



El Colegio de la Frontera Sur

Establecimiento de seis árboles nativos en un pastizal degradado en la Selva Lacandona, Chiapas, México.

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

Francisco José Román Dañobeytia

2006



El Colegio de la Frontera Sur

Establecimiento de seis árboles nativos en un pastizal degradado en la Selva Lacandona, Chiapas, México.

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

Francisco José Román Dañobeytia

TE/634.97097275/R6/

Román Dañobeytia, Francisco José

Establecimiento de seis árboles nativos en un

ECO010009439

31 ENE 2007

Tabla de Contenido

Agradecimientos.....	3
RESUMEN.....	4
I. INTRODUCCIÓN.....	5
II. ANTECEDENTES.....	8
2.1 Deforestación de selvas húmedas tropicales.....	8
2.2 Expansión de la ganadería en la Selva Lacandona.....	9
2.3 Factores de degradación en pastizales inducidos.....	10
2.4 Restauración ecológica en pastizales degradados.....	11
2.6 Características ecológicas y etnobotánicas de las especies estudiadas.....	12
2.7 La fertilización y el deshierbe en la práctica silvícola.....	15
III. OBJETIVOS.....	17
IV. HIPÓTESIS.....	17
V. MATERIALES Y MÉTODOS.....	17
5.1 Área de estudio.....	17
5.1.1 La Comunidad Lacandona.....	17
5.1.2 Ubicación del vivero y parcela experimental.....	18
5.2 Condiciones de referencia.....	19
5.2.1 Clima.....	19
5.2.2 Suelo.....	20
5.2.3 Riqueza florística inicial en el área experimental.....	21
5.2.4 Historial de uso del potrero.....	21
5.3 Selección de las especies arbóreas.....	22
5.5 Parcela experimental de establecimiento.....	24
5.5.1 Transplante.....	24
5.5.2 Diseño experimental.....	25
5.5.3 Aplicación de tratamientos de fertilización y deshierbe.....	25
5.5.4 Evaluaciones.....	26
5.6 Análisis estadístico.....	27
VI. RESULTADOS.....	31
6.1 Supervivencia.....	31
6.2 Efecto de los tratamientos en el crecimiento.....	33
6.3 Tasa de crecimiento.....	35
VII. DISCUSIÓN.....	38
7.1 Supervivencia.....	38
7.2 Efecto de los tratamientos en el crecimiento.....	39
7.3 Tasa de crecimiento.....	40
7.4 Implicaciones para la restauración de pastizales degradados.....	41
VIII. CONCLUSIONES.....	43
IX. LITERATURA CITADA.....	45

Agradecimientos



A los pobladores de Lacanjá Chansayab y Nueva Palestina, por permitirme trabajar en su comunidad, principalmente a Don Manuel Chank'in y Tomás Sánchez, dueños de las parcelas donde se estableció el vivero y la parcela experimental, respectivamente.

A los lacandones Don Manuel Chankin, Hector Chambor, Benjamín Chank'in y Adolfo Chank'in por su invaluable apoyo durante el trabajo de campo.

A mi tutor: Dr. Samuel Levy Tacher por conducirme en esta investigación y compartir conmigo sus conocimientos y experiencia.

A mis asesores: Dr. Hugo Perales y Dr. Neptalí Ramírez por sus siempre oportunas observaciones y amable atención durante la realización de este proyecto.

A las personas que colaboraron en el trabajo de campo y el procesamiento de los datos: M. C. David Douterlounge, Antonio Sánchez Gonzáles y Adrián Sarabia.

A los Doctores Bruce Ferguson, Duncan Golicher y Sergio López por sus comentarios y observaciones que ayudaron a mejorar el presente documento.

A mis compañeros de la maestría de la generación 2005-2006 por compartir juntos momentos gratos e inolvidables dentro y fuera de las aulas.

A la Secretaría de Relaciones Exteriores (SRE), la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y el Programa de Apoyo para Tesis de Maestría (PATM) por el financiamiento otorgado para la realización de mis estudios de Maestría.

A mi familia, amigos y maestros que ayudaron en mi formación humana y profesional.

A Tina y Simja por su amor y apoyo incondicionales.

RESUMEN

El trasplante de especies arbóreas nativas es una práctica silvícola que ayuda a acelerar el proceso de regeneración natural en pastizales degradados. Las evidencias en la literatura indican que los árboles transplantados facilitan la llegada de semillas de otras especies arbóreas nativas por la atracción de fauna dispersora, principalmente aves y murciélagos. El presente estudio se realizó en un pastizal degradado en la Selva Lacandona, donde se evaluó durante un año el efecto de tratamientos de deshierbe y fertilización, sobre el desempeño de plántulas de seis especies arbóreas nativas en términos de supervivencia y crecimiento. Las condiciones de degradación en el área experimental, definidas por la compactación del suelo, deficiencia de algunos nutrimentos, historial de uso prolongado y baja productividad, no fueron un obstáculo infranqueable para el establecimiento de las plantas. La supervivencia de las plántulas es buena cuando se transplantan en épocas de alta precipitación (mes de septiembre), sin la cobertura de pastos y se mantienen con deshierbe a lo largo de la época de lluvias. A partir de la época de sequía (marzo-junio) la probabilidad de supervivencia de las plántulas es mayor bajo la cobertura de los pastos, tanto de especies demandantes de luz como tolerantes de sombra. Las plántulas de las especies de hábito heliófilo *Ceiba pentandra*, *Schizolobium parahyba* y *Swietenia macrophylla* tuvieron altos niveles de supervivencia, mientras que las umbrófilas fueron más afectadas por la mortalidad, de manera intermedia en *Brosimum alicastrum* y *Calophyllum brasiliense*, y drásticamente en *Ormosia schippii*. Asimismo, existió una diferencia significativa entre las tasas de crecimiento de las especies que permitió agruparlas en dos conjuntos, con base en sus requerimientos de luz (heliófilas y umbrofilas). Las plantas de *C. pentandra*, *S. parahyba* y *S. macrophylla*, tuvieron la tasa de crecimiento en altura y diámetro más altas. Las plantas de *B. alicastrum* y *O. schippii* tuvieron las tasas de crecimiento más

bajas, mientras que *C. brasiliense* tuvo un crecimiento intermedio en altura y reducido en diámetro. No se registraron efectos positivos de la fertilización en el crecimiento de las plantas. En contraste, *C. pentandra* y *B. alicastrum* fueron afectadas negativamente en su crecimiento por la aplicación de fertilizante. Las diferentes variables de respuesta en este estudio (supervivencia, crecimiento en diámetro y altura) tuvieron una mayor similitud (diferencias no significativas) entre las especies que comparten los mismos requerimientos de luz (heliófilas/umbrófilas). Los resultados indican que es posible la restauración ecológica en pastizales degradados, a partir del trasplante de especies arbóreas nativas y el manejo de la cobertura de pastos. Las especies de hábito heliófilo y mayor tasa de crecimiento, pueden tolerar mejor las condiciones ambientales presentes en estos espacios y posiblemente, podrían generar con el tiempo una cobertura más adecuada para el desarrollo de las especies umbrófilas de menor tasa de crecimiento.

Palabras clave: deshierbe, fertilización, pastizales degradados, plántulas forestales, restauración ecológica, sucesión secundaria.

I. INTRODUCCIÓN

El trópico húmedo ha sufrido una deforestación extensa y acelerada a lo largo del siglo XX. A nivel mundial se había estimado que para el año 2000, unas 850 millones de hectáreas (más de cuatro veces la superficie de México) se encontraban en estado de fragmentación y degradación (OIMT, 2002). El proceso de deforestación se inicia con la extracción de madera comercial, a lo que le sigue el desmonte de la selva y la utilización del terreno por unos pocos años en agricultura de temporal, dedicándolo luego a pastizal permanente (Masera, 1996; Vásquez-Sánchez *et al.*, 1992). La ausencia de cobertura arbórea, el pisoteo constante del ganado en suelos arcillosos y la elevada precipitación en las regiones tropicales húmedas, propician la degradación del suelo en términos de sus propiedades físicas y químicas. Entre ellas destacan la compactación del

suelo, la lixiviación de nutrientes y la pérdida de la materia orgánica (Loker, 1994). La compactación del suelo por sobrepastoreo es una de las condiciones de degradación de mayor importancia en bosques y selvas de México, estimadas en un total 59 millones de hectáreas de tierras compactadas, que representa el 30% de la superficie total de tierras degradadas (Chapela, 1999).

Uno de los retos de la restauración ecológica en pastizales inducidos degradados, consiste en encontrar árboles nativos que puedan establecerse en estos suelos y que generen condiciones adecuadas para el desarrollo de la sucesión vegetal (Siemann y Rogers, 2003; Lamb *et al.*, 2005). En este sentido, la reintroducción de ciertas especies puede incrementar significativamente los niveles de materia orgánica y desencadenar el proceso de sucesión secundaria en áreas agropecuarias degradadas y abandonadas (Montagnini *et al.*, 1995; Rhoades *et al.*, 1998; Levy y Golicher, 2004; Douterlungne, 2005; Zahawi, 2005). Sin embargo, la limitada dispersión de semillas y las severas condiciones ambientales en los pastizales degradados pueden afectar el establecimiento de la vegetación arbórea (Holl *et al.*, 2000; Zimmerman *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2005). De igual forma, los efectos del manejo de las áreas agropecuarias que circundan los pastizales tienen una influencia directa en las condiciones del suelo y la composición de la vegetación posterior al abandono del área (Uhl, 1987; Levy, 2000; Ferguson *et al.*, 2003), factores que condicionan el establecimiento de árboles nativos (Hooper *et al.*, 2002; Zahawi, 2005).

La experimentación con especies nativas arbóreas o arbustivas empleando técnicas silvícolas ampliamente difundidas, como el deshierbe, la fertilización, el transplante y la propagación vegetativa, constituyen prácticas simples e importantes para la restauración de vegetación arbórea en pastizales degradados tropicales (Holl *et al.*, 2000; Long *et al.*, 2004). La recuperación de dichas áreas se podría lograr a partir de generar una cobertura

inicial que permita la eliminación de las arvenses y que las plántulas alcancen una altura mínima que garantice su supervivencia y crecimiento (Riberiro y Gandolfi, 2000).

La combinación adecuada de especies en una plantación de restauración implica la utilización de árboles de distintas fases sucesionales. Los primeros árboles establecidos (generalmente especies sucesionales iniciales) pueden cumplir el papel de nodrizas o promotoras, al propiciar bajo su dosel condiciones microclimáticas favorables para el arribo de otras especies forestales nativas (Kageyama y Gandara, 2000; Cusack y Montagnini, 2004). Es deseable que estas especies arbóreas: (a) toleren condiciones de estrés ambiental; (b) tengan una alta tasa de crecimiento y recambio foliar que permita generar sombra a las arvenses y producir suficiente hojarasca para recuperar la materia orgánica del suelo; y (c) sean polinizadas o sirvan de alimento a la fauna silvestre, de tal forma que se facilite el restablecimiento del flujo de semillas y propágulos regenerativos (Kuusipalo, 1995; Keenan *et al.*, 1999). Además, es prioritario que dichos árboles provean de productos forestales de importancia socio-económica tales como leña, fruta y madera, tanto en el corto, mediano y largo plazo (Higgs, 2003; Montagnini, 2004).

La meta del presente trabajo fue evaluar alternativas para el manejo de la sucesión secundaria, que faciliten y aceleren el establecimiento inicial de especies arbóreas nativas en un pastizal degradado. Con esta finalidad, se estableció un experimento para evaluar la respuesta de seis especies arbóreas nativas (*Swietenia macrophylla*, *Brosimum alicastrum*, *Ceiba pentandra*, *Calophyllum brasiliense*, *Ormosia schippii* y *Schizolobium parahyba*), respecto a la aplicación de tratamientos de deshierbe y fertilización. La utilidad de la información producida en esta investigación puede ser relevante en la restauración ecológica y el mejoramiento de sistemas silvopastoriles en otras regiones neotropicales.

II. ANTECEDENTES

2.1 Deforestación de selvas húmedas tropicales

Las selvas húmedas (selvas altas perennifolias *sensu* Miranda y Hernández, 1963; bosques tropicales perennifolios *sensu* Rzedowski, 1978; o ‘tropical rain forest’ *sensu* Richards, 1996) albergan más de la mitad del número de especies registradas a nivel global a pesar de que cubren menos del 7% de la superficie terrestre del planeta (Pennigton y Sarukhan, 2005). Desempeñan un papel fundamental en la regulación de la atmósfera, así como en las propiedades del suelo y los sistemas hidrológicos a escalas local y regional (Jenkins, 2003). Asimismo, por ser megadiversas, las selvas húmedas proveen una cuantiosa diversidad de recursos naturales de beneficio actual o potencial para la humanidad (Angelsen y Kaimowitz, 2001).

La deforestación de selvas y su conversión a pastizales inducidos es un proceso complejo de origen multicausal que afecta los bosques tropicales a nivel mundial y especialmente evidente en toda América Latina (Vandermeer y Perfecto, 1995). El trópico mexicano no ha sido ajeno a este patrón, al ser considerado uno de los países con mayor tasa de deforestación en la región (más de 500,00 hectáreas por año). Más del 70% de la superficie anual deforestada es registrada en las selvas tropicales del país (FAO, 2006). Las ventajas comparativas que ofrece la producción de ganado frente a los cultivos tradicionales como el maíz y la ausencia de mercados para maderas comunes tropicales u otros productos del bosque, conllevan a la expansión de la frontera pecuaria (Maser, 1996). Desde inicios de la década de 1980 se ha sugerido la correlación entre la expansión de pastizales y la disminución de la cobertura forestal, con la finalidad de argumentar que la crianza de ganado es la causa principal detrás de la deforestación de las selvas en América Latina (Myers, 1981). Sin embargo, esto es consecuencia también de otras tres causas que actúan sinérgicamente: (1) políticas gubernamentales que

favorecen el desarrollo de la ganadería; (2) mercados favorables y aspectos atractivos de la ganadería para los campesinos; y (3) factores tecnológicos que favorecen la expansión de pastizales (White *et al.*, 2001).

2.2 Expansión de la ganadería en la Selva Lacandona

La Selva Lacandona es el remanente más importante de selva húmeda tropical hacia el norte de Centroamérica, en la porción oriental del Estado de Chiapas (Nations *et al.*, 1999). Esta región cubre una superficie aproximada de un millón de hectáreas en las cuencas de los ríos Jataté y Alto Usumacinta, siendo ésta última una de las fuentes de agua dulce más importantes de México. El tipo de vegetación predominante es la selva alta perennifolia (Miranda y Hernández, 1963) o bosque lluvioso de montaña baja (Breedlove, 1981). Los árboles del estrato superior miden más de 30 m de alto y con cierta frecuencia alcanzan los 65 ó 75 m, como en los casos de *Guatteria anomala*, *Licania platypus*, *Swietenia macrophylla*, *Terminalia amazonia* y *Ulmus mexicana* (Pennington y Sarukhán, 2005). La Reserva de la Biosfera Montes Azules (REBIMA), principal área protegida de la región con 331,200 ha, constituye uno de los relictos más significativos de selva alta perennifolia en la región de la Selva Lacandona (INESEMARNAP, 2000).

