecto atrayente de los frutos de *B. simaruba* y *S. mombin*. La siembra de este arreglo de especies se puede recomendar como una estrategia que favorezca la competencia de las plántulas con pastos invasores y la falta de propágulos, que han sido señalados como las barreras más importantes para la regeneración natural en zonas tropicales húmedas (Holl et al. 2000). Cabe mencionar que el desempeño en términos de

supervivencia y crecimiento de las estacas de *G. sepium* estuvo fuertemente determinado por el efecto del sitio, lo que significa que la viabilidad de una especie en una región determinada depende en gran medida de factores climáticos y geográficos. Es por ello que antes de emprender proyectos para restablecer el proceso de sucesión natural a gran escala deben llevarse a cabo pruebas de campo para determinar las especies apropiadas para el sitio tomando en cuenta todos los factores ambientales posibles.

CAPÍTULO II

Efecto de la disponibilidad de agua en el suelo y de la adición de hormonas sobre la supervivencia y el crecimiento de estacas de *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*, y *Erythrina folkersii* en Chiapas, México.

INTRODUCCIÓN

La superficie original de bosque tropical en México se ha reducido en un 90% (Galván 2008), en su mayoría a causa de la conversión a pastizales agrícolas y ganaderos (García-Barrios et al. 2009). Por ello el gobierno mexicano ha emprendido programas que apoyan económicamente el uso de sistemas productivos que mantengan la mayor cantidad de diversidad biológica y funcionamiento ecosistémico posibles (CONAFOR 2012) generando así interés por parte de los propietarios locales en establecer bosques secundarios productivos a través de métodos de tecnología simple y a bajo costo (García-Orth y Martínez-Ramos 2007).

Últimamente se ha recomendado el uso de estacas (segmentos vegetativos ≥ 1.5 m de altura) de especies utilizadas para establecer cercos vivos como una herramienta útil para acelerar el proceso de regeneración natural en pastizales agrícolas y/o ganaderos (Peñaloza 2004, Gómez 2005, Zahawi 2005, Zahawi y Holl 2008) debido a que: 1) crecen rápidamente y producen suficiente biomasa aérea (Ver Cap. I) y subterránea (Zahawi y Holl 2008); 2) son especies nativas que usualmente no se reproducen en viveros comerciales ni oficiales (Bonfil y Trejo 2010); y 3) su propagación, establecimiento y mantenimiento implican un costo económico bajo (Zahawi y Holl 2008).

Sin embargo los resultados de estudios anteriores, incluidos los reportados en el capítulo I (Montagnini et al. 1992, Mesenger et al. 1997, Carvajal Azcorra 2005,

Zahawi 2005, Zahawi y Holl 2008, Diaz-Marin 2010) apuntan a que las características ambientales específicas del sitio influyen directamente sobre la supervivencia y el crecimiento de las estacas, por lo cual es necesario realizar estudios para evaluar dicho efecto, así como probar estrategias que mejoren el desempeño de las estacas manteniendo su costo económico bajo. En este estudio se comprobó si la pendiente del sitio provoca un gradiente en la disponibilidad de agua y si esta se relaciona con la supervivencia y/o crecimiento de estacas de *B. simaruba*, *G. sepium* y *E. folkersii*; asimismo se evaluó el efecto de la aplicación de un arraigador comercial hecho a base de auxinas sobre la supervivencia y crecimiento de las estacas.

ANTECEDENTES

La propagación vegetativa consiste en la multiplicación y producción de plantas usando propágulos de un genotipo específico, en el entendido que un propágulo es cualquier parte de una planta (Dirr y Heuser 1987, Hartmann y Kester 1997), aunque lo más usual es que se haga a partir del corte de tallos y ramas (Romero 2004). La propagación vegetativa permite acortar los tiempos de desarrollo de las plantas, reduce ampliamente la probabilidad de mortalidad inherente a procesos sexuales como la dispersión y germinación y suele ser más rentable económicamente (Iglesias et al. 1996 y Hartmann y Kester 1997). Sin embargo, como todos los individuos propagados son genótipicamente idénticos existe el riesgo de que todos mueran a causa de un mismo agente (cambios climáticos, enfermedades o ataques de plagas) (Eguiarte y Piñero 1990 e Iglesias et al. 1996). Un atributo clave para asegurar la resistencia y la capacidad de adaptación al cambio climático es la diversidad genética entre y dentro de las especies en los proyectos de restauración.

El segmento que es separado de la planta madre para formar una planta nueva genéticamente idéntica se llama estaca (García-Orth 2002) y el método de propagación a partir de estacas es relativamente sencillo: consiste en cortar una porción del tallo que contenga cuando menos una zona meristemática, plantarla en el sustrato y esperar a que desarrolle raíces adventicias (Hartman y Kester 1997) para obtener una planta nueva. La formación de raíces entonces, representa el factor limitante principal del proceso de propagación a partir de estacas. El proceso de formación de raíces en estacas procedentes del tallo, puede estar influido por tres tipos de factores no excluyentes entre sí: 1) las características relacionadas directamente con el material vegetal a propagar, 2) las condiciones ambientales y 3) los tratamientos aplicados a las estacas antes de ser plantadas (Hermosilla 1996).

En cuanto a las características del material a propagar, la edad y la sección de la planta madre de la cual se obtienen las estacas puede influir en la formación de las raíces. La capacidad de formar raíces decrece conforme aumenta la edad del material de origen, lo que puede deberse a la acumulación de algunos tipos de fenoles que inhiban el crecimiento, o a la disminución en la concentración de otros tipos de fenoles que favorecen el proceso (Hartmann y Kester 1997), por lo que las estacas obtenidas de plantas jóvenes o de sectores más juveniles de la planta tienen mayor capacidad para formar raíces (Botti 1999). Las diferencias en la formación de raíces, según la sección de la planta de donde se obtuvo la estaca, pueden deberse a que existe una distribución desigual de hormonas y reservas de nutrientes en la planta (Santelices 1998). El enraizamiento es mejor en los extremos de las ramas y tallos (yemas terminales) debido a que posiblemente contengan mayores concentraciones de sustancias endógenas promotoras del crecimiento (Hartmann y Kester 1997).

Las condiciones ambientales como temperatura, humedad, luz y disponibilidad de agua en el suelo, también son determinantes en el proceso de formación de raíces (Hartmann y Kester 1997). La temperatura y humedad óptima para la formación de raíces son distintas para cada especie (Borchert 1994). El agua contenida en el suelo es aparentemente el factor ambiental más limitante para el crecimiento de las plantas en los ecosistemas terrestres (Hartmann y Kester 1997). La cantidad de agua disponible está determinada en gran medida por la textura del suelo. La infiltración es más rápida en suelos arenosos que en suelos arcillosos, los suelos limosos retienen más agua y en suelos arcillosos la lenta infiltración restringe el crecimiento de las raíces de las plantas (Miller y Gardiner 1998). Un suelo típico franco, lo suficientemente húmedo y drenado, debe contener un 25% de agua de su volumen, aunque sólo la mitad del agua estará disponible para las plantas (Miller y Gardiner 1998). Asimismo, un exceso de agua en el suelo puede provocar anoxia en la base de la estaca impidiendo la formación de raíces (Loach, 1986). Scheinvar-Gottdiener (2004) encontró que la formación de raíces y la supervivencia de estacas de *G. sepium* disminuyó cuando aumentó el régimen de riego de un día a la semana a dos y tres días por semana.

El crecimiento y desarrollo de las plantas está regulado por sustancias químicas endógenas de bajo peso molecular presentes en bajas concentraciones que actúan como señales que estimulan o inhiben la fabricación de células (Fosket 1994 y Hartman y Kester 1997). Las auxinas son el grupo de fitohormonas más conocidas, de las cuales el Ácido Indol 3-Acético (AIA) es la auxina más abundante. Con el fin de promover la formación de raíces, las estacas pueden ser tratadas con auxinas (Swamy et al. 2002; Tchoundjeu et al. 2002), lo cual ha sido reportado repetidamente como favorecedor de la formación de raíces y de la supervivencia de estacas de varias especies (Tchoundjeu et al. 2002, Mesen et al. 1997, Leakey et al. 1990). Sin embargo, otros estudios han

reportado que el tratamiento con estimuladores de crecimiento no tiene efecto sobre la formación de raíces (Scheinvar-Gottdiener 2004) y, en ocasiones que el efecto es negativo (García – Orth 2002, Puri y Verma 1996). En este estudio no se cuantificó directamente la producción de raíces, sin embargo debido a que la supervivencia de las estacas depende en gran medida de la formación de raíces se infiere que la supervivencia de un individuo implica producción de raíces.