En las últimas décadas la selva primaria se ha transformado en amplias áreas con vegetación secundaria o 'acahuales' y áreas degradadas derivadas del aprovechamiento agropecuario invadidas por especies que detienen el proceso sucesional (Levy, 2000). Se ha estimado que la superficie de selva primaria disminuyó en 31% en un periodo de 20 años (en 1976 era de 576,575 ha y en 1996 de 399,344 ha). Durante el mismo periodo el área de pastizales se incrementó 52% (de 31,444 ha a 60,370 ha) y la

superficie de bosques secundarios creció un 91% (11,350 ha a 116,034 ha (de Jong *et al.*, 2000).

2.3 Factores de degradación en pastizales inducidos

El sobre-pastoreo es uno de los factores que desencadena el proceso de degradación del suelo en pastizales inducidos (Loker, 1994). La evidencia acumulada incluye la pobre germinación y supervivencia de plántulas de especies arbóreas, la pérdida de la materia orgánica del suelo y la compactación en la superficie del suelo (Milne y Haynes, 2004). Con el aumento de la densidad aparente del suelo, se reduce el espacio poroso y aumenta la resistencia mecánica, dificultando el drenaje y creando una barrera física que no permite que las raíces penetren adecuadamente (Holmann *et al.*, 2004; Tirado, 2005). El aumento de la escorrentía y el arrastre de partículas en suelos compactados, ocasionan la lixiviación de nutrientes. Esto produce una pérdida en la fertilidad y la disminución de la actividad biológica del suelo, procesos indispensables para el sostenimiento de la productividad en los sistemas agropecuarios (Nadian *et al.*, 1998; Wong y Bradshaw, 2002).

Por otro lado, la dominancia por periodos prolongados de algunos pastos forrajeros y arvenses asociadas, así como un cada vez mayor distanciamiento a las fuentes de propágulos de la selva, son factores que pueden retardar o inhibir el desarrollo de la sucesión secundaria. De esta forma, el establecimiento de la vegetación arbórea en los pastizales se ve limitado por la acción de algunas barreras, tales como la competencia con los pastos, las condiciones ambientales, la ausencia de fauna dispersora y la depredación de semillas (Holl *et al.*, 2000, Zimmerman *et al.*, 2000). Como consecuencia la dinámica del paisaje forestal a escala regional se ve perceptiblemente afectada (OIMT, 2005). En este sentido, Uhl (1987) menciona que los factores

principales que controlan la sucesión ecológica en campos abandonados son: (a) la disponibilidad de propágulos regenerativos; (b) la disponibilidad de microhábitats para el desarrollo de estos propágulos; y (c) la disponibilidad de nutrimentos del suelo favorables para la supervivencia y crecimiento de las plántulas.

2.4 Restauración ecológica en pastizales degradados

La restauración ecológica ha sido definida como el proceso de asistencia a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004).

La restauración en pastizales degradados en términos de la composición específica, estructura y función, puede tomar varios cientos de años de acuerdo al proceso de sucesión ecológica natural (Miyawaki, 1993; Aide *et al.*, 1996; Zahawi y Augspurger, 1999; Cusack y Montagnini, 2004). Sin embargo, mediante el manejo de la sucesión vegetal es posible facilitar, acelerar y dirigir la restauración, de acuerdo con los contextos ecológicos, económicos y sociales del entorno (Keenan *et al.*, 1999; Choi, 2004). Así, el ensamblaje de una comunidad vegetal en el tiempo dependerá de múltiples trayectorias sucesionales posibles, definidas por el tipo e intensidad de la perturbación (Levy y Aguirre, 2005), las primeras especies colonizadoras del área (Ferguson *et al.*, 2003; Temperton y Hobbs, 2004), o del arreglo inicial de especies en el caso de plantaciones de reforestación o restauración forestal (Higgs, 2003).

El reconocimiento de grupos funcionales o ecológicos en la sucesión constituye actualmente uno de los puntos de discusión más importantes de la restauración ecológica. La recuperación de las funciones del ecosistema dependerá de la diversidad de grupos funcionales, más que de la diversidad de especies presentes en una plantación (Lamb *et al.*, 2005). En este sentido, los esfuerzos de investigación tratan de relacionar atributos morfológicos (por ej., altura de los individuos, tamaño y peso de semillas) y

funcionales de las especies (por ej., crecimiento, requerimiento de luz, densidad de la madera), con la presencia de dichas especies en distintas fases de la sucesión (Kageyama y Gandara, 2000).

La sucesión vegetal puede ser utilizada en el establecimiento de plantaciones de enriquecimiento o restauración, de forma que la reintroducción artificial (por siembra directa o trasplante) puede realizarse bajo un modelo que imite la estructura y composición de un ecosistema (Lamb *et al.*, 2005; OIMT, 2005). El modelo sucesional separa las especies en grupos funcionales (Tabla 1), mezclándolas adecuadamente en el diseño de una plantación. De esta forma, las especies iniciales pueden otorgar las condiciones de sombra que requieren las especies de los estadios finales de la sucesión (Kageyama y Gandara, 2000). En una plantación de restauración, la diversidad de grupos ecológicos puede proveer la estructura que normalmente tiene la vegetación en condiciones naturales. Esto se puede proporcionar a partir de la manera en que las plántulas son plantadas en el campo, ya sea en módulos o líneas de plantío. Lo más importante en ambas técnicas es adecuar el espaciamiento y la cantidad de plantas de cada grupo ecológico (Ribeiro y Gandolfi, 2000).

2.6 Características ecológicas y etnobotánicas de las especies estudiadas

Swietenia macrophylla King (Meliaceae) es una especie de hábito heliófilo del estrato dominante de bosques primarios y secundarios de selvas húmedo tropicales. Es resistente a la sequía y al daño por termitas, y puede crecer en suelos pobres y áreas abiertas, donde otras especies típicas de vegetación madura fracasan (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Produce una cobertura de hojarasca por la caída de sus hojas que favorece la conservación del suelo. Es la madera más apreciada y de mayor valor comercial en los

trópicos, por lo que ha sido sujeta a una extracción constante (Pennington y Sarukhán, 2005).

Tabla 1. Atributos morfológicos y funcionales de especies forestales nativas, considerados en modelos de recuperación vegetal basados en la sucesión secundaria (Barbosa, 2000).

Atributo	Pioneras	Secundarias Iniciales	Secundarias Tardías	Climáticas
Ciclo de vida (años)	Corto (1 a 8)	Corto (5 a 15)	Medio a largo (20 a 50)	Largo (más de 100)
Tamaño y cantidad de semillas y frutos	Pequeñas, en grandes cantidades	Pequeñas, en grandes cantidades	Indefinida, depende de la especie	Grandes, en pocas cantidades
Viabilidad de semillas	Larga	Larga	Corta a media	Corta
Dispersión de las semillas	Pájaros, murciélagos, viento	Pájaros, murciélagos, viento	Principalmente viento	Gravedad, mamíferos
Altura de los individuos (m)	4 a 8	20	20 a 30 (hasta 50)	30 a 45 (hasta 60)
Tiempo para alcanzar su altura máxima	Muy rápido (meses)	Rápido (meses/años)	Variable según la especie (varios años)	Lento, muchos años (más de 10)
Densidad de la madera	Muy ligera	Ligera	Intermedia	Pesada y rígida
Tipo de follaje	Siempre verdes	Siempre verdes	Muchas son caducifolias	Siempre verdes
Necesidad de luz	Mucha luz (heliófilas)	Media, variable según especie	Media, variable según especie	Poca luz (umbrófilas)

Brosimum alicastrum Swartz. (Moraceae) es un árbol que se presenta en el dosel superior tanto en selvas primarias como secundarias. Es tolerante a la sombra, suelos muy alcalinos, sequía, fuego y daño por termitas. Las semillas son dispersadas por una

gran variedad de murciélagos, aves y mamíferos, lo cual favorece los eventos de dispersión (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). El follaje es empleado como forraje para el ganado y los frutos son comestibles (Ayala y Sandoval, 1995). Las ramas aportan leña de excelente calidad y la madera tiene buena aceptación en el mercado internacional (Reynel *et al.*, 2003).

Ceiba pentandra (L.) Gaertn. (Bombacaceae) es un árbol de hábito heliófilo y amplia distribución, que se presenta en el estrato dominante en selvas primarias y perturbadas del neotrópico. Es resistente a la sequía y tolera inundación temporal. Sus hojas caen durante la temporada seca, generando una cobertura de hojarasca en el suelo que mejora su fertilidad (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Es polinizada por murciélagos frugívoros, los cuales son uno de los agentes principales de dispersión de semillas tropicales, por lo que esta especie puede jugar un papel importante en la recuperación de áreas degradadas (Medellín *et al.*, 2000). Además de ser una especie maderable, esta ha sido cultivada en Asia en plantaciones comerciales para la obtención de la fibra algodonosa que rodea las semillas, conocida como 'kapok' (Reynel *et al.*, 2003).

Ormosia schippii Pierce ex Standl. y Steyerm. (Fabaceae) es una especie primaria y codominante del dosel superior de selvas húmedas mexicanas, aunque el género se presenta en casi toda América tropical. Las plántulas se pueden beneficiar de hábitats perturbados, como también pueden tolerar sombra por periodos prolongados, lo cual la hace una especie con potencial para su introducción en plantaciones con otras especies de más rápido crecimiento (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Tiene una madera dura y pesada con buen acabado, por lo que es valorada comercialmente, además de servir como combustible (ramas) de buena calidad. Las semillas, de color rojo y negro, llamativas y brillantes, son apreciadas para elaborar collares y pulseras de artesanía (Reynel *et al.*, 2003).

Calophyllum brasiliense Cambess. (Clusiaceae) es una especie primaria, dominante o co-dominante en el dosel de selvas húmedas. Presenta un crecimiento medianamente lento. Es tolerante de sombra, suelos pobres y anegamiento, por lo que puede ser de utilidad en la recuperación de terrenos degradados e inundados (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Es un importante atrayente de fauna, ya que las semillas son dispersadas por murciélagos frugívoros, aunque recibe también la visita de monos, tucanes y otras aves (Reynel *et al.*, 2003). La madera es de excelente calidad y sumamente requerida ante la escasez de maderas de alto valor como cedro y caoba (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999).

Schizolobium parahyba (Vell.) S.F. Blake (Fabaceae) es una especie pionera e intolerante a la sombra. Tolera suelos pobres y coloniza áreas abiertas generando condiciones de luz difusa bajo sus copas, las cuales pueden ser aprovechadas por otras especies de crecimiento más lento. Es una buena productora de madera de valor comercial. Puede ser aprovechada en plantaciones para producción de leña, material de construcción y madera en tablas (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999).

2.7 La fertilización y el deshierbe en la práctica silvícola

La utilización de algunas prácticas agrícolas como el deshierbe y la fertilización, puede coadyuvar en el establecimiento de especies forestales en pastizales degradados (FAO, 1981). El deshierbe es una práctica agrícola antigua que consiste en eliminar la vegetación arvense, que compite con un cultivo durante su fase de desarrollo vegetativo (Hernández-X, 1981). Tanto el deshierbe como la fertilización pueden disminuir los efectos de la competencia con los pastos y favorecer el crecimiento de las plántulas, lo cual tiene implicaciones económicas en el establecimiento y mantenimiento de plantaciones de reforestación y restauración (Benfeldt *et al.*, 2001; Long *et al.*, 2004).

Para las especies arbóreas, la interacción con la cobertura de pastos puede ser tanto benéfica como dañina, dependiendo de si se trata de la germinación de una semilla, de la supervivencia o el crecimiento de una plántula. Por ejemplo, algunos estudios reportan que las especies de semilla recalcitrante, típicas de etapas tardías de la sucesión, pueden alcanzar mayores porcentajes de germinación y supervivencia bajo la cobertura de la vegetación en pastizales inducidos (Zimmerman *et al.*, 2000; Martínez-Garza *et al.*, 2005; Rodríguez, 2005).

En la fertilización de especies arbóreas se han reportado resultados diversos y no siempre consistentes. Algunos concuerdan con la generalización de Grime (1977) de que las especies pioneras de rápido crecimiento tienen una respuesta positiva a la adición de nutrientes, por tener éstas una mayor capacidad de absorción radical (Huante *et al.*, 1998). Otros estudios han encontrado respuestas positivas de especies sucesionales tardías respecto a la aplicación de fertilizante. Al respecto, Holl *et al.* (2000) registraron después de un año, un mayor crecimiento en altura de las especies primarias *Calophyllum brasiliense*, *Prunus annularis* y *Quercus oocarpa* en respuesta a la fertilización (50 g de NPK=20-30-10, aplicado al establecer las plántulas y después de siete meses en un pastizal degradado en Costa Rica). Por otro lado, otros autores han detectado cambios en el crecimiento después de varios años de la aplicación del fertilizante. En este sentido, Tanner *et al.* (1992) encontraron un mayor crecimiento en diámetro tres años después de la aplicación de nitrógeno y fósforo (N: 225 kg/ha/año y P: 75 kg/ha/año, aplicado en árboles jóvenes del bosque montano tropical en Venezuela). Asimismo, Grogan *et al.* (2003) registraron una respuesta positiva después de cuatro años en plantas transplantadas de *Swietenia macrophylla*, respecto a la aplicación de calcio (39%) y magnesio (5%) mezclados en 3 kg/m³ de suelo, en un gradiente topográfico en Pará, Brasil.

III. OBJETIVOS

- Evaluar experimentalmente el establecimiento de seis especies arbóreas bajo tratamientos de deshierbe y fertilización, a lo largo de un año en un pastizal degradado.
- Reconocer si el hábito heliófilo y umbrófilo de las seis especies arbóreas guarda relación con el agrupamiento de las especies generado a partir de las variables de respuesta al establecimiento experimental en un pastizal degradado.

IV. HIPÓTESIS

- La fertilización acelera el crecimiento de las plantas, por tanto, esperamos mayores tasas de crecimiento en las plantas bajo fertilización.
- El deshierbe favorece la supervivencia y el crecimiento de las plantas, por tanto, esperamos mayor sobrevivencia y crecimiento en las plantas bajo deshierbe.
- Se espera que las especies de hábito heliófilo, en comparación con las umbrófilas, tengan un mejor desempeño en el pastizal en términos de supervivencia y crecimiento.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Área de estudio

5.1.1 La Comunidad Lacandona

La Comunidad Lacandona ocupa una superficie de 252,631 hectáreas y se ubica en la parte noreste de la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Esta comunidad constituye una alianza territorial entre tres grupos indígenas mayas, la cual se formó en la década de 1970 con la llegada de grupos ch'oles y tseltales a la región que ya era habitada desde siglos atrás por los lacandones. Esta alianza se generó con la propuesta de crear

Nuevos Centros de Población Ejidal (NCPE) y así concentrar a los, hasta entonces, asentamientos irregulares de migrantes indígenas y mestizos (de Vos, 2002). En 1976 se forman los NCPE Dr. Manuel Velasco Suárez, hoy Nueva Palestina en donde se concentraron a 13 poblados de tseltales (aprox. 15 mil habitantes), y Frontera Echeverría, hoy Frontera Corozal con ocho poblados de ch'oles (aprox. 10 mil hab.). En cuanto a los lacandones, se encuentran asentados en cuatro localidades: Metzabok, Nahá, Bethel y Lacanhá-Chansayab, siendo esta última en la que se concentra la mayor parte de los habitantes (Vásquez-Sánchez *et al.*, 1992).