OBJETIVOS

Objetivo general

El objetivo de este capítulo fue probar si algunos factores externos influyen sobre la supervivencia y el crecimiento estacas de *Gliricidia sepium*, *Bursera simaruba* y *Erithryna folkersii*.

Objetivos particulares

- 1) Determinar si la disponibilidad de agua en el suelo propiciada por la pendiente del terreno afecta la supervivencia de las estacas y
- 2) Evaluar el efecto de un arraigador comercial (solución de fitohormonas) en la supervivencia y crecimiento de estacas de las tres especies mencionadas

HIPÓTESIS

Se espera encontrar mayor contenido de agua en la parte baja de la pendiente y que la diferencia en el contenido de agua se relacione positivamente con la supervivencia de las estacas. También se espera que las estacas tratadas con arraigador comercial sobrevivan y crezcan más que las no tratadas.

MÉTODOS

Especies de estudio

Gliricidia sepium y *Bursera simaruba* fueron descritas en el capítulo I.

Para esta parte del estudio se decidió excluir a *Spondias mombin* debido a que las estacas utilizadas anteriormente se obtuvieron talando árboles de bosques secundarios aledaños al sitio de estudio y dichos árboles no son muy abundantes en la zona. Además fue la especie con menos estacas sobrevivientes. *Erithryna folkersii*, al igual que las otras dos especies de estudio, es comúnmente usada para establecimiento de cercas vivas en la región del sitio de estudio, además es abundante en los jardines de las casas de los ejidatarios por lo que es relativamente fácil obtener las estacas.

Erithryna folkersii Krukoff & Moldenke (Leguminosae) es un árbol de hasta 16 m de alto y DAP de hasta 25 cm, con numerosas espinas gruesas cónicas de 2 a 3 mm, con punta muy aguda, con pocas ramas gruesas y una copa irregular y abierta. Las hojas están dispuestas en espiral, son trifoliadas, de 13 a 50 cm de largo (incluyendo el pecíolo), de color verde intenso en el haz y glaucos en el envés. Los árboles de esta especie pierden las hojas en la época seca. Las flores están dispuestas en racimos densos en las axilas de hojas caídas, de 25 a 35 cm de largo. Las flores son zigomorfas de 7 a 8 cm de largo, de color pardo rojizo y de forma tubular. Esta especie florece de diciembre a marzo. Los frutos son vainas dehiscentes de 10 a 15 cm de largo y de 1.5 a 2.2 cm de ancho, en forma de collar de cuentas de color café muy oscuro. Cada fruto contiene hasta 12 semillas lisas, duras y de color rojo. Los frutos maduran de junio a septiembre (Pennington y Sarhukán 1998). *E. folkersii* se distribuye fundamentalmente en la vertiente del Golfo, desde Veracruz hasta Chiapas. Se encuentra como parte del estrato medio de selvas altas perennifolias y medianas subperennifolias. Esta especie se utiliza para el establecimiento de cercos vivos en Veracruz (Avendaño – Reyes y Acosta

– Rosado 2000) y Chiapas (Obs. Pers.), además las flores de ésta y otras especies de *Erythrina* son comestibles (Pennington y Sarhukán 1998).

Sitio de Estudio

El experimento se llevó a cabo en la localidad Loma Bonita, en el municipio de Maravilla de Tenejapa (lat 16°05'32"N, long 90°57'18"O), en el sureste de Chiapas a 150 m. s. n. m. Según las coordenadas geográficas, el tipo de suelo acrisol (CA) es el dominante en las áreas aledañas al sitio de estudio (Gobierno del Estado de Chiapas 2008). El área de estudio se describió ya en el capítulo anterior. De los cuatro sitios utilizados para el estudio descrito en el capítulo I, se eligió el sitio JUA debido a que presenta una pendiente suficiente para determinar si la cantidad de agua disminuye en la parte alta de la pendiente, además presenta menor riesgo de incendio o de invasión por ganado. Cabe mencionar que el experimento que se describe en este capítulo se realizó después de concluir el del capítulo I. Durante el primero se observó que en el sitio JUA hubo mayor mortalidad en las estacas que estaban en la parte alta, por lo que se pensó que la supervivencia y el crecimiento podían asociarse con la pendiente y ésta, a su vez, con la disponibilidad de agua.

Diseño experimental

Se plantaron 40 estacas de cada una de las especies: *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*, y *Erythrina folkersii* (N = 120). Las estacas de *Bursera simaruba* se obtuvieron de bosques secundarios aledaños al sitio de estudio y las de *Gliricidia sepium* y *Erythrina folkersii* se obtuvieron de cercos de potreros cercanos. Las especies seleccionadas fueron las más mencionadas durante pláticas informales que se sostuvieron con ejidatarios de la zona de estudio. Todas las estacas fueron defoliadas

antes de ser plantadas. Cada estaca midió de 1.5 – 9.5 cm de diámetro a 1.2 m (DAP) y de 93 -193 cm de altura. Las estacas se plantaron separadas entre sí por al menos 2 m. Las estacas fueron plantadas intercalando cada especie de manera uniforme (*sensu* Hurlbert 1984), y se dispusieron en un rectángulo de 10 x 12 estacas.

Para medir el efecto de la disponibilidad de agua en el suelo propiciado por la pendiente del terreno, se calculó la humedad gravimétrica del suelo en dos ocasiones, durante la época seca y la época lluviosa. En cada visita se tomaron ocho muestras de suelo a lo largo de las 12 filas de estacas con un nucleador a 20 cm de profundidad, siendo la fila 1 la más baja de la pendiente y la 12 la más alta. En campo se registró el peso fresco de las muestras obtenidas, posteriormente se secaron en horno y se volvieron a pesar para obtener el contenido de agua del suelo (Miller y Gardiner 1998).

A la mitad de las estacas de cada especie (n = 20) se les trató con una solución de arraigador comercial “Raizal 400” que contiene 400 ppm de auxinas, mientras que a las otras 20 estacas de cada una de las especies fueron los controles y no se les agregó ninguna hormona para estimular el arraigamiento. Para hacer la solución se utilizaron 250 gramos aproximadamente de producto por cada cubeta de 20 litros (siguiendo las recomendaciones del fabricante, impresas en el empaque del producto); el tratamiento de las estacas consistió en sumergirlas en la solución de Raizal por el lado que serían plantadas mientras se preparaba el terreno para la siembra (dos horas aproximadamente), una vez transplantadas se regó con la misma solución el suelo donde se plantó cada estaca hasta la saturación.

Las estacas fueron plantadas en mayo de 2007 y se registró la supervivencia cada mes durante un año y medio. Cada seis meses se midió la altura, el número de ramas, el número de hojas y la longitud de cada rama. Además, se estimó el área de sombra que pudieran proveer las estacas de cada especie a partir de una proyección

circular de la copa, utilizando la longitud promedio de las ramas de cada especie como radio. Cabe mencionar que el número de hojas sólo se contó en dos ocasiones, a los seis meses de haber sido plantadas y doce meses después debido a que las tres especies son caducifolias.

Análisis de datos

Para determinar si el contenido de agua en el suelo disminuye conforme aumenta la pendiente, se promedió el contenido gravimétrico de agua registrado en las ocho muestras de suelo por fila y se hizo una correlación entre la altura (la altura va en aumento de la fila 1 a la 12) y el contenido de agua. Como no se detectó ninguna diferencia en el contenido de agua a lo largo de la pendiente para ninguno de los dos periodos de mediciones (ver resultados), no se hizo ningún análisis posterior para relacionar el contenido de agua en el suelo con la supervivencia de las estacas.

Para estimar la probabilidad de supervivencia se utilizó el estimador no paramétrico Kaplan – Meier debido a que no todos los individuos habían muerto al terminar el periodo de estudio (datos censurados) (Collet, 1994). Se comparó la supervivencia entre especies y entre tratamientos, posteriormente se hicieron dos pruebas log-rank, una para comparar las diferencias de supervivencia entre especies y otra entre tratamientos (Collet, 1994). Debido a que la diferencia resultó significativa entre especies, se comparó la supervivencia entre los tratamientos dentro de cada una de las tres especies. Se calculó la Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) al año para la altura a partir de la fórmula $(\ln x_2 - \ln x_1)/t$, donde x_2 corresponde a los datos del último periodo de registro (mayo 2008), x_1 corresponde a los datos iniciales (mayo 2007) y t corresponde al tiempo transcurrido entre las mediciones (un año) (Chiarello et al 1989). La TCR en altura y el área de copa estimada fueron transformados a escala logarítmica,

mientras que para el número de ramas y el número de hojas se calculó la raíz cuadrada para que se distribuyeran normalmente.

Se utilizó un ANOVA anidado para comparar la TCR en altura entre las especies y entre el tratamiento de adición de fitohormonas, anidando el tratamiento dentro la especie. Debido a que la misma variable (número de ramas, la sombra estimada y el número de hojas) se midió varias veces en el mismo individuo (estaca) se utilizó un ANOVA de medidas repetidas (Cochran y Cox 1957) anidando el tratamiento dentro de la especie a lo largo de los meses transcurridos. Todos los análisis fueron hechos con el programa SYSTAT 12.

RESULTADOS

No se encontraron diferencias en el contenido de agua en el suelo a lo largo de la pendiente. Durante la época seca, el promedio del contenido de agua en el suelo varió entre el 25 y 31%, pero no hubo ninguna tendencia ($R^2 = 0.109$; fig. 7). Durante la época lluviosa se registró entre un 32 y 51% de agua en las muestras de suelo, pero tampoco hubo menos agua conforme aumentó la pendiente ($R^2 = 0.262$; fig. 7). Por lo tanto no pudo evaluarse si el contenido de agua influye sobre la supervivencia de las estacas.

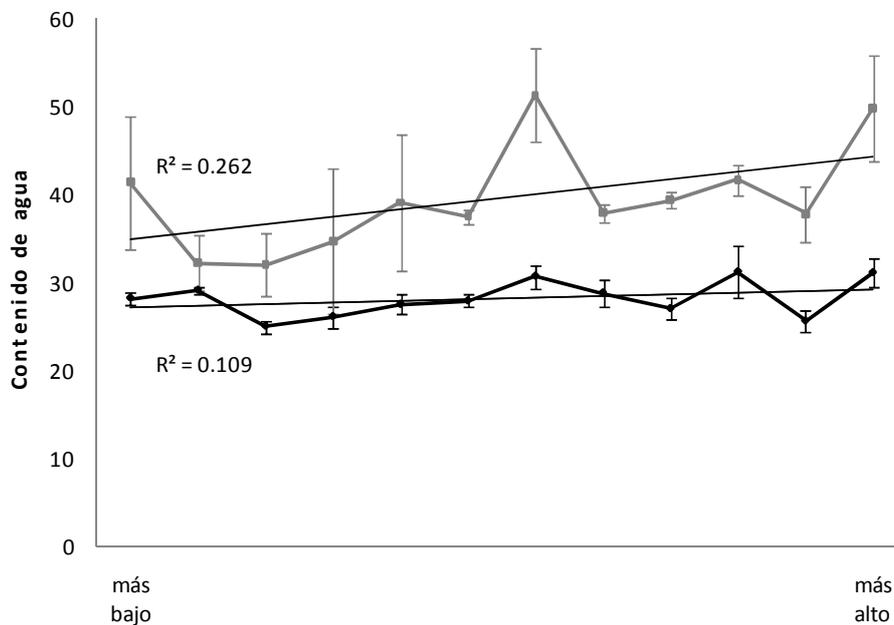


Figura 7. Contenido gravimétrico de agua en el suelo durante la época seca, correspondiente a mayo 2007 (en color negro) y a la época lluviosa correspondiente a noviembre de 2007 (en color gris) en un pastizal al sureste de Chiapas, México. Las barras de error corresponden al error estándar.

Después de año y medio, la supervivencia de las estacas difirió entre especies ($X^2 = 21.46$, g. l. = 2, $P < 0.001$, fig. 8), pero no hubo efecto del tratamiento de adición de fitohormonas ($X^2 = 0.34$, g. l. = 1, $P = 0.566$, fig. 9). Dicho resultado se corroboró cuando se comparó la supervivencia de las estacas tratadas y el grupo control para cada especie por separado ($X^2 = 0.65$, g. l. = 1, $P = 0.419$; $X^2 = 0.13$, g. l. = 1, $P = 0.719$; $X^2 = 0.243$, g. l. = 1, $P = 0.119$, para *B. simaruba*, *E. folkersii* y *G. sepium*, respectivamente). El 40% de todas las estacas murieron al mes de plantadas y apenas un 5% más murió a lo largo de los siguientes meses de estudio (Fig. 8). *B. simaruba* registró la mayor cantidad de estacas muertas (aproximadamente el 70% de éstas murieron en el primer mes después de ser plantadas), mientras que el 70% de las estacas de *E. folkersii* sobrevivieron. La supervivencia de las estacas de *G. sepium* se mantuvo en 80% durante el periodo del estudio correspondiente al último año.

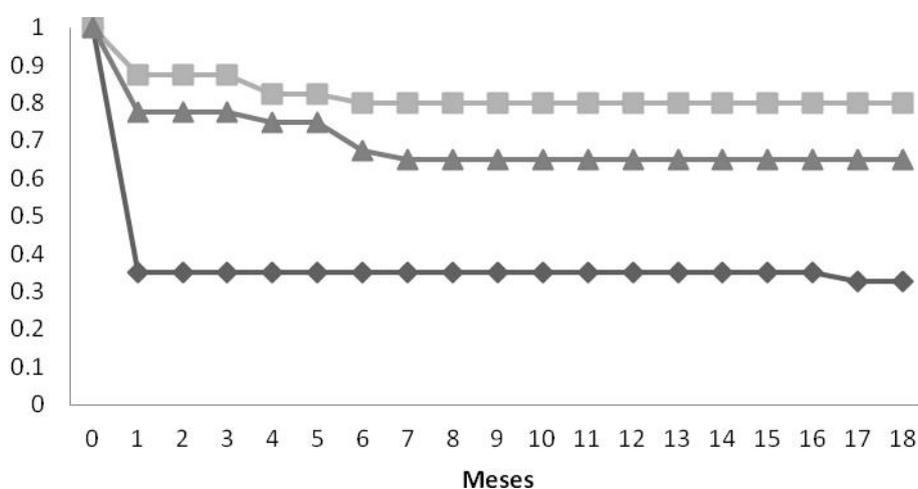


Figura 8. Proporción de supervivencia de estacas por especie de junio 2007 a noviembre 2008, donde *G. sepium*= ■, *B. simaruba*= ◆ y *E. folkersii*= ▲.