5.1.2 Ubicación del vivero y parcela experimental

Se construyó un vivero ubicado en los $16^{\circ}45'59.1''$ N y $91^{\circ}07'59''$ O, en la comunidad de Lacanhá-Chansayab (Fig. 1), la cual aún conserva remanentes de selva primaria y acahuales de diferentes edades, por lo que constituye una fuente importante de germoplasma. La población en esta comunidad no excede los 500 habitantes, pertenecientes al grupo indígena Maya-Lacandón. Sus actividades principales son la agricultura de autoconsumo, la producción de artesanías y el turismo. Los lacandones constituyen el único grupo autóctono de la región, por lo que poseen un conocimiento detallado de la flora y fauna, así como un sistema de producción agrícola adaptado a las condiciones ecológicas de la selva (Nations y Nigh, 1980).

La parcela experimental se estableció en la comunidad Nueva Palestina en los $16^{\circ}50'20.1''$ N y $91^{\circ}15'51.2''$ O, ubicada aproximadamente a 30 km de Lacanhá-Chansayab en el terreno de un productor local, en las inmediaciones del paraje Cascada Las Golondrinas (Fig. 1). En esta comunidad la población es de aproximadamente 15,000 habitantes que pertenecen al grupo indígena Maya-Tseltal. Se dedican principalmente a la ganadería, actividad adoptada luego de migrar a la selva en la

década de 1970. Los tseltales de Nueva Palestina provienen de los Altos de Chiapas, una región ecológicamente muy distinta a la selva, lo cual ha derivado en un manejo ganadero extensivo de baja productividad y el aumento considerable de la superficie de pastizales (de Vos, 2002; de Jong *et al.*, 2000).

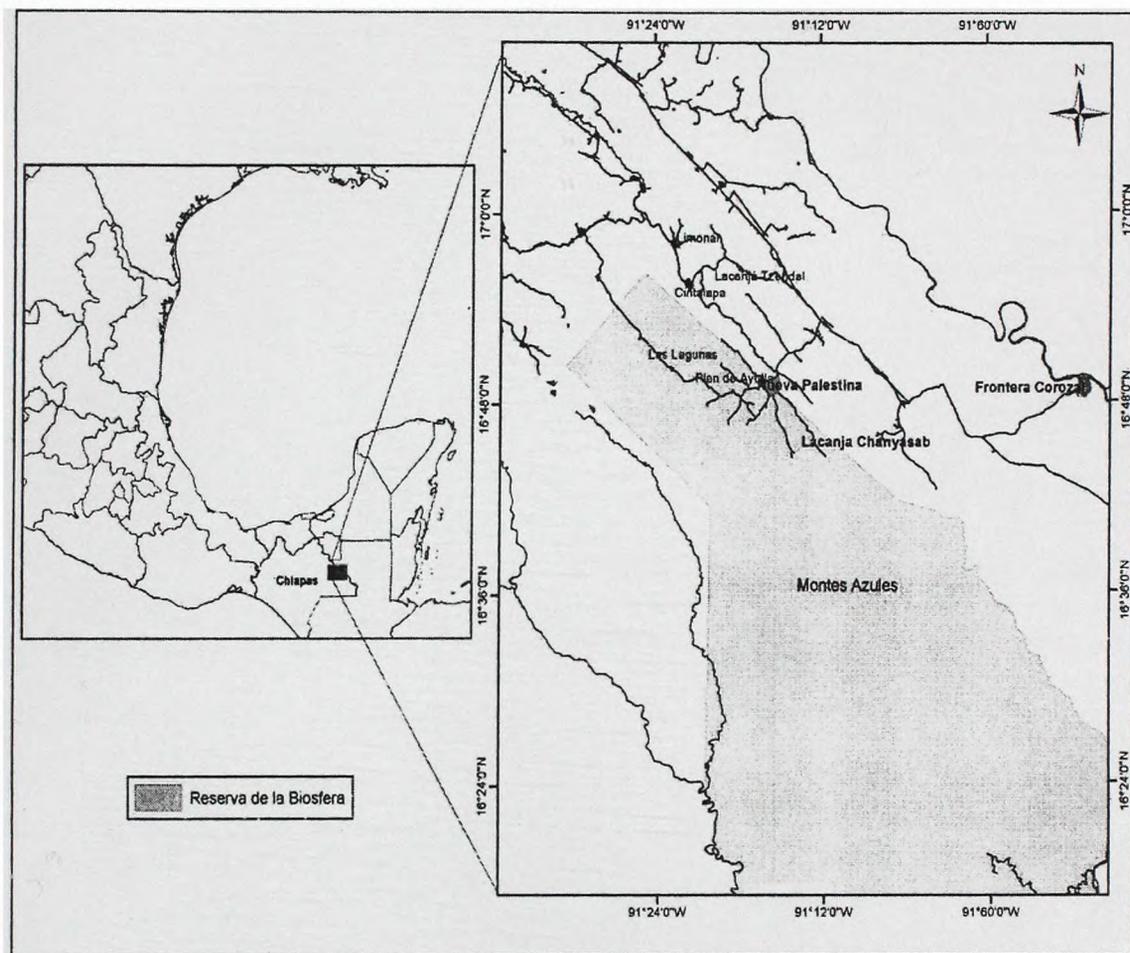


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio.

5.2 Condiciones de referencia

5.2.1 Clima

El clima es cálido-húmedo con precipitaciones anuales promedio superiores a los 2000 mm. La época principal de lluvia inicia en junio y termina en enero, y en septiembre se da la mayor precipitación. Los meses más secos ocurren entre diciembre y mayo, siendo

marzo el más seco con sólo 30 mm de promedio mensual. La temperatura promedio anual es de 24.7° C (INE-SEMARNAP, 2000).

5.2.2 Suelo

El suelo donde se estableció la parcela experimental es arcilloso y con una alta densidad aparente (1.1 g/ml), de acuerdo con el muestreo realizado durante el presente estudio (Tabla 2). Este valor se incluye dentro del intervalo (1.0-1.7 g/ml) definido como indicador de compactación en suelos arcillosos (Agüero y Alvarado, 1983; Donahue *et al.*, 1983). Durante los meses de mayor precipitación pluvial (agosto-septiembre) la parcela se encontró inundada, y por otro lado, en la estación seca se formaron grietas de aprox. 15 cm de profundidad. Batey y McKenzie (2006) mencionan que el drenaje deficiente puede ser una consecuencia de la compactación en la superficie del suelo. El suelo donde se estableció la parcela experimental es deficiente en fósforo. Según Tamhane *et al.* (1978) la carencia de este elemento puede provocar un crecimiento lento de las plantas y retardar su madurez.

Tabla 2. Valores de los parámetros físicos y químicos del suelo en la parcela experimental.

Arena (%)	22.9
Arcilla (%)	59.1
Limo (%)	18
Textura	Arcillosa
Densidad aparente (g/cm ³)	1.10 (Alta)
Tipo de suelo	Arcilloso/Pesado
pH (H ₂ O)	7.2 (Neutro)
M.O. (%)	6.5 (Media)
C.I.C. (cmol/Kg)	58.7 (Alta)
N (%)	0.46 (Muy Alto)
P (mg/kg)	1.8 (Bajo)
K (cmol/Kg)	0.45 (Medio)

Fuente: Laboratorio de análisis de suelos de ECOSUR, Unidad San Cristóbal de Las Casas (Chiapas). En el análisis se utilizaron parámetros de la Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-021-RECNAT-2000.

5.2.3 Riqueza florística inicial en el área experimental

De acuerdo con las colectas que se realizaron durante el estudio, se encontró que la especie dominante es un pasto introducido, conocido como ‘estrella’ *Cynodon plectostachyus*, principal fuente de alimento para el ganado vacuno en el potrero.

También se encontraron otras 37 especies de plantas, de las cuales más de la mitad (53%) no son comestibles para el ganado, según el testimonio del propietario de la parcela. Las familias más representadas son Asteraceae (23.7%), Solanaceae y Poaceae (ambas 10.5%) y Fabaceae (7.9%). Las hierbas representan el 68% del total de especies, los arbustos el 16%, las trepadoras el 13% y los árboles el 3% (Apéndice 1).

5.2.4 Historial de uso del potrero

El terreno fue ocupado como potrero durante 30 años a partir del desmonte de la selva. En una entrevista dirigida al propietario, el Sr. Tomás Sánchez (aprox. 60 años) comentó lo siguiente en cuanto al historial de uso del potrero. El sitio fue selva alta hasta el año de 1969, la cual fue tumbada y quemada para su aprovechamiento agrícola durante siete años. A partir del año de 1976 hasta la fecha, el área fue sembrada con pasto ‘estrella’ para su aprovechamiento pecuario” (Figura 2) y ha sido quemada deliberadamente en tres ocasiones. La finalidad de las quemas fue para eliminar serpientes, otros pastos y arbustos no deseados. Al momento de realizar la presente investigación, la parcela (de unas 25 ha, con cuatro divisiones), albergaba solamente 15 cabezas de ganado vacuno para engorda. Esto implica que el potrero tiene un alto índice de agostadero (1.6 ha/unidad animal) lo cual es un indicador de baja productividad (SAGARPA, 2003). El manejo actual implica la limpieza o deshierbe con machete cada cuatro meses, con tres meses de descanso al año para que el pasto crezca nuevamente. Durante los tres meses de descanso, el propietario se ve obligado a alquilar otro potrero para que albergue su ganado, mientras el pasto de su terreno se recupera.

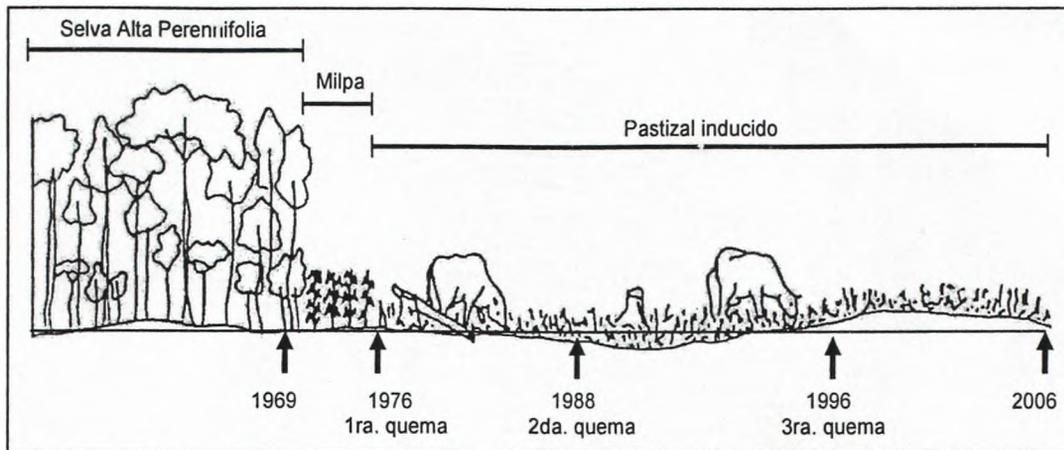


Figura 2. Modelo esquemático de los antecedentes de uso del pastizal donde se instaló la parcela experimental.

5.3 Selección de las especies arbóreas

El principal criterio para la selección de las especies fue que éstas pertenecieran a diferentes fases de la sucesión secundaria. Se incluyeron por un lado, especies heliófilas de semillas ortodoxas dispersadas por el viento, típicas de fases iniciales e intermedias de la sucesión. Por otro lado, se tomaron en cuenta especies umbrófilas de semillas recalcitrantes dispersadas por mamíferos, típicas de las fases tardías de la sucesión. También fue deseable que las especies fueran de utilidad para la gente o que tuvieran valor comercial (Tabla 3). Finalmente, el criterio de disponibilidad de semillas y plántulas fue determinante, de tal forma que permitiera la producción de plántulas durante el primer semestre del año 2005 para establecerlas en la estación lluviosa del mismo año.

5.4 Producción de plántulas

Los árboles semilleros fueron seleccionados por su madurez (DAP mayor de 70 cm y altura superior a los 20 m), crecimiento recto y buen estado fitosanitario (CATIE, 2000).

Tabla 3. Características ecológicas y usos principales de las seis especies arbóreas seleccionadas.

Especie	Tipo de semilla ¹	Agente dispersor ²	Necesidad de luz ³	Usos ⁴
<i>Schizolobium parahyba</i> FABACEAE	Ortodoxa	Viento	Heliófila	Madera, leña
<i>Swietenia macrophylla</i> MELIACEAE	Ortodoxa	Viento	Heliófila	Madera
<i>Ceiba pentandra</i> BOMBACACEAE	Ortodoxa	Viento	Heliófila	Fibra, ritual
<i>Brosimum alicastrum</i> MORACEAE	Recalcitrante	Murciélagos, mamíferos	Umbrófila	Madera, leña forraje
<i>Ormosia schippii</i> FABACEAE	Recalcitrante	Aves, mamíferos	Umbrófila	Madera, artesanía
<i>Calophyllum brasiliense</i> CLUSIACEAE	Recalcitrante	Murciélagos, mamíferos	Umbrófila	Madera

¹ Fuente: Smithsonian Tropical Research Institute (http://striweb.si.edu/esp/tesp/plant_species_c.htm)

² Vázquez-Yanes *et al.*, 1999

^{3,4} Pennington y Sarukhán, 2005; Reynel *et al.*, 2003

Se recolectaron semillas de las seis especies seleccionadas en áreas de selva madura y acahuals en Lacanhá-Chansayab, con la colaboración del Sr. Manuel Castellanos Chankin, conocedor experto de la flora local. Los métodos de recolección de semillas, en la mayoría de los casos, fueron a partir de recoger los frutos caídos al pie del árbol, a excepción de *S. parahyba* que se necesitó una vara larga para acceder a ramas laterales cargadas con frutos. Las épocas de recolección de semillas, como también las técnicas de propagación variaron entre las especies (Tabla 4; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; CATIE, 2000; PRONARE-SEMARNAP, 2000). Las semillas de las seis especies fueron refrigeradas a 5°C. Después de un año, se pusieron a germinar para evaluar la viabilidad de las semillas (Apéndice 2).

Tabla 4. Época de recolección de las semillas y descripción de los tratamientos de escarificación aplicados a cada especie.

Especie	Época de recolección	Método de escarificación	Descripción del método
<i>S. macrophylla</i>	marzo	mecánico	Se les quebró el ala.
<i>B. alicastrum</i>	abril	mecánico	Se retira manualmente la cáscara que cubre la semilla.
<i>C. pentandra</i>	marzo	choque térmico	Inmersión de las semillas en agua hirviendo, dejándose enfriar y permaneciendo sumergidas por 24 hrs.
<i>O. schippii</i>	enero-febrero	lijado	Semillas lijadas en el lado opuesto al hilo.
<i>C. brasiliense</i>	marzo - mayo	mecánico	Retiro de la cubierta carnosa que cubre la semilla con una navaja.
<i>S. parahyba</i>	mayo-junio	lijado	Semillas lijadas.