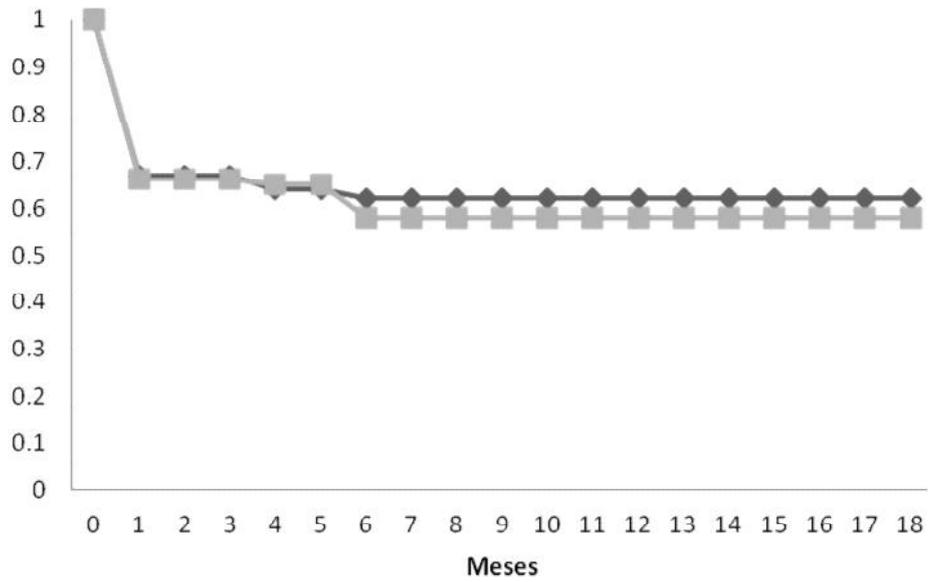


Figura 9. Supervivencia acumulada de estacas por tratamiento de junio 2007 a noviembre 2008 en un pastizal al sureste de Chiapas, México, donde las estacas tratadas con fitohormonas= ◆ y el grupo control= ■.

La TCR en altura fue similar entre las estacas tratadas previamente con hormonas y las estacas del grupo control de las tres especies ($F = 0.324$, $P = 0.808$). Sin embargo, la mayor TCR en altura se registró en las estacas de *G. sepium* ($F = 3.153$, $P = 0.050$, Fig. 10).

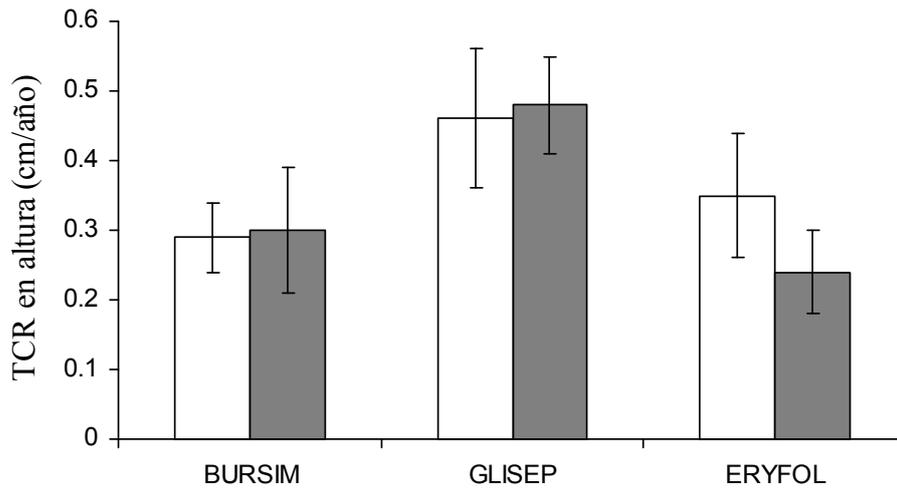


Figura 10. Tasa de crecimiento relativo anual de la altura de estacas de *B. simaruba*, *G. sepium* y *E. folkersii* en un pastizal al sureste de Chiapas, México. Barras de color blanco = grupo control y barras de color gris = estacas tratadas previamente con fitohormonas.

El número de ramas por estaca no difirió entre las especies ($F = 2.593$, $P = 0.083$), ni entre tratamientos ($F = 0.338$, $P = 0.798$, Fig. 11). El número de ramas de las estacas fue disminuyendo a lo largo del tiempo ($F = 39.783$, $P < 0.001$). El número de ramas de las estacas de *G. sepium* y *E. folkersii* se redujo en un 50% aproximadamente después de un año ($F = 4.032$, $P = 0.004$) independientemente de si la estaca fue tratada con fitohormonas o no ($F = 0.245$, $P = 0.961$, Fig. 11).

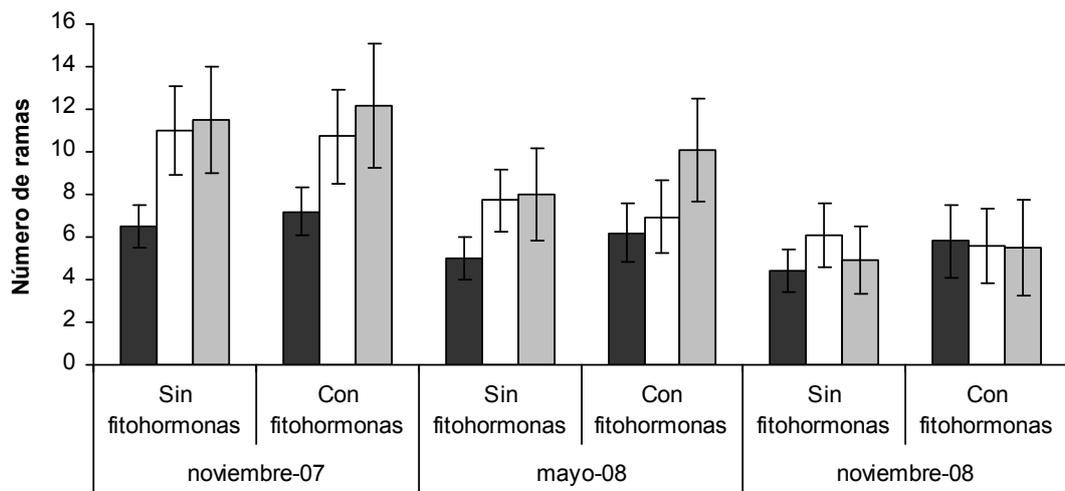


Figura 11. Número de ramas por estaca bajo tratamiento de fitohormonas y sin hormonas en los tres periodos de medición en un pastizal al sureste de Chiapas, México. Barras de color negro = *B. simaruba*, Barras de color blanco = *G. sepium* y barras de color gris = *E. folkersii*

El área de sombra estimada para cada especie fue similar en estacas tratadas con fitohormonas y el grupo control (sin fitohormonas) ($F = 0.416$, $P = 0.742$) y hubo una clara diferencia a lo largo del tiempo transcurrido entre las mediciones ($F = 117.264$, $P < 0.001$). La proyección circular de las estacas de *G. sepium* fue mayor que la de las otras dos especies ($F = 17.005$, $P < 0.001$) y ésta aumentó considerablemente en un año, de $1.59 \pm 1.34 \text{ m}^2$ a $11.21 \pm 2.50 \text{ m}^2$ ($F = 3.087$, $P = 0.018$, Fig. 12). Aunque la sombra estimada de las estacas de *B. simaruba* y *E. folkersii* fue mucho menor que la de *G. sepium*, el área de sombra que pudieran proveer también aumentó a lo largo de un año hasta seis y cuatro veces, respectivamente, independientemente de si estaban tratadas con fitohormonas o no ($F = 0.914$, $P = 0.487$).

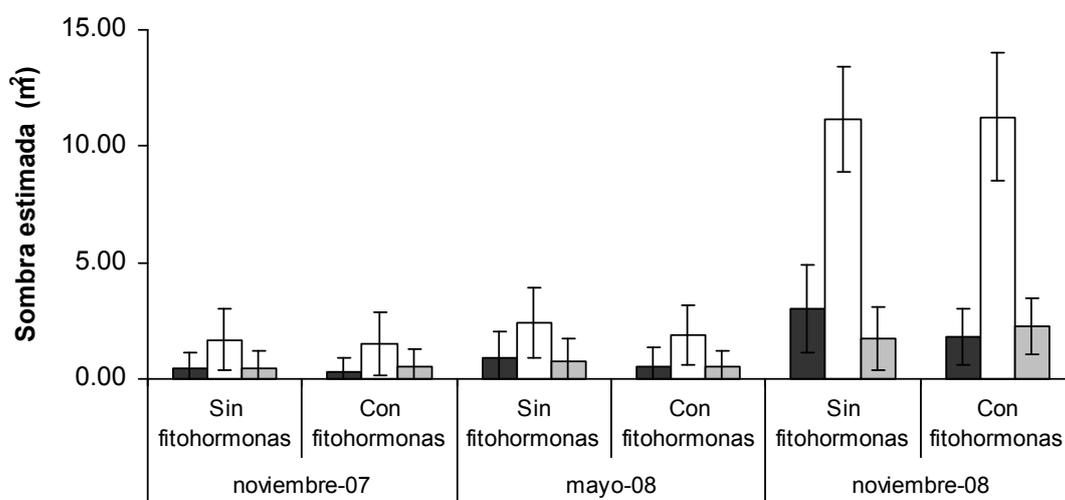


Figura 12. Área de sombra estimada provista por la copa de las estacas bajo tratamiento de fitohormonas y sin hormonas en los tres periodos de medición en un pastizal al sureste de Chiapas, México. Barras de color negro = *B. simaruba*, Barras de color blanco = *G. sepium* y barras de color gris = *E. folkersii*

Las estacas de *G. sepium* produjeron más hojas que las estacas de *E. folkersii* y éstas, a su vez, más que las estacas de *B. simaruba* ($F = 21.173$, $P < 0.001$), aunque no hubo diferencias en la producción de hojas entre las estacas tratadas con fitohormonas y las no tratadas ($F = 0.561$, $P = 0.643$). La producción de hojas fue mayor en la época lluviosa del segundo año ($F = 14.743$, $P < 0.001$) y se hizo más evidente en las estacas de *G. sepium* ($F = 23.387$, $P < 0.001$, Fig. 13).

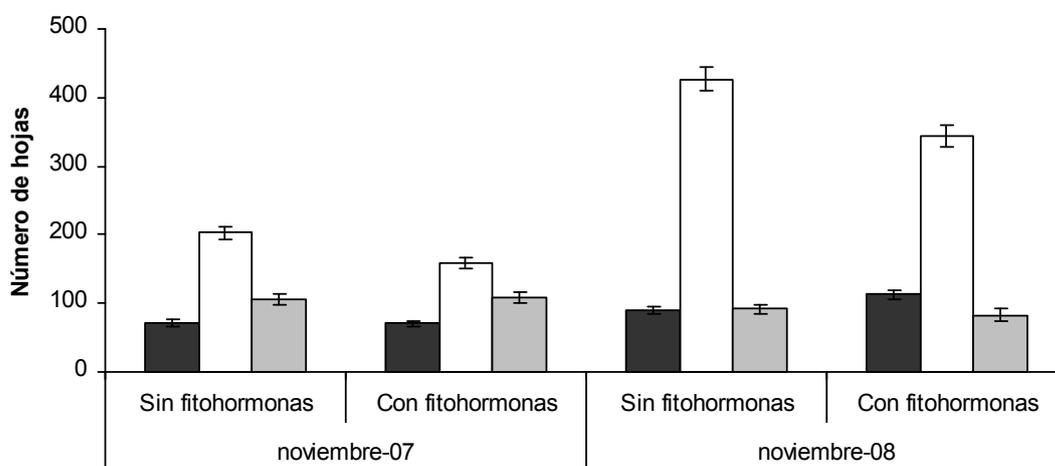


Figura 13. Número de hojas producidas por las estacas bajo tratamiento de fitohormonas y sin hormonas en los dos periodos de medición en un pastizal al sureste de Chiapas, México. Barras de color negro = *B. simaruba*, Barras de color blanco = *G. sepium* y barras de color gris = *E. folkersii*.

DISCUSIÓN

Después de un año y medio las estacas de dos de las tres especies de estudio, *G. sepium* y *E. folkersii*, registraron una tasa de supervivencia igual o mayor al 70%, mientras que la tasa de supervivencia de las estacas de *B. simaruba* fue de aproximadamente el 30%, independientemente de la aplicación del tratamiento con fitohormonas. Las estacas de *G. sepium* y de *E. folkersii* tuvieron un buen desempeño en cuanto a supervivencia y crecimiento. La baja supervivencia de las estacas de *B. simaruba* pudo deberse a que la época de siembra no fue adecuada, por lo que se recomienda evaluar su potencial sembrando las estacas en la época seca. Sin embargo debe replantearse si la especie es apta para establecerse en esa zona, puesto que no es muy abundante en los cercos vivos construidos por los campesinos locales.

Contenido de agua en el suelo.

El contenido de agua en el suelo registrado, incluso en la época seca fue $\geq 25\%$ y en la época de lluvias fue de hasta el 50%, que corresponde y rebasa al volumen de agua que debe contener un suelo lo suficientemente húmedo según Miller y Gardiner (1998), por lo que la disponibilidad de agua parece no ser un factor limitante en la supervivencia de las estacas para este experimento. Incluso puede que el contenido de agua en el suelo del sitio haya sido muy alto y haya influido negativamente en el establecimiento de las estacas. Al coleccionar las muestras de suelo, se observó que la textura del suelo del sitio de estudio era más bien arcillosa por lo cual la zona debe ser propensa a anegamientos, además en suelos de los bosques tropicales que han sido perturbados debido a un cambio de uso de suelo hacia pastizales ganaderos se ha reportado un incremento en la densidad aparente y el consiguiente descenso de la porosidad, afectando de manera negativa procesos de infiltración, percolación y aireación que afectan que el drenaje

natural del suelo (Reiners et al. 1994). Aunque la supervivencia de las estacas de *G. sepium* no fue despreciable en este estudio ha sido descrita como una especie mucho más exitosa propagándose por estacas (Messenger et. al 1997, Zahawi 2005 y Cap. I de este estudio) sin embargo Scheinvar-Gottdiener (2004) en un estudio realizado a partir de estacas de esta especie colectadas en la zona de los Tuxtlas, Veracruz registró una disminución importante en la producción de raíces y por lo tanto en la supervivencia cuando aumentó el riego de una vez por semana a dos y tres veces por semana.

También varios autores han reportado supervivencias altas para estacas de *B. simaruba* en zonas más áridas que el sitio de estudio (Sauer 1979, Villanueva-Avalos et al. 1996, Diaz-Marin 2010) (Ver Cap. 1). A pesar de que las condiciones ambientales, en específico la cantidad de agua parece ser el factor determinante más importante sobre la supervivencia de las estacas, las diferencias en la supervivencia entre las especies pueden deberse a aspectos más relacionados con la forma de colecta de las estacas.

Como se mencionó anteriormente, pueden existir diferencias en la producción de raíces, establecimiento y crecimiento entre estacas obtenidas de tallos y otras obtenidas de ramas (Santelices 1998). En ciertas especies las estacas tomadas de ramas laterales, con frecuencia tienen un porcentaje de producción y establecimiento de raíces mayor que aquéllas tomadas de ramas terminales fuertes y vigorosas porque posiblemente contengan mayores concentraciones de hormonas promotoras del crecimiento (Hartmann y Kester 1988). Este fenómeno puede explicar las diferencias de supervivencia entre las especies de estudio ya que las estacas de *G. sepium* y *E. folkersii* fueron obtenidas de ramas laterales de árboles establecidos ya como postes de cercas vivas, mientras que las estacas de *B. simaruba* fueron obtenidas de individuos completos. Se observó que, las estacas de *E. folkersii* y *G. sepium* que murieron fueron en su mayoría las de menor diámetro, por lo que se podría recomendarse utilizar estacas

con ≥ 4 cm de DAP en estas dos especies. Por lo tanto se puede recomendar que es mejor sembrar las estacas en época de secas y que los individuos tengan un DAP ≥ 4 cm.