5.5 Parcela experimental de establecimiento

5.5.1 Transplante

Las plántulas de las seis especies fueron transportadas desde el vivero a la parcela, ubicada a unos 30 km de distancia. Para reducir el estrés producido por el traslado, se colocaron las plantas en rejas de madera y se colocaron en una camioneta de bajo tonelaje cubierta con plástico protector. El traslado se realizó en horas de la tarde para procurar un menor estrés hídrico a las plántulas por causa de la temperatura. A llegada de las plántulas se dejaron por 24 horas en el área experimental antes de su plantación definitiva.

El potrero seleccionado estaba en uso al iniciarse el presente estudio, por lo que la parcela fue cercada con alambre de púas para excluir al ganado del área experimental. Asimismo, se eliminó la vegetación superficial del potrero con el uso de machetes, para

homogeneizar la cobertura inicial. Con la ayuda de cavadores se hicieron perforaciones en la tierra de aproximadamente 30 x 30 x 30 cm a intervalos de dos metros. En cada hoyo se transplantó una plántula desprendiéndola de la bolsa de plástico, conservando el suelo contenido en la bolsa y cuidando no dañar las raíces. El transplante a la parcela se realizó el día cinco de septiembre del año 2005, dentro del periodo principal de lluvias. Se siguió la recomendación de Rodríguez (2005) quien encuentra una mayor supervivencia de plántulas de seis especies leñosas cuando estas se plantaron en el mes de septiembre, luego de evaluar cuatro fechas distintas de transplante en pastizales abandonados en la región de Marqués de Comillas, Selva Lacandona.

5.5.2 Diseño experimental

El diseño experimental fue factorial en bloques completamente aleatorizados (DBCA), donde el deshierbe y la fertilización fueron los factores fijos, con dos niveles por cada factor (presencia y ausencia). Las parcelas y la posición de las especies en su interior fueron aleatorizadas, para asegurar el reparto equitativo del error experimental. Se instalaron 15 bloques, con cuatro parcelas de 6 x 4 m. cada uno, con un individuo por especie en cada parcela a un distanciamiento de 2 x 2 metros, y con un espaciamiento de un metro entre parcelas. De esta forma, se instalaron 60 parcelas y fueron plantados 360 individuos en un área de 2,226 m² (Figura 3).

5.5.3 Aplicación de tratamientos de fertilización y deshierbe

El tratamiento de fertilización se inició al momento de la plantación, en la mitad de las parcelas designadas aleatoriamente en el diseño. En la base de hoyos de 20 x 20 x 30 cm. se aplicó un fertilizante granular inorgánico comercial (N-P-K=20-30-10) en una dosis de 60 g por planta, el cual fue elegido por la deficiencia de fósforo en el suelo donde se

estableció la parcela experimental (ver Tabla 2). Este tratamiento continuó con la aplicación de fertilizante foliar (N-P-K=20-30-10) en una concentración de 100 gramos diluidos en 18 litros de agua, cada tres meses a partir del momento del trasplante (Figura 4). Las aplicaciones se efectuaron en las primeras horas de la mañana, momento que favorece la absorción de los nutrientes por la apertura de estomas (Chapin, 1980). Cada planta fue rociada en el ápice y hojas periféricas durante 10 segundos mediante una mochila o bomba de aplicación. Las dosis de fertilización utilizadas en este estudio se encuentran dentro del margen de aplicación empleado por otros autores en condiciones ambientales similares (Huante *et al.*, 1995; Holl *et al.*, 2000; Bendfelt *et al.*, 2001).

Un tratamiento de deshierbe se aplicó durante los primeros seis meses del establecimiento (septiembre 2005 – febrero 2006) a todos los individuos trasplantados (Fig. 4). El deshierbe se continuó los siguientes seis meses solamente en las parcelas con este tratamiento (designadas al azar), realizándose un ‘cajeteo’ o limpieza con machete alrededor de las plántulas en un radio aproximado de un metro. El deshierbe fue bimestral durante la temporada seca y mensual en tiempo de lluvias, donde el pasto crece a mayor velocidad.

5.5.4 Evaluaciones

La parcela se estableció durante la primera semana de septiembre del 2005 para ser evaluada cada 90 días. La primera evaluación se realizó al iniciar el experimento y se efectuaron un total de cinco mediciones a lo largo de un año. En cada una de las mediciones se evaluó la supervivencia y el crecimiento en diámetro de la base del tallo y la altura máxima de las plantas. La supervivencia se registró mediante el conteo de los individuos y se anotaron las posibles causas de mortalidad (daños por insectos u

hongos, desecación, daño mecánico). La altura de las plantas se obtuvo midiendo con un flexómetro desde la base del tallo hasta la yema apical. El diámetro basal se midió con un vernier calibrado con precisión de 0.05 mm.

5.6 Análisis estadístico

El cambio en el crecimiento en altura y diámetro en el tiempo fue calculado a partir de la tasa relativa de crecimiento (TRC), la cual expresa el crecimiento en términos de la tasa de incremento en tamaño por unidad de tamaño inicial. La fórmula para calcular TRC es la siguiente:

$$TRC = \text{Log}_e H_f - \text{Log}_e H_i / t_f - t_i$$

donde H_f y H_i es la altura/diámetro en diferentes tiempos ($t_f - t_i$) al final y al inicio del experimento.

La proporción de individuos sobrevivientes fue transformada para lograr una distribución normal de los datos. La fórmula es la siguiente:

$$Y_{2,1} = \text{arc sen } (N_2/N_1)^{1/2}$$

donde N_2 y N_1 es el número de individuos en el tiempo final con respecto a los que se establecieron en el inicio del experimento.

Los datos fueron analizados mediante el análisis de varianza (ANOVA) univariante de acuerdo al diseño de bloques completamente aleatorizados (DBCA), el cual es dividido en dos niveles de análisis. En un primer nivel se evaluó la variación entre bloques, mientras que en el segundo nivel se analizó la variación con los efectos de tratamientos (deshierbe y fertilización) y de las especies. Cada nivel contó con una medida separada de la variación, por lo que los términos del error son presentados para ambas secciones del ANOVA.

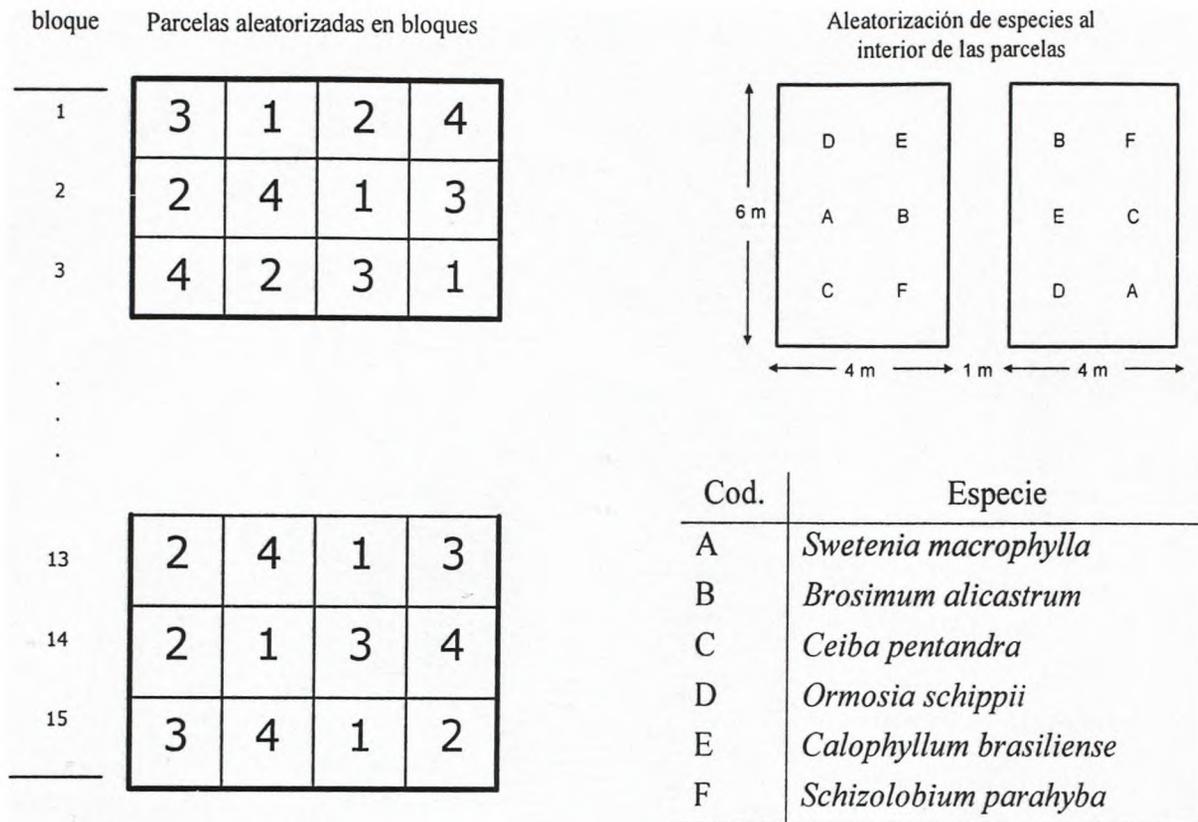
La agrupación de especies por variable de respuesta fue realizada mediante el análisis de varianza de una vía y la prueba de comparaciones múltiples de Tukey.

Las curvas de crecimiento fueron evaluadas en términos de la ordenada al origen (tamaño inicial de las plántulas) y los componentes lineal y cuadrático de la pendiente, para cada especie a través del tiempo. El modelo de regresión empleado fue polinomial cuadrático de la siguiente forma:

$$Y_t = a + b*t + c*t^2$$

Donde: Y_t es el logaritmo de la altura o diámetro a un tiempo (t) dado, a es el tamaño promedio inicial de las plántulas (en centímetros), b es la tasa de crecimiento lineal (cm día^{-1}), c es la tasa de crecimiento cuadrática (cm día^{-2}), y t es el tiempo transcurrido desde la fecha de transplante en días.

Los diferentes análisis y la elaboración de las gráficas se realizaron con el programa estadístico SPSS (versión 11.0).



Factores	Nº	Tipo de parcelas	Repeticiones
Deshierbe	1	Si deshierbe, si fertilizante	15
	2	Si deshierbe, no fertilizante	15
Fertilización	3	No deshierbe, si fertilizante	15
	4	No deshierbe, no fertilizante	15

Figura 3. Representación esquemática del diseño experimental de la parcela de establecimiento.

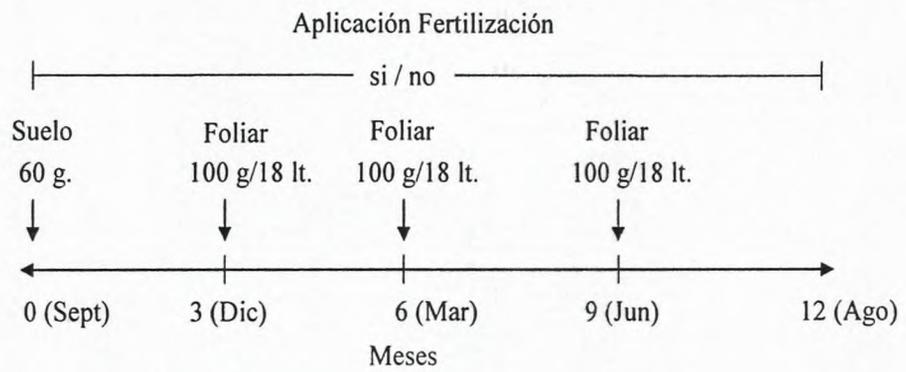
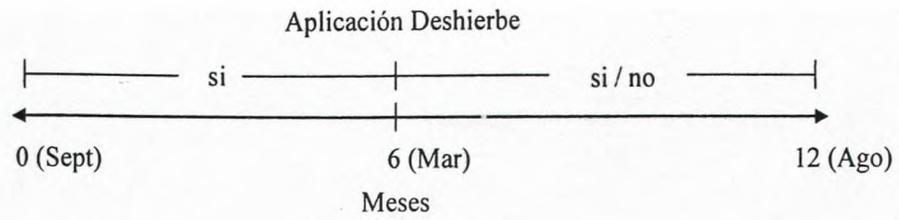


Figura 4. Representación esquemática de la fecha de aplicación de los tratamientos en la parcela experimental.

VI. RESULTADOS

6.1 Supervivencia

La supervivencia de las plantas al final del experimento varió significativamente entre bloques y en la interacción de bloque con tratamiento. En un segundo nivel de análisis se encontraron diferencias significativas para el efecto simple del deshierbe y de la especie (Apéndice 3). Esto implica que hubo mayor mortalidad en ciertos bloques, la cual se incrementó en la interacción con el deshierbe. Las diferencias entre bloques posiblemente se debieron a un efecto de gradiente ambiental relacionado con la compactación y humedad del suelo, generando condiciones contrastantes de saturación durante la estación lluviosa y de sequedad extrema durante la estación seca.

El efecto simple del deshierbe implicó que la supervivencia de las plantas fuera mayor en el tratamiento sin deshierbe (Fig. 5), lo cual explica el porque no se encontraron diferencias significativas en la interacción con la especie. A nivel de especie las diferencias significativas por efecto del deshierbe se presentaron en *S. parahyba* ($F_{1,296}=8.253$, $P_F=0.004$) y de manera marginal en *C. brasiliense* ($F_{1,296}=3.176$, $P_F=0.076$) y *O. schippii* ($F_{1,296}=3.052$, $P_F=0.082$). Cabría resaltar que la mortalidad de las umbrófilas *B. alicastrum*, *C. brasiliense* y *O. schippii* fue mayor independientemente del tratamiento de deshierbe. Esto es apoyado por las diferencias altamente significativas de la especie como efecto simple, lo cual podría indicar que el descenso en la supervivencia es un fenómeno intrínseco de estas especies ante la sequía.

Después de 360 días del transplante se encontraron respuestas similares entre las especies, lo cual permitió agruparlas en tres grupos. En el primer grupo de mayor supervivencia (> 90%) se encontraron *C. pentandra*, *S. macrophylla* y *S. parahyba*. *C. brasiliense* y *B. alicastrum* (entre 60 y 70 %), formaron el segundo grupo, mientras que

O. schippii tuvo la supervivencia más baja (< 50%). Las diferencias entre estos tres grupos fueron altamente significativas (Tabla 5).

En términos generales, la supervivencia fue buena en la época de lluvias y la mayor parte de la mortalidad (> 70%) se dio entre los 180 y 270 días posteriores al trasplante, periodo correspondiente con la estación seca y con la aplicación del tratamiento sin deshierbe. Un 20% de la mortalidad fue afectada por el corte accidental de la planta con machete al momento de aplicar el deshierbe y otro 10 % fue atribuido al estrés sufrido por las plántulas al momento del trasplante. Los resultados indican que el establecimiento de las plántulas es bueno manteniendo el área deshierbada durante los primeros seis meses después del trasplante (septiembre-marzo), y dejándolas sin deshierbe durante la época de sequía (marzo-junio).