Aplicación de fitohormonas

Los resultados de este estudio no demostraron algún efecto de la aplicación de fitohormonas diseñadas para promover la formación de raíces en la supervivencia o el crecimiento de ninguna de las tres especies de estudio. Estos resultados coinciden con el estudio de Bonfil – Sanders et al. (2007) en donde reportan que la aplicación de auxinas en polvo (1500 y 10 000 ppm) no produjo diferencias significativas en la producción de raíces y supervivencia entre individuos tratados e individuos no tratados, aunque sí reportan que es notable la activación del proceso de formación de raíces en estacas tratadas con auxinas en ciertas concentraciones. Fehling y Ceccon (2011) tampoco encontraron efecto de la aplicación de auxinas sobre la supervivencia de estacas de *Erythrina americana*. Cabe mencionar que, para estacas de *B. simaruba* y *G. sepium* se ha reportado incluso un efecto negativo al aplicar auxinas, por ejemplo Garcia – Orth (2002) encontró un mayor porcentaje de raíces en estacas de *B. simaruba* y *G. sepium* del grupo control sin auxinas añadidas que en aquellas tratadas con 5 000 y 10 000 ppm. En este estudio las estacas se trataron con una concentración de auxinas de 400 ppm en polvo disuelto en agua, una concentración muy por debajo de las utilizadas en los estudios mencionados. Cabe mencionar, que la mayoría de las muertes de las estacas de las tres especies ocurrió durante el primer mes después de haber sido plantadas y las ya establecidas después de dicho periodo se mantuvieron hasta el término del experimento (17 meses) lo que indica que la fase de establecimiento, mientras se producen las raíces es la fase crítica para la supervivencia por lo que encontrar métodos que aseguren y/o

aceleren la formación de raíces de las estacas favorecería su desempeño. Si bien la aplicación de fitohormonas parece no tener efecto sobre la formación de raíces Fehling y Ceccon (2011) encontraron mayor producción de biomasa subterránea en estacas de *E. americana* aplicando fertilizante fosfatado de liberación lenta. En un estudio realizado en Costa Rica, Zahawi y Holl (2008) encontraron que estacas de *G. sepium* y de *E. poepigiana* desarrollaron más rápido y más biomasa radical que plántulas de su misma especie, lo cual sugiere que pueden ofrecer un medio de control rápido de erosión del suelo, sobre todo en laderas propensas a la erosión (Perino 1979). El presente estudio podría continuarse cuantificando la producción de raíces total después de tres años para poder concluir si la aplicación de fitohormonas comerciales en realidad tiene algún efecto sobre el desarrollo de las estacas.

El tiempo transcurrido entre la colecta y el sembrado de las estacas es un factor determinante en el establecimiento de las estacas. García – Orth (2002) observó que, independientemente de la concentración de fitohormonas, a medida que el tiempo transcurrido entre la colecta y la siembra de las estacas fue menor, la formación de callos y raíces en estacas de *B. simaruba* y *G. sepium* se incrementó. En el presente estudio, la colecta de las estacas de *B. simaruba* implicó una mayor dificultad puesto que se obtuvieron de parches de bosques secundarios y no de cercas vivas ya establecidas, por lo tanto, algunas estacas pasaron hasta tres días de reposo antes de ser plantadas. Esto coincide con que las estacas de *B. simaruba* fueron las que menos sobrevivieron, además su muerte ocurrió durante el primer mes después haberse plantado lo que indica que no hubo establecimiento de raíces.

Cabe mencionar que en este estudio, hubo una relación directamente proporcional entre la producción de hojas y el porcentaje de estacas sobrevivientes, Aunque la aparición de hojas no es una respuesta que dependa directamente de la

concentración de auxina, la presencia de hojas asegura el proceso de fotosíntesis que es considerado como positivo para la formación de raíces (Davis 1988, Mesén et al. 1997).

CONCLUSIÓN GENERAL

De noviembre de 2005 a noviembre de 2008, se evaluó la supervivencia y el crecimiento de cuatro especies utilizadas para el establecimiento de cercos vivos capaces de propagarse vegetativamente a partir de estacas. El estudio se realizó en dos etapas de año y medio cada una. En ambas etapas las estacas de *G. sepium* demostraron un buen desempeño puesto que su supervivencia fue superior al 70% y desarrollaron una copa suficiente para proyectar sombra hasta 10m² lo que probablemente se traduzca en cambios microclimáticos que favorezcan a especies leñosas en la competencia con pastos introducidos, en sitios donde su presencia pudiera estar inhibiendo la sucesión natural. Las estacas de *E. folkersii* resultaron desempeñarse bastante bien en cuanto a supervivencia (70%) y sus frutos atraen dispersores. Las estacas de *B. simaruba* parecen ser muy sensibles a la época de siembra, como se observó en este estudio el período crítico de mortalidad es durante de los primeros seis meses, pero una vez establecidas la supervivencia se mantiene constante y sus frutos también son consumidos por aves; además los troncos podridos sobre el suelo también pueden ser un sustrato favorecedor para la germinación de semillas. La supervivencia de las estacas de *S. mombin* es baja comparada con el costo ecológico que implicó su extracción, por ello se recomienda hacer nuevos estudios para evaluar la capacidad de esta especie para propagarse vegetativamente.

En la primera etapa del estudio se encontró un fuerte efecto de sitio sobre la supervivencia y el crecimiento de las estacas de *G. sepium*, además varios autores han reportado que la viabilidad de algunas especies para establecerse a partir de estacas dependen en gran medida de factores climáticos y geográfico. Por lo anterior se recomienda realizar ensayos previos con estacas de especies potenciales para el sitio de interés en específico. No se identificó un gradiente en el contenido de agua en el suelo

como se esperaba y la aplicación de fitohormonas no ejerció ningún efecto sobre la supervivencia y el crecimiento de las estacas de ninguna de las tres especies.

El presente estudio confirma, junto con estudios previos de este tipo (Perino 1979, Peñaloza – Guerrero 2004, Zahawi 2005, Zahawi y Holl 2008) que un número importante de especies, utilizadas para construir cercas vivas puede establecerse exitosamente en forma de estacas en zonas tropicales haciendo de ésta técnica una herramienta de restauración sumamente prometedora, en los casos en que la sucesión pudiese estar arrestada o bien para mantener la conectividad entre los parches de vegetación más o menos conservada inmersos en terrenos agrícolas bajo distintos regímenes de producción. La supervivencia de las estacas fue superior a la reportada en estudios que han evaluado técnicas de bajo costo económico como la siembra directa de semillas y el establecimiento de perchas artificiales. La supervivencia de las estacas y la producción de biomasa son comparables a las registradas por autores que han evaluado el desempeño de plántulas, pero es una técnica más barata debido a que no se generan gastos por insumos de invernadero en la etapa de germinación ni por uso de técnicas mecánicas y químicas para eliminar la vegetación alrededor de la plántula.

En conclusión, *G. sepium* fue la especie más exitosa, tanto en supervivencia como en crecimiento, sin embargo la siembra de un arreglo de las tres especies de estudio que se desempeñaron mejor puede recomendarse como una estrategia que favorezca la competencia de las plántulas con pastos invasores y la falta de dispersión de propágulos, que han sido señalados como las barreras más importantes para la regeneración natural en zonas tropicales húmedas (Holl et al. 2000). En dicho arreglo *G. sepium* contribuye proveyendo sombra suficiente para cambiar las condiciones microclimáticas y favorecer el establecimiento de leñosas, además rebrota fácilmente; *E. folkersii* y *B. simaruba* producen frutos que atraen a aves y murciélagos favoreciendo

la dispersión de semillas. Sin embargo, la utilización de estacas para acelerar o restablecer la sucesión en pastizales ganaderos no aumenta la diversidad genética puesto que las plantas obtenidas son segmentos genéticamente iguales de pocas plantas madres, desventaja que puede contrarrestarse enriqueciendo el arreglo propuesto con plántulas de otras especies nativas una vez que las estacas hayan crecido lo suficiente para proveer sombra. También el transporte y manejo de estacas es difícil por lo que se recomienda hacer pruebas con estacas de menor altura. Además las estacas muertas pueden contribuir al proceso de sucesión natural, los troncos caídos y tocones como sustrato para germinación de semillas y las estacas muertas en pie como perchas para dispersores de semillas.

LITERATURA CITADA

- Aide, T. M. y J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219-229.
- Allen, J. C. 1985. Soil response to forest clearing. *Biotropica* 17:15-27.
- Atta – Krah, A. N. 1987. Flowering and seed production of *Gliricidia sepium*. En. *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp.: Manegement and improvement: Actas; 1987 June 21 – 27; Turrialba, Costa Rica. Publicación
- Avendaño-Reyes, S. e I. Acosta-Rosado. 2000. Plantas utilizadas como cercas vivas en el estado de Veracruz. *Madera y Bosques* 6:55–71.
- Barrales-Alcalá, B. 2009. Establecimiento inicial de *Bursera copallifera* en tres sitios con diferente grado de perturbación. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Bennett, A. F., 1999. Linkages in the landscape- The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. International Union for the Conservaton of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland.
- Bonilla – Moheno, M. y Holl, K. D. 2009. Direct seeding to restore tropical mature fores species in areas of slash – and – burn agriculture. *Restoration Ecology*. En prensa, disponible en línea.
- Bonfil – Sanders, C., P. E. Mendoza – Hernández y J. A. Ulloa – Nieto. 2007. Enraizamiento y formación de callos en estacas de siete especies del género *Bursera*. *Agrociencia* 41 (1): 103 – 109.
- Bonfil C. e I. Trejo. 2010. Plant propagation and the ecological restoration of Mexican tropical deciduous forests. *Ecological Restoration* 28:369-376.
- Borchert, R. 1994. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology* 75 (5): 1437 – 1449.

- Botti, C. 1999. Principios de la propagación y técnicas de propagación por estacas. En: Manejo tecnificado de invernaderos y propagación de plantas. Departamento de Producción Agrícola. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- Budowski, G. 1987. Living fences in tropical America, a widespread agroforestry practice. In: Gholz, H. L. (Ed.) Agroforestry: Realities, Possibilities and Potentials. Martinus Nijhoff Publishers. Pp.169-178
- Carvajal- Azcorra, J. J. 2005. Establecimiento de postes de Chacah (*Bursera simaruba*, L. Sarg.) como cerco vivo. Livestock Research for rural Development. Vol. 17, art. 22.
- Castellanos-Castro, C. 2009. Propagación vegetativa, establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies del género *Bursera*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el conocimiento de la biodiversidad. México Dobson et al. 1997
- Chiariello, N.R., Money, H.A. y K. Williams. 1989. Growth, carbon allocation and cost of plants tissues. Pp 237-365. En: Plants physiological Ecology, field methods and instrumentation. Pearcy, R.W., Ehleringer, J., Mooney, H.A., y P.W. Rundel (Eds.). Chapman y Hall (ITP). Great Britain.
- Cochran, W. G. y G. M. Cox. 1957. Experimental Designs. Wiley. New York
- Collett D. 1994. Modelling Survival Data in Medical Research. London: Chapman & Hall.
- Comisión Nacional Forestal. 2012. Lineamientos del Programa Especial para la Conservación, Restauración y Aprovechamiento Sustentable de la Selva

- Lacandona, en el Estado de Chiapas”, expedidos por Juan Manuel Torres Rojo, Director General de la Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco.
- Cusack, D., & Montagnini, F. 2004. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 188(1), 1-15.
- Davis, T. 1988. Photosynthesis during adventitious rooting. T. D. Davis, B. E. Haissig y N. Sankhla (Editores). *Adventitious Root Formation in Cuttings*. Dioscorides Press, Portland, OR, pp. 79-87.
- De Jong, B. H., Ochoa-Gaona, S., Castillo-Santiago, M. A., Ramírez-Marcial, N., & Cairns, M. A. (2000). Carbon flux and patterns of land-use/land-cover change in the Selva Lacandona, Mexico. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(8), 504-511.
- Díaz-Martín, R. M. 2010. Evaluación del desempeño de plántulas y estacas de dos especies de *Bursera* en la restauración de sitios perturbados del Noroeste de Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Dirr, M. y Heuser, C. J. 1987. The reference manual of woody plant propagation. From seed to tissue culture. Georgia, USA. Varsity Press INC.
- Dirzo, R. y S. Sinaca. 1997 *Bursera simaruba* (mulato, palo mulato). En: González Soriano E., R. Dirzo y R. C. Vogt. (Eds). *Historia Natural de los Tuxtlas*. Instituto de Biología – UNAM / Instituto de Ecología – UNAM / CONABIO. México, D. F.

- Donald, P. F., & Evans, A. D. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology*, 43(2), 209-218.
- Eguiarte, L. E. y D. Piñero. 1990. Genética de la conservación: leones vemos, genes no sabemos. *Ciencias. Número especial 4. Ecología y conservación en México*: 34 – 47 (reimpreso en Nuñez-Farfán J. y L. E. Eguiarte (editores). *La evolución biológica*. Facultad de Ciencias, Instituto de Ecología, UNAM, Conabio. Pp. 371-398).
- Engel, V. L. y J. A. Parrotta, An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil, *Forest Ecology and Management*, Volume 152, Issues 1–3, 15 October 2001, Pages 169-181
- Everett, T. H. 1981 *The New York Botanical garden illustrated encyclopedia of horticulture*. Vol. 5 Garland Pub. Inc. New York
- Fearnside, P. M. 1993. Deforestation in brazilian Amazonia. The effect of population and land tenure. *Ambio* 2:537 – 545.
- Fehling, T. y E. Ceccon. 2013. Vegetative propagation of *Erythrina americana* Mill. In a greenhouse: a potential tool for restoration. En prensa
- Fernández, D. N. y R. L. Sanford. 1995. *Effects of recent land-use practices on soil nutrients and succession under tropical wet forest in Costa Rica*. *Conservation Biology*, 9: 915-922
- Flores-Ramírez, E. 2011. Aspectos biológicos e implicaciones sociales de la reproducción por estacas de *Spondias purpurea* en la estación de restauración ambiental Barrancas del Río Tembembe, Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.

- Francis, J. K. 1992. *Spondias mombin* L. Hogplum. SO-ITF-SM-51. New Orleans, LA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Station.
- Galván – Miyoshi, Y. M. 2008. *Transiciones forestales en países en desarrollo: un análisis crítico para México*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico.
- García-Barrios, L., Galván-Miyoshi, Y. M., Valdiviesco-Pérez, I. A., Masera, O. R., Bocco, G. y Vandermeer, J. 2009. *Neotropical forest conservation, agricultural intensification, and rural out-migration: the mexican experience*. *Bioscience*, 59 (10):863-873.
- García – Orth, X. 2002. Efectos del ácido indolbutírico y de la estratificación 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 Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Orth, X., y Martínez-Ramos, M. 2008. Seed dynamics of early and late successional tree species in tropical abandoned pastures: seed burial as a way of evading predation. *Restoration Ecology*, 16(3), 435-443.
- García – Orth, X. y Martínez – Ramos, M. 2009. Isolated trees and grass removal improve performance of transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) saplings in tropical pastures. *Restoration Ecology*. En prensa, disponible en línea.
- Gobierno del Estado de Chiapas. <http://www.chiapas.gob.mx/mapas/>
- Gómez-López, T. S. 2006. Supervivencia y crecimiento de estacas de tres especies de árboles como herramienta de restauración en el noreste de la península de Yucatán. Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, Michoacán, México.

- Grau, H. R., T. M. Aide, J. K. Zimmerman, J. R. Thomlinson, E. Helmer y X. Zou. 2003. The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in postagriculture Puerto rico. *BioScience*. 53(12):1159- 1168
- Guariguata, M. R. y R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. 148:185-206
- Guevara, S., Laborde, J. Liesenfeld, D. y O. Barrera. 1997. Potrereros y ganadería. Pp. 43-58. En *Historia Natural de los Tuxtlas*. Gozález, S., Dirzo, R y R. C. Vogt (Eds) UNAM. México
- Guevara, S. y J. Laborde. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107:319-338
- Hartmann, H. y Kester, D. 1988. *Propagación de plantas. Principios y prácticas*. México. Compañía Editorial Continental S. A.
- Hermosilla, M. 1996. Utilización de sustratos a base de corteza compostada para propagación vegetativa por medio de estacas de tallo. Tesis Ingeniería Forestal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- Holl, K. D. 1998. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture?. *Restoration Ecology*, 6: 253–261.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31: 229-242.

- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V., Lin e I. A. Samuels. 2000. Tropical montane restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8:339 – 349.
- Hughes, C. E. 1987. Biological considerations in designing a seed collection strategy for *Grilircidia sepium* (Jacq.) Walp.(Leguminosae). *Commonwealth Forestry Review*. 66(1):31-48
- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*. 2:187-211
- Iglesias Gutiérrez, L., J.A. Prieto Ruiz, y M. Alarcón Bustamente. 1996. La propagación vegetativa de plantas forestales. *Ciencia Forestal Méx.* 21: 15-41.
- Kruskal WH. A nonparametric test for the several sample problem. *Ann Mat Stat* 1941; 12:461-3.
- Jolin, D., & Torquebiau, E. 1992. Large cuttings: a jump start for tree planting. *Agroforestry Today*, 4(4), 15-16.
- Leakey R.R.B, J. F. Mesén, Z. Tchoundje, K. A.Longman, J. McP. Dick, A. Newton, A. Matin, J Grace, R. C. Munro y P. N. Muthoka.1990. Low-technology techniques for the vegetative propagation of tropical trees. *Commonwealth Forestry Review* 69: 247–257
- Lugo, A. E. y E. Helmer. 2004. Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico’s new forests. *Forest Ecology and Management* 190:145–161
- Mann HB, Whitney DR. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann MathStat* 1947; 18: 50-60.
- Mesén, F., A. C. Newton y R. R. B. Leaky. 1997. Vegetative propagation of *Cordia alliodora* (Ruiz y Pavón) Oken: the effects of IBA concentration 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*, *Gliricida sepium* y *Spondias purpurea* in upland stony, upland non – stony and lowland non – stony soils in Ciudad Colón, Costa Rica. *Jurnal of Sustainable Forestry* 5: 139 – 151
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Miller, R. W. y D. T. Gardiner. 1998. *Soils in our environment*. 8ª ed. Prentice Hall. New Jersey
- Montagnini et al. 1992. *Sistemas agroforestales. Principios y aplicaciones en los trópicos*. OET. San José
- Montagnini, F., González-Jiménez, E., Porrás-Salazar, C., & Rheingans, R. 199. Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: a comparison of early growth, pest damage and establishment costs. In *Papers from the IUFRO Tropical Silviculture Subject Group, S1-07-00, IUFRO 20th World Congress, Tampere, FI, August 1995, 1995-08-00*.
- Montes-Merelles, L. 2006. *Crecimiento y supervivencia de plántulas de Brsera glabrifolia en respuesta a diferentes condiciones ambientales*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Nepstad, D. C., C. Chl, C. A. Pereira, y J. M. Cardoso da Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76:25-39
- Nepstad, D. C., C. Uhl, and E. A. S. Serrao. 1991. *Recuperation of a degraded Amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration*. *Ambio* 20:248-255.

- Niering, W. A. y R. H. Goodwin. 1974. Creation of relatively stable shrublands with herbicides: arresting "succession" on rights-of-way and pastureland. *Ecology* 55:784-795
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2006. Enfoques 2006: Las repercusiones del ganado en el medio ambiente. <http://www.fao.org/ag/esp/revista/0612sp1.htm>
- Parrota, J. A. 1990. Hurricane damage and recovery of multipurpose tree seedlings at coastal site in Puerto Rico. *Nitrogen Fixing Tree Research Reports*. 8:64 – 66.
- Parrota, J. A. 1992. *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp. *Gliricidia*, mother of cocoa. SO-ITF-SM-50. New Orleans, LA: US. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 7p.
- Parrota, J. A., Turnbull, J. W., y Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99(1-2), 1-7.
- Pennington, T.D. y J., Sarukhan. 1968. Árboles tropicales de México. Ciudad de México, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Food and Agricultural Organization.
- Peñaloza, C. B. 2004. Sobrevivencia y crecimiento de estacas de *Bursera Simaruba* (L.) Sarg en zonas invadidas de *Pteridium aquinilum* (L.) Kuhn en un bosque estacionalmente seco del noreste de la Península de Yucatán, México. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo
- Pérez-Salicrup, D. R. 1992. Evaluación de la intensidad de uso de árboles en la selva húmeda en dos comunidades de la región de los Tuxtlas, Veracruz. Tesis de Licenciatura. UNAM.

- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2008). Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), 173-200.
- Perino, J. M. 1979. Rehabilitation of a denuded watershed through the introduction of kakawate (*Gliricidia sepium*). *Sylvatrop* 4:49 – 68
- Peterson, C.J. y B. L. Haines. 2000. Early successional patterns and potential facilitation of woody plant colonization by rotting logs in premontane Costa Rican pastures. *Restoration Ecology* 2:361-369
- Posada, J. M., T. M. Aide y J. Cavellier. 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology*, 8:370-378
- Puri, S. y R. C. Verma. 1996. Vegetative propagation of *Dalbergia sisso* Robxb. Using softwood and hardwood stem cuttings. *Journal of Arid Environments* 34:235-245
- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., González-Espinosa, M., & López-Barrera, F. 2006. Establishment, survival and growth of tree seedlings under successional montane oak forests in Chiapas, Mexico. In *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests* (pp. 177-189). Springer Berlin Heidelberg.
- Reiners, W. A., A. F. Bouwman, W. F. J. Parsons, y M. Keller. 1994. Tropical rainforest conversion to pasture- changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications* 4:363-377.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. México: Limusa Noriega editores.
- Sauer, J. D. 1979. Living fences posts in Costa Rica. *Turrialba* 29:255 – 261.
- Santelices, R. 1998. Propagación vegetativa del Hualo, (*Nothofagus glauca* (Phil.)

- Krasser), mediante estacas procedentes de rebrotes de tocón. Tesis de maestría en Ciencias Forestales, Mención Manejo Forestal. Escuela de Postgrado. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad de Chile.
- Scheinvar-Gottdiener, 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. Universidad Autónoma de México. México, D. F.
- Servicio Meteorológico Nacional. 2000. <http://smn.cna.gob.mx/>
- Sheinbaum, C. and O. Masera. 2000. Mitigating carbon emissions while advancing national development priorities: the case of Mexico. *Climatic Change* 47: 259-282.
- Shiels, A. B, y L. R. Walker. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology* 4:457-465
- Siegel, S. & N. J. Castellan, Jr. 1988. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. Segunda edición, McGraw-Hill Book Company, New York.
- Slocum, M. G. 2000. Logs and fern patches as recruitment sites in a tropical pasture. *Restoration Ecology* 4:408-413
- Swamy S. L., Puri S, Singh A. K. 2002. Effect of auxins (IBA and NAA) and season on rooting of juvenile and mature hardwood cuttings of *Robinia pseudoacacia* and *Grewia optiva*. *New For* 39 23:143-157
- Tchoundjeu., Z., M. L. Avana, R. R. B. Leaky, A. J. Simons, E. Asaah, B. Duguma y J. M. Bell. 2002. Vegetative propagation of *Prunus africana*: effects of rooting medium, auxin concentrations and leaf area *Agroforestry Systems* 54: 183–192
- Uhl, C., Buschbacher, R. and Serdo, E.A.S., 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, 73: 663-681.

- Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75:377-407.
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis Muñoz, M. I. Alcocer Silva, M. Gual Díaz y C. Sánchez Dirzo. 2002. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, UNAM.
- Villanueva-Ávalos, J. F., R. Sánchez-Rodríguez, F. O. Carrete-Carreón, y L.Mena - Hernandez. 1996. Establecimiento de diferentes especies arbóreas para cerco vivo en la costa de Nayarit. *Técnica Pecuaria en México* 34:64–70.
- Walker, L. R., D. J. Zarin, N. Fetcher, R. W. Myster y A. H. Johnson. 1996. Ecosystem development and plant succession on landslides in the Caribbean. *Biotropica* 28: 566-576
- Wijdeven S. M. J. y M. E. Kuzew. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery process in Costa Rica. *Restoration Ecology*, 8:414 - 424.
- Zahawi, R. A. 2005. Establishment and growth of living fence species: and overlooked tool for the restoration of degraded areas in tropics. *Restoration Ecology* 13(1):92 – 102.
- Zahawi, R. A. y C. K. Augspurger. 2006. Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded land in Honduras. *Ecological Applications* 16:464 – 478
- Zahawi, R. A., and K. D. Holl. 2009. Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. *Restoration Ecology* 17:854–864.

Zelada E. 2002. Cercas vivas. Primer curso internacional sobre sistemas agroforestales en Campeche, México. Agosto de 2002. Memoria digital del CATIE, Costa Rica. 24 pp