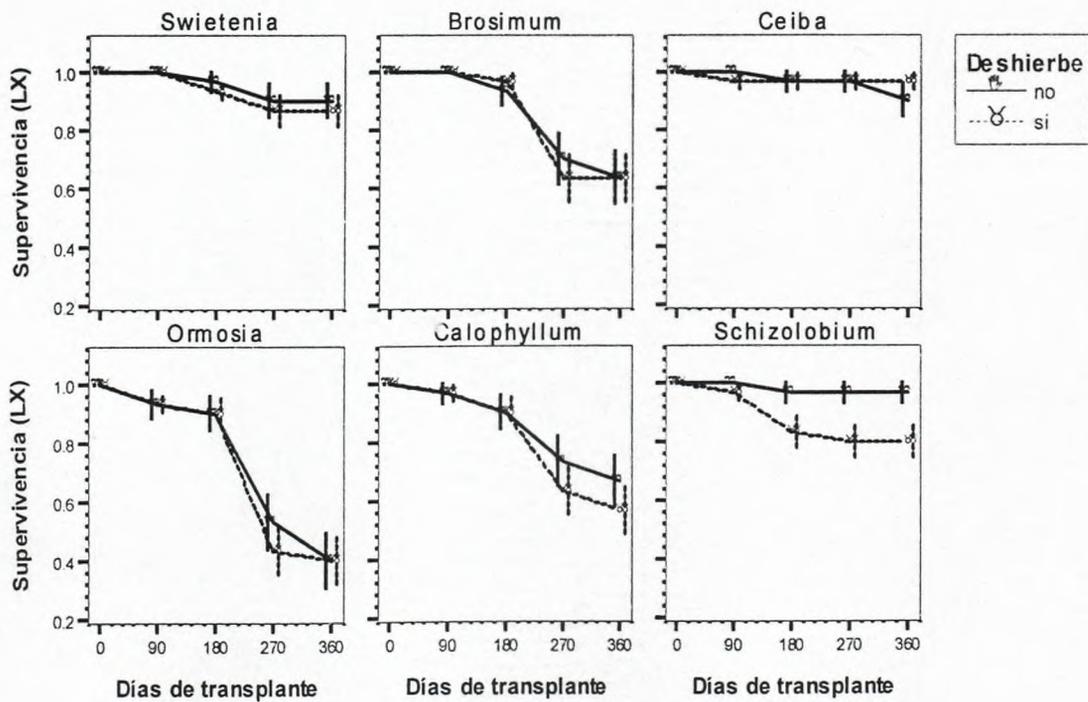


Figura 5. Efecto del tratamiento de deshierbe sobre la supervivencia (promedio \pm error estándar) de las seis especies a lo largo de un año.

Tabla 5. Separación de las especies en tres grupos de supervivencia final (prom. \pm e.e.) alcanzados por las seis especies después de un año (Tukey, $p < 0.001$).

Especie	Grupos de supervivencia		
	1	2	3
<i>Ormosia schippii</i>	0.40 \pm 0.24		
<i>Calophyllum brasiliense</i>		0.62 \pm 0.24	
<i>Brosimum alicastrum</i>		0.63 \pm 0.23	
<i>Schizolobium parahyba</i>			0.88 \pm 0.10
<i>Swietenia macrophylla</i>			0.88 \pm 0.10
<i>Ceiba pentandra</i>			0.93 \pm 0.06

6.2 Efecto de los tratamientos en el crecimiento

La tasa relativa de crecimiento (TRC) en altura y diámetro varió significativamente para el efecto simple del deshierbe y de la especie (Apéndices 4 y 5). En ambos atributos de crecimiento la mayor parte de la varianza fue explicada por el efecto de la especie y en menor medida por el deshierbe. No se registraron diferencias significativas para el efecto de bloque y tratamiento, ni para el de la fertilización.

El efecto simple del deshierbe indicó un mayor crecimiento en altura y diámetro de las plantas en el tratamiento con deshierbe (Fig. 6). La diferenciación del crecimiento de las plantas por el deshierbe fue evidente a partir de los 180 días, fecha en que inició la aplicación del tratamiento sin deshierbe. A nivel de especie las diferencias significativas para el efecto de deshierbe sobre el crecimiento en altura se encontraron en *S. parahyba* ($F_{1,49}=4.712$, $P_F=0.03$), mientras que en *C. brasiliense* la respuesta fue marginalmente significativa ($F_{1,33}=3.136$, $P_F=0.07$). El crecimiento en diámetro de las plantas reveló diferencias significativas en *S. parahyba* ($F_{1,49}=5.279$, $P_F=0.02$) y en *C. brasiliense* ($F_{1,33}=6.651$, $P_F=0.01$), mientras que en *C. pentandra* las diferencias fueron marginalmente significativas ($F_{1,52}=3.318$, $P_F=0.06$).

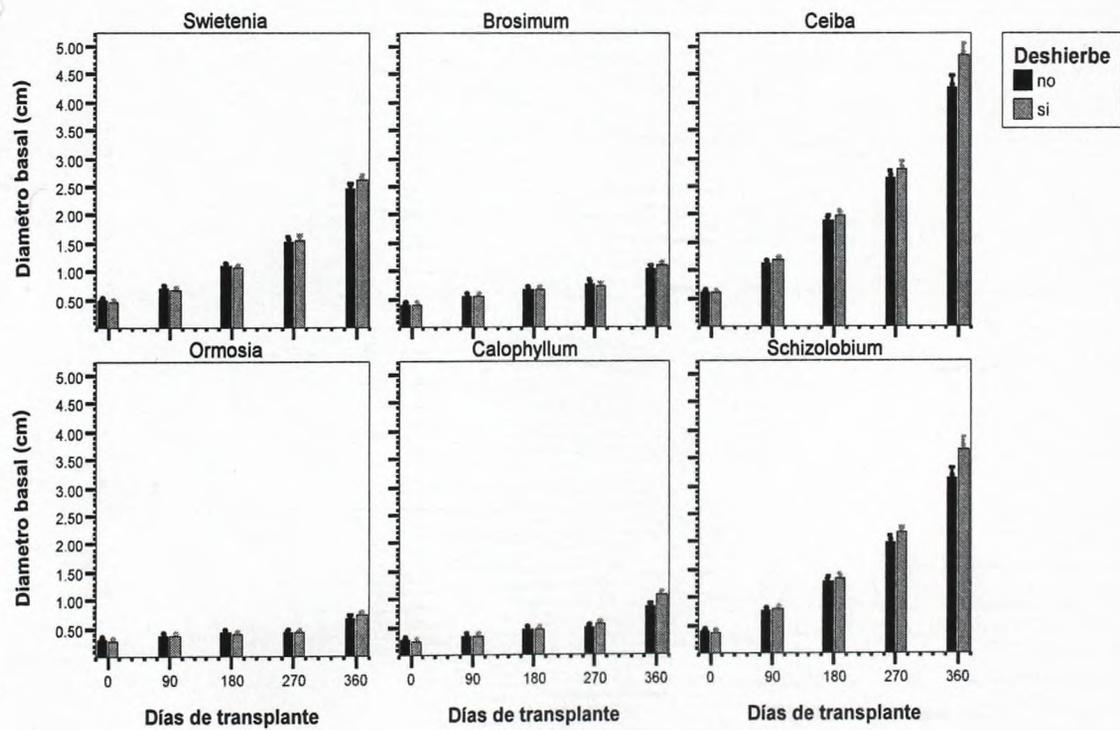
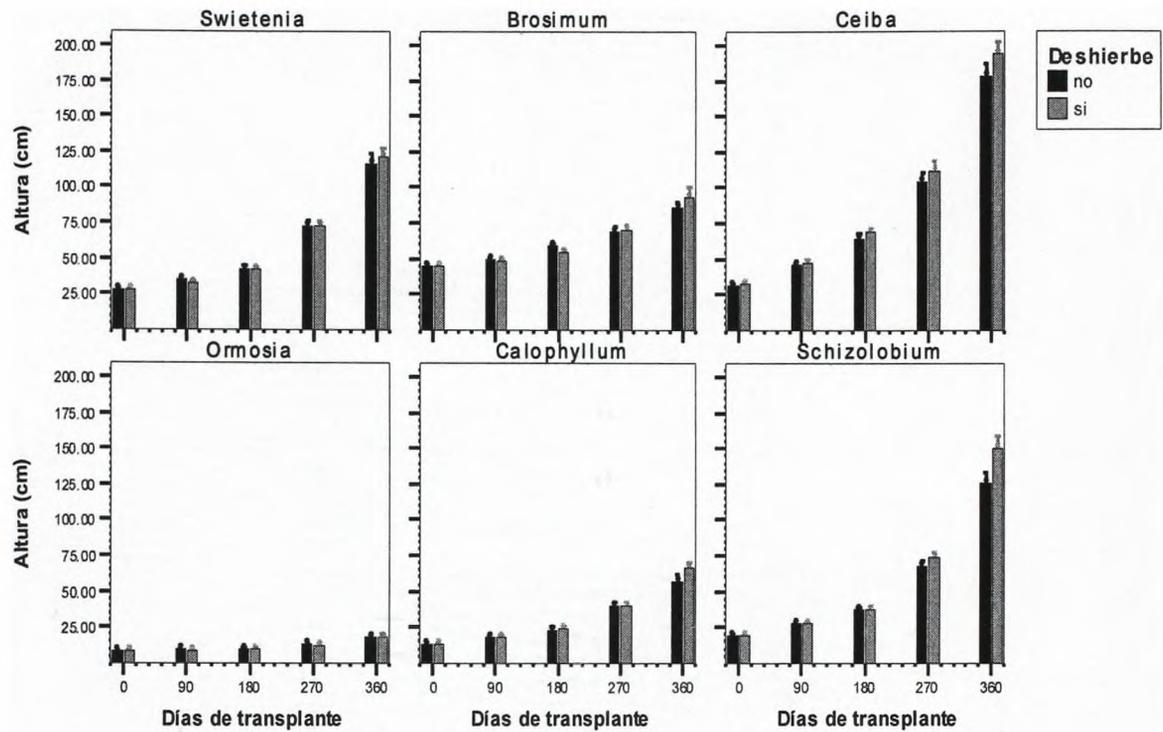


Figura 6. Efecto del tratamiento de deshierbe sobre el crecimiento en altura y diámetro (prom. \pm e.e.) de las seis especies durante un año.

6.3 Tasa de crecimiento

La especie *C. pentandra* conformó el grupo de mayor crecimiento en altura, mientras que el grupo intermedio lo integraron *S. parahyba* y *S. macrophylla*; *C. brasiliense* y *B. alicastrum* componen el grupo crecimiento bajo y *O. schippii* tuvo una tasa de crecimiento muy baja (Tabla 6). En relación al crecimiento en diámetro basal, *B. alicastrum*, *C. brasiliense* y *O. schippii* fueron clasificadas en el grupo de menor crecimiento; mientras que *C. pentandra*, *S. parahyba* y *S. macrophylla*, en ese orden, fueron las especies de mayor crecimiento, aunque entre estas especies existieron diferencias significativas (Tabla 7). En general, las especies se agruparon de forma similar, en términos de su altura y diámetro, a excepción de *C. brasiliense*, la cual tuvo un crecimiento significativamente mayor en altura respecto al diámetro basal (Fig. 7).

A pesar de que en un inicio las diferencias en la altura y diámetro fueron notorias entre las diferentes especies, esto no impidió la formación de los grupos después de un año de crecimiento. Así, la formación de los grupos respondió principalmente a las tasas de crecimiento de las especies, más que a las diferencias definidas por su tamaño inicial. La heterogeneidad en el tamaño inicial de las plántulas respondió entre otros factores, a que sus semillas fueron sembradas en distintos momentos. Esto se debió a las diferencias en la época de recolección de semilla, el tiempo de germinación, y el crecimiento inicial en vivero de cada especie (Apéndice 2).

Por otro lado, la tasa de crecimiento de las especies reconocida a partir del comportamiento lineal y cuadrático de sus curvas, robustece la conformación de los grupos definidos anteriormente. Así, las especies *B. alicastrum*, *C. brasiliense* y *O. schippii* integran el grupo con la menor pendiente cuadrática en su crecimiento en diámetro, dejando aparte a las especies restantes (*C. pentandra*, *S. macrophylla* y *S. parahyba*). En el caso particular de *C. pentandra*, el crecimiento en altura mostró el

comportamiento lineal más acentuado, característico de especies sucesionales intermedias (Fig. 7; Apéndice 6).

Tabla 6. Separación de las especies en grupos (letra mayúscula) de acuerdo a la similitud en el crecimiento en altura (prom. \pm e.e.), al inicio y al final del experimento (Tukey, $p < 0.001$).

Especie	Altura (cm)		
	Inicial	Final	Final-Inicial
<i>C. pentandra</i>	32.1 \pm 0.9 ^E	186.7 \pm 5.8 ^E	154.3 \pm 5.7 ^D
<i>S. parahyba</i>	19.2 \pm 0.4 ^C	137.2 \pm 6.0 ^D	117.9 \pm 6.0 ^C
<i>S. macrophylla</i>	27.7 \pm 0.6 ^D	118.7 \pm 4.4 ^D	90.9 \pm 4.3 ^C
<i>C. brasiliense</i>	13.7 \pm 0.3 ^B	61.4 \pm 3.2 ^B	47.7 \pm 3.1 ^B
<i>B. alicastrum</i>	44.4 \pm 0.7 ^F	89.8 \pm 4.2 ^C	43.6 \pm 4.2 ^B
<i>O. schippii</i>	7.8 \pm 0.2 ^A	18.3 \pm 1.1 ^A	10.5 \pm 1.0 ^A

Tabla 7. Separación de las especies en grupos (letra mayúscula) de acuerdo a la similitud en el crecimiento en diámetro (prom. \pm e.e.), al inicio y al final del experimento (Tukey, $p < 0.001$).

Especie	Diámetro (cm)		
	Inicial	Final	Final-Inicial
<i>C. pentandra</i>	0.62 \pm 0.02 ^D	4.6 \pm 0.2 ^D	3.9 \pm 0.2 ^D
<i>S. parahyba</i>	0.39 \pm 0.01 ^B	3.4 \pm 0.1 ^C	3.0 \pm 0.1 ^C
<i>S. macrophylla</i>	0.49 \pm 0.01 ^C	2.5 \pm 0.1 ^B	2.1 \pm 0.1 ^B
<i>C. brasiliense</i>	0.27 \pm 0.01 ^A	1.0 \pm 0.1 ^A	0.7 \pm 0.1 ^A
<i>B. alicastrum</i>	0.41 \pm 0.01 ^B	1.1 \pm 0.1 ^A	0.7 \pm 0.1 ^A
<i>O. schippii</i>	0.30 \pm 0.01 ^A	0.7 \pm 0.1 ^A	0.4 \pm 0.1 ^A

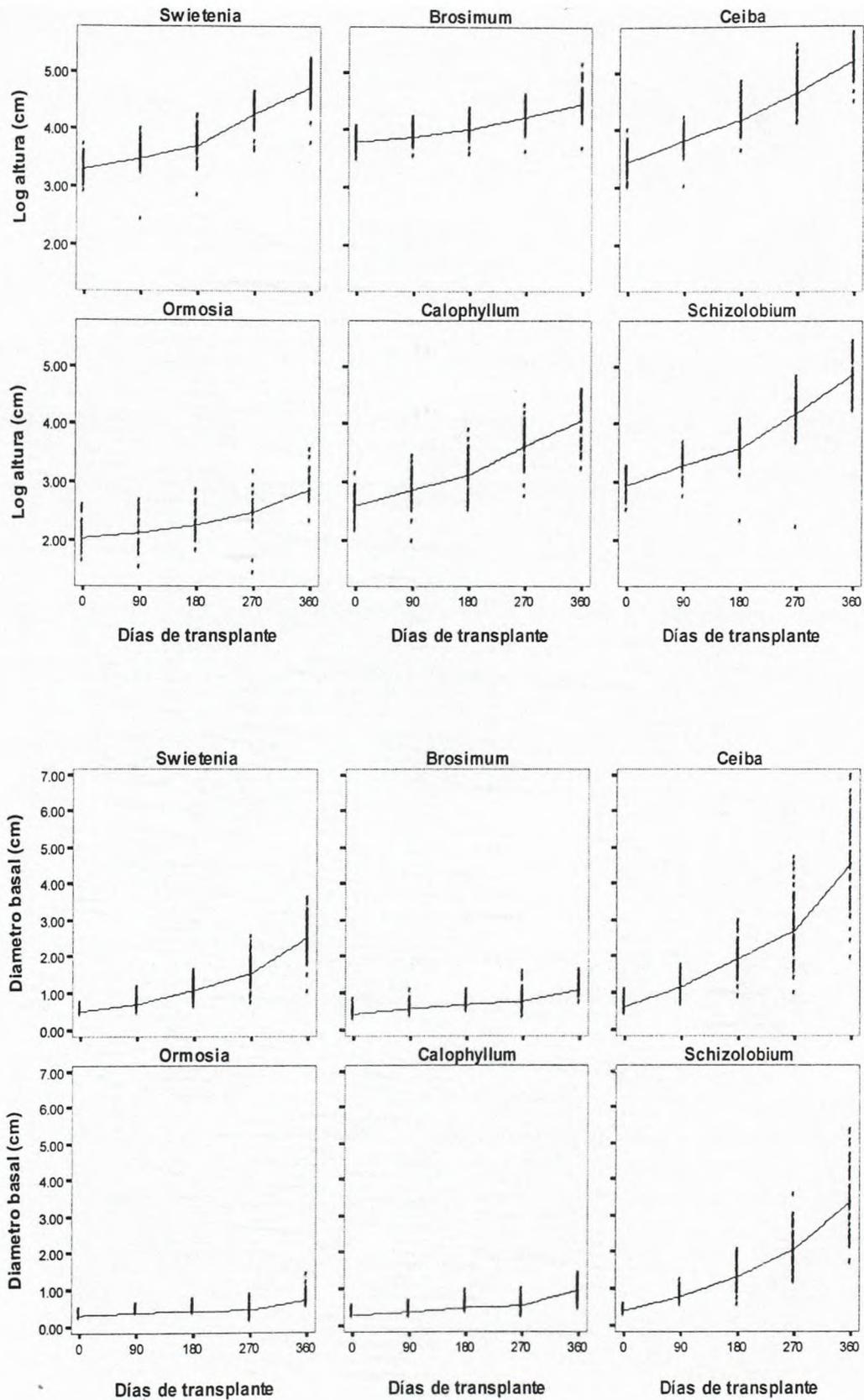


Figura 7. Curvas de crecimiento en diámetro basal y altura de las seis especies a lo largo de un año.

VII. DISCUSIÓN

7.1 Supervivencia

La principal causa de mortalidad de las plantas puede ser atribuida a la desecación, ya que durante la estación de menor precipitación (marzo-junio), se observó la formación de grietas en el suelo desnudo de las plantas con deshierbe. Estos resultados son consistentes con otros estudios que reportan que la mayor parte de la mortalidad de especies arbóreas que establecieron en zonas agropecuarias degradadas fue registrada durante la estación seca (Ramírez-Marcial, 2003; Hau y Corlett, 2003; Alvarez-Aquino, 2004). Sin embargo, los resultados también pueden ser contrastantes con lo reportado usualmente sobre que el deshierbe favorece el establecimiento de plántulas forestales por la disminución de la competencia con los pastos (Holl *et al.*, 2000; Zimmerman *et al.*, 2000). El deshierbe si bien reduce la competencia también ocasiona que se hagan más extremas las condiciones de luminosidad, temperatura y falta de humedad, sobre todo durante la estación seca. Al quedar el suelo desnudo en la superficie, se incrementan los niveles de mortalidad por causa de la desecación (Nepstad *et al.*, 1996; Hooper *et al.*, 2002). Al respecto, Hernández-X. (1981) menciona que de acuerdo con el conocimiento agrícola tradicional maya del manejo del maíz, no es bueno el deshierbe en temporada de sequía porque las hierbas protegen al maíz del sol.

Las especies de baja supervivencia de los grupos 1 y 2 (*B. alicastrum*, *C. brasiliense* y *O. schippii*) son clasificadas en la literatura como especies umbrófilas, mientras que las de mayor supervivencia del grupo 3 (*C. pentandra*, *S. macrophylla* y *S. parahyba*) son consideradas heliófilas (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Reynel *et al.*, 2003; Pennington y Sarukhán, 2005). Las especies umbrófilas sufrieron más mortalidad, en particular en el tratamiento con deshierbe. Estos resultados coinciden con diversos estudios que han reportado un efecto positivo de la cobertura de los pastos en la supervivencia de las

especies de más larga vida y tolerantes a la sombra (Hooper *et al.*, 2002; Rodríguez, 2005; Martínez-Garza *et al.*, 2005). Sin embargo, de acuerdo con la respuesta de *S. parahyba* es posible que ante las severas condiciones de la estación seca, inclusive las especies demandantes de luz puedan ser favorecidas bajo una cobertura moderada de pastos. La elevada mortalidad en las plantas de *O. schippii* posiblemente se debió a que el tamaño del trasplante inicial no fue suficiente para superar los cambios de temperatura y humedad del suelo durante la estación seca. Otro factor de mortalidad de esta especie pudo ser su baja capacidad para soportar inundación temporal y desarrollarse en suelos compactados.

7.2 Efecto de los tratamientos en el crecimiento

La mayoría de los estudios de establecimiento de árboles en pastizales coinciden en que la competencia de los pastos afecta el crecimiento de las plantas de especies arbóreas (Holl *et al.*, 2000; Zimmerman *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2005). La interacción biótica entre la cobertura de pastos y las plantas forestales puede darse a través de la interferencia lumínica y/o la competencia por recursos a nivel de las raíces (Davis *et al.*, 1998; Huante *et al.*, 1998). En nuestro estudio el efecto simple del deshierbe respalda esta consideración, ya que fueron beneficiadas tanto especies heliófilas (*S. parahyba* y *C. pentandra*) como umbrófilas (*C. brasiliense*).

En las seis especies, en particular para *S. parahyba*, se observó un patrón de trueque o *trade-off* dado por el efecto del deshierbe, tanto en la supervivencia con un efecto negativo, como en ambas variables de crecimiento con un efecto positivo. Este intercambio significó la pérdida de algunos individuos a cambio de alcanzar un mayor crecimiento a plena luz. Según Baraloto *et al.* (2005) una forma de trueque, puede estar relacionada con el desempeño diferencial de una especie en microambientes

contrastantes de luz o disponibilidad de agua. Estos canjes pueden tener una repercusión importante en la silvicultura y el manejo de especies forestales, así como en el entendimiento de la plasticidad y adaptación de las especies a ambientes perturbados (Poorter *et al.* 2005).

No se registraron diferencias significativas para el efecto de la fertilización. Estos resultados pueden responder a que la aplicación del fertilizante en condiciones saturadas pudo haber mermado su efecto por la disolución de las sales, como también pudo haber contaminación entre tratamientos. Según Siemann y Rogers (2003) las propiedades físicas y químicas del suelo pueden ser determinantes en la absorción de fertilizantes por plantas arbóreas. Es posible también que la dosis utilizada haya sido insuficiente o que la composición del fertilizante rica en fósforo no haya sido la adecuada para dichas especies. Por otro lado, varios estudios señalan que el efecto del fertilizante puede llegar a traducirse en crecimiento después de varios años (Tanner *et al.*, 1992; Grogan *et al.*, 2003).

7.3 Tasa de crecimiento

Las diferentes variables de respuesta en este estudio (supervivencia, crecimiento en diámetro y altura) tuvieron una mayor similitud (diferencias no significativas) entre las especies que comparten los mismos requerimientos de luz (heliófilas/umbrófilas). El primer grupo incluye especies de rápido crecimiento y el segundo las de crecimiento lento. Estos grupos coinciden con lo reportado en la literatura en cuanto a su necesidad de luz, tipo de semilla y agente dispersor (Tabla 3; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Reynel *et al.*, 2003; Pennington y Sarukhán, 2005). Al respecto *S. macrophylla*, *S. parahyba* y *C. pentandra* han sido clasificadas como intermedias o persistentes, mientras que *B. alicastrum*, *C. brasiliense* y *C. schippi* han sido consideradas por varios autores como

típicas de fases tardías de la sucesión (Miranda y Hernández, 1963; Levy y Aguirre, 2005). *C. pentandra* fue la especie de mayor crecimiento y tuvo un comportamiento lineal en su crecimiento en altura lo cual es característico en especies sucesionales intermedias (Lambers y Poorter, 1992).

El comportamiento diferencial de *C. brasiliense* en su crecimiento en altura con respecto al diámetro basal puede también ser considerado como un trueque. Esta especie, al ser tolerante a sombra, se desarrolla inicialmente bajo el dosel priorizando el crecimiento en altura para acceder a una mayor fuente de luz, en detrimento de su crecimiento en diámetro (Baraloto *et al.*, 2005). Según Poorter *et al.* (2005) las especies arbóreas tienen diferentes trayectorias de crecimiento relacionadas con la luz durante su ciclo de vida, propiciando un mayor desarrollo de un determinado atributo (por ej., altura) en sacrificio de otro (por ej., diámetro).

Las tasas de crecimiento reportadas en esta investigación se encuentran dentro del intervalo promedio encontrado por otros autores para el crecimiento de estas especies en condiciones de campo (Ayala y Sandoval, 1995; Grogan *et al.*, 2003; Hoil *et al.*, 2000; Reynel *et al.*, 2003; Vazquez-Yanes *et al.*, 1999; Weaver, 1997; ver Apéndice 7).

7.4 Implicaciones para la restauración de pastizales degradados

Las condiciones de degradación en el área experimental, definidas en términos de compactación del suelo y deficiencia de algunos nutrimentos, historial de uso prolongado y baja productividad, no fueron un obstáculo infranqueable para el establecimiento de las plantas. Los resultados de esta investigación indican que el manejo recomendado para obtener una buena supervivencia en el establecimiento inicial y un rápido desarrollo en el crecimiento se debe realizar a partir de la aplicación de deshierbe en la época de lluvias y su no aplicación durante la estación seca. Así, el

manejo de la vegetación de pastizales mediante escardas o deshierbes selectivos, provee varias alternativas en el establecimiento de especies nativas con diferente historia de vida y estatus sucesional (Davis *et al.*, 1998).

Una estrategia efectiva para catalizar la regeneración forestal es a partir de producir una cobertura que le de sombra a los pastos en el menor tiempo posible y permita el desarrollo de otras especies de menor tasa de crecimiento (Hooper *et al.*, 2002). En este sentido, se sugiere el transplante de especies forestales, principalmente de hábito heliófilo y rápido crecimiento, así como las umbrófilas de crecimiento medio debido a que los datos sugieren que dichas especies pueden tolerar las condiciones presentes en pastizales degradados (a excepción de *O. schippii*). La siembra directa por semilla y la propagación vegetativa son otras técnicas promisorias para el establecimiento de ciertas especies arbóreas en pastizales a un menor costo (Hooper *et al.*, 2005). La fertilización parece no ser una técnica de resultados inmediatos en plantas forestales, aunque se podría probar su efecto con más especies y en diferentes dosis, como también con fertilización orgánica. Esta última ofrece ciertas ventajas como no correr el riesgo de quemar la planta por una dosis excesiva, no se diluye tan fácilmente si se encuentra el suelo inundado y puede aumentar la retención de agua en el suelo para la planta durante la estación de sequía (Long *et al.*, 2004).

Consideramos que es posible utilizar la amplia diversidad de especies nativas de la selva en la restauración en pastizales degradados. El entendimiento sobre el desempeño de una amplia variedad de especies en diferentes escenarios perturbados (por ej. alta luminosidad, sombra, suelo compacto e inundable, suelo friable) es crítico para seleccionar las especies más promisorias para la restauración de acuerdo a las condiciones específicas de sitio (Ramírez-Marcial, 2003). En este sentido, el conocimiento ecológico de los habitantes de la región puede ser un soporte importante

en el reconocimiento de las especies que naturalmente crecen en márgenes de ríos, o aquellas que se encuentran con frecuencia en los pastizales abandonados, así como las tolerantes al fuego. La participación local en la restauración de pastizales, puede alcanzarse a partir de la no interferencia con las actividades productivas regionales, siendo importante rescatar algunas estrategias tradicionales de conservación y aprovechamiento (por ej. franjas de vegetación al margen de ríos y caminos). Esto puede coadyuvar para devolverle la conectividad al paisaje forestal (OIMT, 2005) mediante el uso de especies de importancia socioeconómica.

VIII. CONCLUSIONES

1. La supervivencia de las plántulas es buena en épocas de alta precipitación (mes de septiembre), sin la cobertura de pastos y manteniéndose con deshierbe a lo largo de la época de lluvias.
2. A partir de la época de sequía (marzo-junio) la probabilidad de supervivencia de las plántulas es mayor bajo la cobertura de los pastos, tanto de especies demandantes de luz como tolerantes de sombra.
3. Las plántulas de las especies de hábito heliófilo *Ceiba pentandra*, *Schizolobium parahyba* y *Swietenia macrophylla* tuvieron altos niveles de supervivencia, mientras que las umbrófilas fueron más afectadas por la mortalidad, de manera intermedia en *Brosimum alicastrum* y *Calophyllum brasiliense*, y drásticamente en *Ormosia schippii*.

4. No se registraron efectos positivos de la fertilización en el crecimiento de las plantas durante el periodo del estudio. Por el contrario, en el caso de *Ceiba pentandra* y *Brosimum alicastrum* la aplicación de fertilizante afectó negativamente su crecimiento.
5. La diferencia significativa entre las tasas de crecimiento de las especies permitió agruparlas en dos conjuntos relacionados con sus requerimientos de luz (heliófilas y umbrófilas). *Ceiba pentandra*, *Schizolobium parahyba* y *Swietenia macrophylla* tuvieron la tasa de crecimiento en altura y diámetro más altas. *Brosimum alicastrum* y *Ormosia schippii* tuvieron un crecimiento más bajo, mientras que *Calophyllum brasiliense* tuvo un crecimiento intermedio en altura y bajo en diámetro.
6. Los niveles de supervivencia y crecimiento en este estudio tuvieron una mayor similitud entre las especies que comparten los mismos requerimientos de luz (heliófilas/umbrófilas). Este patrón también fue apoyado en el componente cuadrático de las curvas de crecimiento en diámetro.
7. El efecto de la especie fue el factor más consistente para explicar la varianza en las tres variables de respuesta (supervivencia, crecimiento en diámetro y en altura). Esto puede indicar que las especies arbóreas estudiadas tuvieron determinadas trayectorias de supervivencia y crecimiento en la condición ambiental en que fueron establecidas, al margen del efecto de los tratamientos aplicados.

IX. LITERATURA CITADA

- Agüero, J. y Alvarado, A. 1983. Compactación y compactabilidad de suelos agrícolas y ganaderos de Guanacaste, Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 7(1/2): 27-33.
- Aide, T.M.; J.K. Zimmerman; M. Rosario y H. Marcano. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* 28(4a): 537-548.
- Aide, T.M.; J.K. Zimmerman; J.B. Pascarella y H. Marcano. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8(4): 328-338.
- Alvarez-Aquino, C.; G. Williams-Linera y A. Newton. Experimental native tree seedling establishment for the restoration of a Mexican cloud forest. *Restoration Ecology* 12(3): 412-418.
- Angelsen, A. and D. E. Kaimowitz. 2001. Agricultural technologies and tropical deforestation. Center for International Forestry Research - CIFOR, 422 pp.
- Ayala, A. y S.M. Sandoval. 1995. Establecimiento y producción temprana de forraje de ramón (*Brosimum alicastrum* Swartz) en plantaciones a altas densidades en el norte de Yucatán, México. *Agroforestería en las Américas* 2(7): 10-16
- Baraloto, C.; D. Goldberg y D. Bonal. 2005. Performance trade-offs among tropical tree seedlings in contrasting microhabitats. *Ecology* 86(9): 2461-2472.
- Barbosa, L.M. 2000. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. Em: Ribeiro, R. y de Freitas Leitão, H. (Eds.). 2000. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Ed. Universidade de São Paulo, 320 pp.
- Batey, T. y D.C. Mc Kenzie. 2006. Soil compaction: identification directly in the field. *Soil Use and Management* 22: 123-131.
- Bendfeldt, E.; C. Feldhake y J.A. Burger. 2001. Establishing trees in an Appalachian silvopasture: response to shelters, grass control, mulch, and fertilization. *Agroforestry Systems* 53: 291-295.
- Breedlove, D. 1981. *Flora of Chiapas. Part 1: Introduction to the Flora of Chiapas*. California Academy of Sciences, San Francisco, California, USA.
- CATIE, 2000. *Técnicas para la germinación de semillas forestales. Serie Técnica. Manual Técnico No. 39*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica, 56 pp.

- Chapela, G. 1999. Causas estructurales de la degradación de tierras en México. En: Siebe, C.; Rodarte, H.; Toledo, G.; Etchevers, J. y Oleschko, K. (Eds.). 1999. Conservación y Restauración de Suelos. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., 654 pp.
- Chapin, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 233-260.
- Choi, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward 'futuristic' restoration. *Ecological Research* 19: 75-81.
- Cusack, D. y 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: 1-15.
- Davis, M.; A.K. Wrage; R. Keith y R. Reich. 1998. Competition between tree seedling and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology* 86: 652-661.
- 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* (29)8: 504-511.
- De Lucena C., N.; C. Ramalho T.; J. Avelar M.; V. Tadeu P. y R. Gomes. 2006. Recuperação e renovação de pastagens degradadas. *Revista Electrónica de Veterinária REDVET* (ISSN: 1695-7504) Vol. 7, N° 1, pp. 9-49.
- De Vos, J. 2002. Una tierra para sembrar sueños. Historia reciente de la Selva Lacandona, 1950-2000. Fondo de Cultura Económica. México, D. F. 505 pp.
- Donahue, R.; Miller, R. y Shickluna, J. 1983. *Soils. An introduction to soils and plant growth*. Fifth edition. Ed. Prentice-Hall, New Jersey, 667 pp.
- Douterluge, D. 2005. Establecimiento de acahuals a través del manejo tradicional lacandón de *Ochroma pyramidale* Cav. Tesis de Maestría en Ciencias. El Colegio de la Frontera Sur. Chiapas, México, 36 pp.
- FAO, 1981. El eucalipto en la repoblación forestal. Estudios de silvicultura y productos forestales. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Colección FAO – Montes No. 11, Roma.
- FAO, 2006. Global forest resource assessment 2005. FAO Forestry Paper N° 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 320 pp.
- Ferguson, B.; J. Vandermeer; H. Morales y D. Griffith. 2003. Post-agricultural succession in El Peten, Guatemala. *Conservation Biology* 17(3): 818-828.

- Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111: 1169-1194.
- Grogan, J.; M. Ashton y J. Galvao. 2003. Big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) seedling survival and growth across a topographic gradient in southeast Pará, Brasil. *Forest Ecology and Management* 186: 311-326.
- Hau, B.C. y R.T. Corlett. 2003. Factors affecting the early survival and growth of native tree seedlings planted on a degraded hillside grassland in Hong Kong, China. *Restoration Ecology* 11(4): 483-488.
- Hernández-X., E. 1981. Prácticas agrícolas. En: Vázquez P., L.A. editor. La milpa entre los Mayas de Yucatán. Pp. 45-73.
- Higgs, E. 2003. Nature by design. People, natural process and ecological restoration. The MIT Press. Cambridge, Massachusetts, 341 pp.
- Holl, K. D.; Loik, M. E.; Lin, E. H. y Samuels, I. A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* Vol. 8. No. 4, pp. 339-349.
- Holmann, F.; P. Argel; F. Rivas; D. White; R.D. Estrada; C. Burgos; E. Pérez; G. Ramírez y A. Medina. 2004. ¿Vale la pena recuperar pastizales degradados? Una evaluación de los beneficios y costos desde la perspectiva de los productores y extensionistas pecuarios en Honduras. Centro Internacional de Agricultura Tropical – CIAT. Documento de trabajo N° 196. Cali, Colombia, 34 pp.
- Hooper, E.; R. Condit y P. Legendre. 2002. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications* 12(6): 1626-1641.
- Hooper E.; P. Legendre y R. Condit 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42: 1165-1174.
- Huante, P.; E. Rincón y I. Acosta. 1995. Nutrient availability and growth rate of 34 woody species from a tropical deciduous forest in Mexico. *Functional Ecology* 9(6): 849-858.
- Huante, P.; E. Rincón y F.S. Chapin. 1998. Foraging for nutrients, responses to changes in light, and competition in tropical deciduous tree seedlings. *Oecologia* 117: 209-216.

- INE-SEMARNAP, 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, México. Instituto Nacional de Ecología – Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México, D.F. 255 pp.
- Jenkins, M. 2003. Prospects for biodiversity. *Science* 302: 1175-1177.
- Kageyama, P. y Gandara, F. 2000. Recuperação de Áreas Ciliares. Em: Ribeiro, R. y de Freitas Leitão, H. (Eds.). 2000. Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. Ed. Universidade de São Paulo, 320 pp.
- Keenan, R.; D. Lamb; J. Parrota y J. Kikkawa. 1999. Ecosystem management in tropical timber plantations: satisfying economic, conservation and social objectives. *Journal of Sustainable Forestry* 9(1/2): 117-134.
- Kussipalo, J.; Adjers, G.; Jafarsidik, Y.; Otsamo, A.; Tuomela, K. y Vuokko, R. 1995. Restoration of natural vegetation in degraded *Imperata cylindrica* grassland: Understorey development in forest plantations. *Journal of Vegetation Science* 6(2): 205-210.
- Lamb, D. y D. Gilmour. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland.
- Lamb, D., P. Erskine y J. Parrota. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310: 1628-1632.
- Lambers, H. y H. Poorter. 1992. Inherent variation in growth rate between higher plants: A search for physiological causes and ecological consequences. *Advances in Ecological Research* 23: 187-211.
- Levy-Tacher, S. 2000. Sucesión causada por roza-tumba-quema en las selvas de Lacanhá Chansayab, Chiapas. Tesis de Doctorado. Colegio de postgraduados. Montecillos, Mexico.
- Levy-Tacher, S. y J. D. Golicher. 2004. How predictive is Traditional Ecological Knowledge? The case of the Lacandon Maya fallow enrichment system. *Interciencia* 29(9): 496-503.
- Levy-Tacher, S. and R. Aguirre. 2005. Successional pathways derived from different vegetation use patterns by lacandon mayan indians. *Journal of Sustainable Agriculture* 26(1): 49-82.
- Loker, W.M. 1994. Where's the beef?: Incorporating cattle into sustainable agroforestry systems in the Amazon Basin. *Agroforestry Systems* 25: 227-241.

- Long, J.; Dean, T. y Roberts, S. 2004. Linkages between silviculture and ecology: examination of several important conceptual models. *Forest Ecology and Management* 200: 249-261.
- Mahecha, L.; M. Rosales; C.H. Molina y E. Molina. 2000. Experiencias en un sistema silvopastoril de *Leucaena leucocephala*-*Cynodon plectostachyus*-*Prosopis juliflora* en el Valle del Cauca, Colombia. *Agroforestería para la Producción Animal en Latinoamérica*. FAO-CIPAV, pp. 325-336.
- Martinez-Garza, C.; V. Peña; M. Ricker; A. Campos y H. Howe. 2005. Restoring tropical biodiversity: Leaf traits predict growth and survival of late-successional trees in early successional environments. *Forest Ecology and Management* 217: 365-379.
- Masera, O. 1996. Deforestación y degradación forestal en México. Grupo interdisciplinario de tecnología rural apropiada. Documento de trabajo N° 19. Michoacán, México, 15 pp.
- Medellín, R., M. Equihua y M. Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14(6): 1666-1675.
- Milne, R.M. y R.J. Haynes. 2004. Comparative effects of annual and permanent dairy pastures on soil physical properties in the Tsitsikamma region of South Africa. *Soil Use and Management* 20: 81-88.
- Miranda, F. y E. Hernández X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179.
- Miyawaki, A. 1993. 'Restoration of native forests from Japan to Malaysia'. In: Lieth, H. y Lohmann, M. (eds.). 1993. *Restoration of Tropical Forest Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands. pp. 5-24.
- Montagnini F., A. Fanzeres, y S. Guimaraes da Vinha. 1995. The potentials of 20 indigenous tree species for soil rehabilitation in the Atlantic forest region of Bahia. *Journal of Applied Ecology* 32: 841-856.
- Montagnini, F. 2004. Plantaciones forestales con especies nativas: Una alternativa para la producción de madera y la provisión de servicios ambientales. *Recursos Naturales y Ambiente* 43: 28-35.
- Myers, N. 1981. The hamburger connection: How Central America's forests become North America's hamburgers. *Ambio* 10(1): 3-8.

- Nadian, H.; S.E. Smith; A.M. Alston; R.S. Murray y B.D. Siebert. 1998. Effects of soil compaction on phosphorous uptake and growth of *Trifolium subterraneum* colonized by four species of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 139: 155-165.
- Nations, J. D.; Primack, R. B. y Bray, D. 1999. Introducción: La Selva Maya. En: Primack, R. B.; Bray, D. B.; Galletti, H. A. y Ponciano, I. (eds.). 1999. La Selva Maya. Conservación y Desarrollo. Ed. Siglo Veintiuno, México, pp. 13-20.
- Nepstad, D.C.; C. Uhl; C.A. Pereira y J.M. Cardoso. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest to eastern Amazonia. *Oikos* 76: 25-39.
- OIMT, 2002. Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales secundarios y degradados. Serie de políticas forestales No. 13. Organización Internacional de las Maderas Tropicales. 87 pp.
- OIMT, 2005. Restaurando el paisaje forestal. Introducción al arte y ciencia de la restauración de paisajes forestales. Serie Técnica N° 23. Organización Internacional de Maderas Tropicales – OIMT.
- Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. 3ra. Edición. Fondo de Cultura Económica. México, D.F., 533 pp.
- Pereira, R. y I. Válio. 2001. Seed size, seed germination, and seedling survival of Brazilian tree species differing in successional status. *Biotropica* 33(3): 447-457.
- Poorter, L.; F. Bongers; F.J. Sterck y H. Wöll. 2005. Beyond the regeneration phase: differentiation of height-light trajectories among tropical tree species. *Journal of Ecology* 93: 256-267.
- Posada, J.; T. Mitchell y J. Cavelier. 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology* 8(4): 370-379.
- PRONARE-SEMARNAP. 2000. Periodos de recolección de semillas, almacenamientos y tratamientos pre-germinativos de las principales especies que se producen en el PRONARE. *Gaceta de la Red Mexicana de Germoplasma Forestal* No. 4. pp. 39-48.
- Ramirez-Marcial, N. 2003. Survival and growth of tree seedlings in antropogenically disturbed Mexican montane rainforests. *Journal of Vegetation Science* 14: 881-890.

- Reynel, C.; Pennington, R. T.; Pennington, T. D.; Flores, C. y Daza, A. 2003. Árboles útiles de la Amazonía Peruana. Un manual con apuntes de identificación, ecología y propagación de las especies. Lima, 509 pp.
- Ribeiro, R. y Gandolfi, S. 2000. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares. Em: Ribeiro, R. y de Freitas Leitão, H. (Eds.). 2000. Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. Ed. Universidade de São Paulo, 320 pp.
- Richards, P. W. (1996). *The tropical rainforest*. Second Edition. Cambridge University Press.
- Rhoades, C., G. Eckert, y D. Coleman. 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: Implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* 6(3): 262-270.
- Rodríguez, J. 2005. Desempeño de plántulas transplantadas a praderas ganaderas abandonadas en la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., 99 pp.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa. México, D.F.
- SAGARPA. 2003. Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación (<http://www.sagarpa.gob.mx/dlg/chiapas/ganaderia/cotecoca.htm>).
- SER. 2004. The SER Internacional Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration Internacional (<http://www.ser.org>), 13 pp.
- Tamhane, R.V.; D.P. Motiramani y P. Bali. 1978. Suelos: su química y fertilidad en zonas tropicales. Editorial Diana. México, D. F., 483 pp.
- Tanner, E.; V. Kapos y W. Franco. 1992. Nitrogen and phosphorus fertilization effects on Venezuelan montane forest trunk growth and litterfall. *Ecology* 73(1): 78-86.
- Temperton, V. y R. Hobbs. 2004. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology, pp. 34-54. In: V. M. Temperton, R. J. Hobbs, T. Nuttle, and S. Halle (eds.). 2004. *Assembly rules and restoration ecology: Bridging the gap between theory and practice*. Island Press, Washington.
- Tirado, R. 2005. Efecto de la compactación del suelo en el desarrollo de especies forestales utilizadas para la reforestación urbana. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad de Puerto Rico, 107 pp.
- Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75(2): 377-407.

- Vandermeer, J. y Perfecto, I. 1995. Breakfast of biodiversity: the truth about rain forest destruction. The Institute for Food and Development Policy. Oakland, California, 185 pp.
- Vásquez-Sánchez, M.A., March, I. J. y M.A. Lazcano-Barrero. 1992. Características socioeconómicas de la Selva Lacandona 1: 287-323. En: Vásquez-Sánchez, M.A. y M.A. Ramos (eds.). Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación. Publ. Esp. Ecosfera, México.
- Vázquez-Yanes, C.; Batis Muñoz, A. I.; Alcocer Silva, M. I.; Gual Díaz, M. y Sánchez Dirso, C. 1999. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del Proyecto J-084. Comisión Nacional de la Biodiversidad-Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México.
- Weaver, P.L. 1997. *Ormosia krugii* Urban. Palo de Matos. SO-ITF-SM-83. U.S. Department of Agriculture. New Orleans, 6 pp.
- White, D.; F. Holmann; S. Fujisaka; K. Reategui y C. Lascano. 2001. Will intensifying pasture management in Latin America protect forests – or is it the other way round? In: Angelsen, A. y D. E. Kaimowitz 2001. Agricultural technologies and tropical deforestation. Center for International Forestry Research (CIFOR), 422 pp.
- Wong, M. H. y Bradshaw, A. D. 2002. The restoration and management of derelict land. Modern approaches. Chapter 1. World Scientific Publishing Co. Singapore, 310 pp.
- Zahawi, R.A. y C.K. Augspurger. 1999. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. *Biotropica* 31(4): 540-552.
- Zahawi, R.A. 2005. Establishment and growth of living fence species: An overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. *Restoration Ecology* 13(1): 92-102.
- Zimmerman, J.K.; J.B. Pascarella y T.M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned Pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*. (8)4: 350-360.

Apéndice 1. Composición de la vegetación del pastizal en el área experimental, a partir de colectas sistemáticas a lo largo de un año.

No.	Taxa	Familia	Forma de vida	Utilidad conocida
1	<i>Thevetia ahouai</i>	Apocynaceae	Hierba	Ninguna
2	<i>Asclepia curasavica</i>	Asclepiadaceae	Hierba	Ninguna, tóxico
3	<i>Baccharis</i> sp.	Asteraceae	Arbusto	Ninguna
4	<i>Melanthera nivea</i>	Asteraceae	Hierba	Forraje ganado
5	<i>Conyza canadensis</i>	Asteraceae	Hierba	Ninguna
6	<i>Bidens odorata</i>	Asteraceae	Hierba	Ninguna
7	<i>Bacharis trinervis</i>	Asteraceae	Arbusto	Medicinal
8	<i>Cirsium mexicanum</i>	Asteraceae	Hierba	Alimenticia
9	<i>Stevia ovata</i>	Asteraceae	Hierba	Ninguna
10	<i>Conyza</i> sp.	Asteraceae	Hierba	Medicinal
11	<i>Liabum</i> sp.	Asteraceae	Hierba	Ninguna
12	Bignoniaceae	Bignoniaceae	Trepadora	Ninguna
13	Boraginaceae	Boraginaceae	Arbusto	Ninguna
14	<i>Combretum</i> sp.	Combretaceae	Arbusto	Ninguna
15	<i>Ipomoea</i> sp.	Convolvulaceae	Trepadora	Ninguna
16	Cyperaceae	Cyperaceae	Hierba	Ninguna
17	<i>Cyperus</i> sp.	Cyperaceae	Hierba	Ninguna
18	<i>Euphorbia heterophylla</i>	Euphorbiaceae	Hierba	Ninguna
19	<i>Centrosema</i> sp.	Fabaceae	Trepadora	Forraje ganado
20	<i>Mimosa pudica</i>	Fabaceae	Hierba	Medicinal
21	<i>Desmodium intortum</i>	Fabaceae	Trepadora	Ninguna
22	<i>Hyptis</i> sp.	Lamiaceae	Hierba	Forraje ganado
23	<i>Hyptis capitata</i>	Lamiaceae	Hierba	Forraje ganado, medicinal
24	<i>Sida</i> sp.	Malvaceae	Hierba	Forraje ganado
25	<i>Ludwigia erecta</i>	Onagraceae	Hierba	Forraje ganado
26	<i>Coix lacryma-jobi</i>	Poaceae	Hierba	Forraje ganado
27	<i>Cynodon plectostachyus</i>	Poaceae	Hierba	Forraje ganado
28	<i>Setaria</i> sp.	Poaceae	Hierba	Forraje ganado
29	<i>Panicum</i> sp.	Poaceae	Hierba	Forraje ganado
30	<i>Spermacoce confusa</i>	Rubiaceae	Hierba	Ninguna
31	<i>Sapindus saponaria</i>	Sapindaceae	Árbol	Artesanía
32	<i>Smilax</i> sp.	Smilacaceae	Trepadora	Ninguna
33	<i>Physalis philadelphica</i>	Solanaceae	Hierba	Ninguna
34	<i>Solanum</i> sp. 1	Solanaceae	Hierba	Medicinal
35	<i>Solanum</i> sp. 2	Solanaceae	Arbusto	Leña
36	<i>Solanum americana</i>	Solanaceae	Hierba	Ninguna
37	<i>Verbena litoralis</i>	Verbenaceae	Hierba	Forraje ganado
38	<i>Lantana trifolia</i>	Verbenaceae	Arbusto	Ninguna

Nomenclatura según Internacional Plant Names Index - IPNI (<http://www.ipni.org/index.html>)

Apéndice 2. Características de las semillas de las especies estudiadas y resultados de la germinación inmediata y después de un año.

Especie	Tamaño de semillas (cm ²)	Peso de 100 semillas (g)	Primera fecha de siembra	Inicio de la germinación (días)	Germinación sin almacenamiento (%)	Germinación con un año de almacenamiento (%)
SWMA	4.41 ± 0.24	43.0 ± 3.25	23/04/2005	10-12	70 ± 0.04*	13 ± 0.15*
BRAL	3.51 ± 0.15	332.0 ± 11.84	14/05/2005	13-15	89 ± 0.06*	0.00*
CEPE	0.32 ± 0.03	6.0 ± 0.94	23/04/2005	7-10	69 ± 0.09 ^{ns}	62 ± 0.13 ^{ns}
ORSC	1.26 ± 0.08	66.0 ± 7.25	28/05/2005	15-25	93 ± 0.03*	17 ± 0.11*
CABR	1.62 ± 0.07	115.0 ± 8.43	16/07/2005	20-30	70 ± 0.15*	0.00*
SCPA	2.97 ± 0.12	78.6 ± 3.38	09/07/2005	9-12	89 ± 0.06*	78 ± 0.05*

* Diferencias significativas ($p < 0.05$); ns=Diferencias no significativas ($p > 0.05$)

Apéndice 3. Resultados del ANOVA en dos niveles de variación sobre la variable de supervivencia.

Fuente	r ²	G.L	F	P _F
Modelo	0.2596	59	1.7829	0.001
Bloque		14	2.4155	0.0032
Tratamiento		3	0.2174	0.8843
Bloque*Tratamiento		42	1.6839	0.0074
Error		300		
Modelo	0.1560	23	2.698	<.0001
Deshierbe		1	5.339	0.021
Fertilización		1	0.024	0.878
Especie		5	8.737	<.0001
Deshierbe*Fertilización		1	0.214	0.644
Deshierbe*Especie		5	1.523	0.182
Fertilización*Especie		5	0.536	0.749
Deshierbe*Fertilización*Especie		5	0.498	0.777
Error		336		

Apéndice 4. Resultados del ANOVA en dos niveles de variación sobre la tasa relativa de crecimiento en altura.

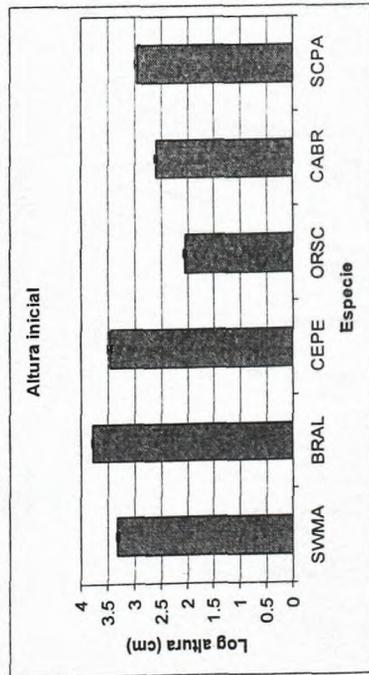
Fuente	r ²	G.L	F	P _F
Modelo	0.1514	59	0.6078	0.9869
Bloque		14	0.5930	0.8689
Tratamiento		3	1.0161	0.3866
Bloque*Tratamiento		42	0.6055	0.9726
Error		201		
Modelo	0.8180	23	51.8087	<.0001
Deshierbe		1	6.6443	0.0106
Fertilización		1	0.9052	0.3424
Especie		5	221.0766	<.0001
Fertilización*Deshierbe		1	0.3842	0.5360
Fertilización*Especie		5	0.6434	0.6668
Deshierbe*Especie		5	0.4292	0.8280
Fertilización*Deshierbe*Especie		5	0.3825	0.8605
Error		260		

Apéndice 5. Tabla de ANOVA en dos niveles de variación sobre la tasa relativa de crecimiento en diámetro basal.

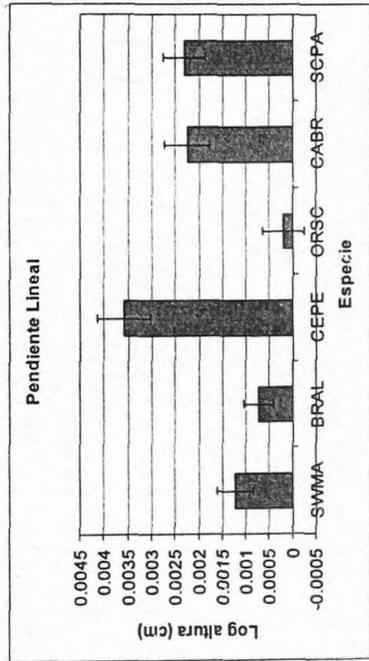
Fuente	r ²	GL	F	P _F
Modelo	0.1066	59	0.4063	1.0000
Bloque		14	0.4297	0.9638
Tratamiento		3	0.9722	0.4069
Bloque*Tratamiento		42	0.3708	0.9999
Error		201		
Modelo	0.8644	23	73.0720	<.0001
Deshierbe		1	13.7807	0.0003
Fertilización		1	0.0035	0.9531
Especie		5	318.1947	<.0001
Fertilización*Deshierbe		1	0.0209	0.8853
Fertilización*Especie		5	0.9935	0.4224
Deshierbe*Especie		5	0.5571	0.7328
Fertilización*Deshierbe*Especie		5	0.3142	0.9042
Error		237		

Apéndice 6. Diferencias en altura y diámetro inicial de las plántulas, componentes lineal y cuadrático de las pendientes en las curvas de crecimiento de las seis especies (prom. \pm e.e.). SWMA = *Swietenia macrophylla*, BRAL = *Brosimum alicastrum*, CEPE = *Ceiba pentandra*, ORSC = *Ormosia schippii*, CABR = *Calophyllum brasiliense*, SCPA = *Schizolobium parahyba*.

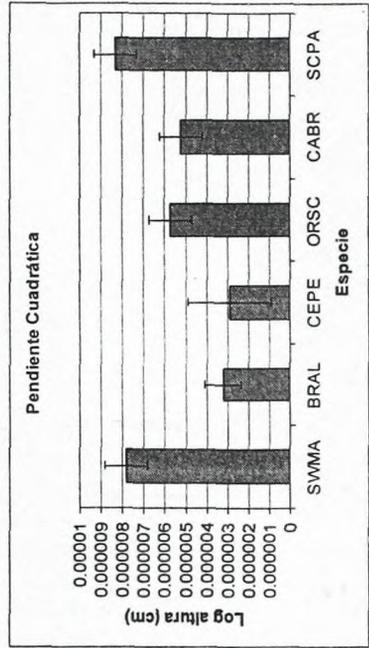
P < 0.001



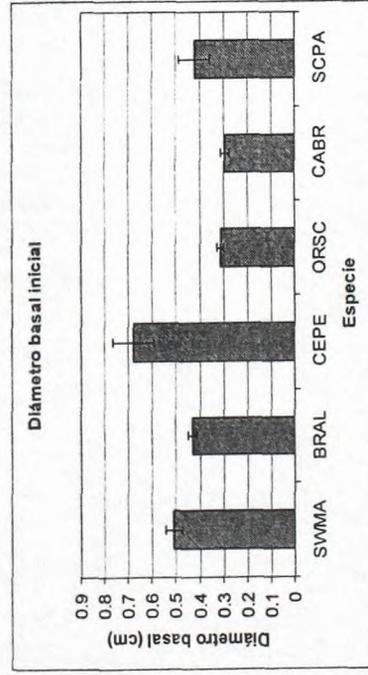
P < 0.001



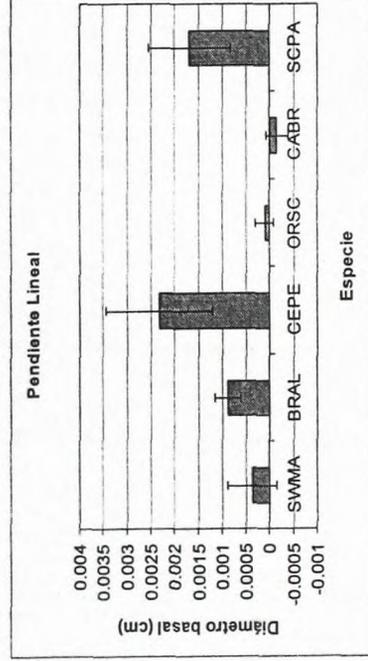
P < 0.001



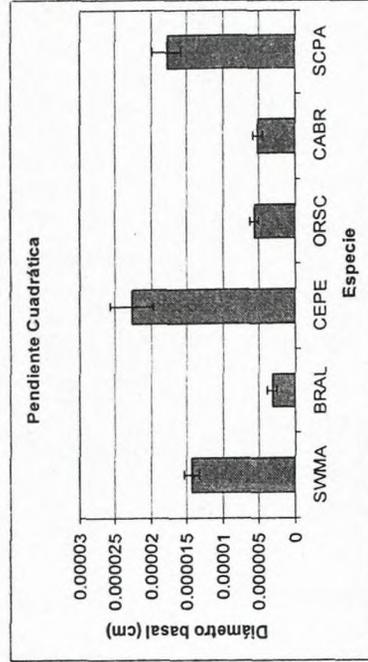
P < 0.001



P > 0.05



P < 0.005



Apéndice 7. Valores de crecimiento promedio de las seis especies estudiadas en áreas tropicales.

Especie	Crecimiento Promedio				Referencia
	Altura	Diámetro	Tiempo	Lugar	
<i>S. macrophylla</i>	91.0 cm	2.0 cm	12 meses	México	Este estudio
	110 cm	1.8 cm	12 meses	Brasil	Grogan <i>et al.</i> , 2003
	108 cm	--	12 meses	Filipinas	Vazquez-Yanes <i>et al.</i> , 1999
<i>B. alicastrum</i>	45.4 cm	0.7 cm	12 meses	México	Este estudio
	9-12 cm	--	3 meses	México	Ayala y Sandoval, 1995
	--	0.9 cm	12 meses	México	Vazquez-Yanes <i>et al.</i> , 1999
<i>C. pentandra</i>	154.6 cm	4.0 cm	12 meses	México	Este estudio
	1-2 m	2-3 cm	12 meses	Perú	Reynel <i>et al.</i> , 2003
<i>O. schippii</i>	10.4 cm	0.4 cm	12 meses	México	Este estudio
	--	0.1-0.68 cm	12 meses	Puerto Rico	Weaver, 1997
<i>C. brasiliense</i>	47.8 cm	0.7 cm	12 meses	México	Este estudio
<i>S. paralyba</i>	118.0 cm	3.0 cm	12 meses	México	Este estudio
	200 cm	--	12 meses	Brasil	Reynel <i>et al.</i> , 2003