



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

ESTABLECIMIENTO Y CRECIMIENTO INICIAL DE
CUATRO ESPECIES ARBÓREAS POTENCIALMENTE
ÚTILES PARA LA RESTAURACIÓN DE PASTIZALES
DEGRADADOS DEL NO DE MORELOS

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
B I Ó L O G O
P R E S E N T A :
JUAN ANTONIO ULLOA NIETO

DIRECTORA DE TESIS:
DRA. MARÍA DEL CONSUELO BONFIL SANDERS



FACULTAD DE CIENCIAS
U.N.A.M.

2006



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

ACT. MAURICIO AGUILAR GONZÁLEZ
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Por este medio hacemos de su conocimiento que hemos revisado el trabajo escrito titulado:

"Establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies arbóreas potencialmente
útiles para la restauración de pastizales degradados del NO de Morelos"
realizado por Juan Antonio Ulloa Nieto

con número de cuenta 09429025-7 , quien cubrió los créditos de la licenciatura en
Biología.

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Tutor (a)		
Propietario	Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders.	
Propietario	Dra. Rosa Irma Trejo Vázquez.	
Propietario	Dra. María Teresa Valverde Valdés.	
Suplente	Dr. Roberto Antonio Linding Cisneros.	
Suplente	Dra. Silke Cram Heydrich.	

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, D.F., a 30 de Octubre del 2006.
CONSEJO DEPARTAMENTAL DE BIOLOGÍA.

Dr. Zenon Cano Santana.



A mi mismo

Agradecimientos

A la Dra. Consuelo Bonfil por el apoyo y tiempo dedicado para realizar esta tesis. A Miranda, Santiago y al Sr. Rafael por todo el tiempo que compartieron a su mamá y esposa.

A la Dra. Trejo por enseñarme y compartir conmigo la selva baja pero sobre todo por los muchos paseos.

Agradezco a mis sinodales, Dra. Irma Trejo, a la Dra. Silke Cram, a la Dra. Teresa Valverde y al Dr. Roberto Lindig por los comentarios y sugerencias realizadas.

Mi más sincero agradecimiento a Pedro Mendoza por su ayuda, apoyo en el trabajo de campo y orientación para la elaboración de este trabajo.

Les quiero agradecer a la Srita. Niedfeldt y a Fernando Camacho por su ayuda y compañía en las muchas salidas a campo.

Le agradezco a Mariana Apolinar y al resto de la gente del Laboratorio Especializado de Ecología por su ayuda.

Gracias a mi mamá, a mi papá, al morrito, a mafa fritiche, al pollito, al pooky, al grandpa, al pelucas y al cocoilo por la solidaridad.

Le agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México por la beca y financiamiento para la realización de esta tesis a través del proyecto IN231802-3 de PAPIIT-DGAPA: Estructura y dinámica de la vegetación ribereña y taludes de la alta cuenca del río Tembembe, Morelos: análisis y experimentación con fines de restauración y conservación.

Índice

Resumen	1
Capítulo I. Introducción	3
Capítulo II. Antecedentes	7
II.1 La selva baja caducifolia (SBC)	7
II.2 Deterioro de la SBC en México y en el estado de Morelos	8
II.2.1 El fuego como causa de deterioro de las selvas bajas caducifolias	10
II.3 La restauración ecológica	12
II.3.1 Restauración de SBC en México	15
Capítulo III. Métodos	18
III.1 La zona de estudio	18
III.1.1 Descripción de las parcelas	20
III.2 Plantación experimental	21
III.3 Descripción de las especies en estudio	24
III.4 Análisis de datos	28
Capítulo IV. Resultados	32
IV.1 Condiciones ambientales de las parcelas experimentales	32
IV.2 Supervivencia	36
IV.2.1 Supervivencia global	36
IV.2.2 Efecto de las parcelas	37
IV.2.3 Efecto de las plantas nodriza	38
IV.2.4 Efecto del fuego	39
IV.2.5 Efecto de la herbivoría	43
IV.3 Crecimiento	44
IV.3.1 Efecto del fuego	44
IV.3.2 Efecto del sitio y el fuego	52
IV.3.3 Efecto de las plantas nodriza	55

Capítulo V. Discusión	58
V.1 Supervivencia	59
V.2 Crecimiento	64
V.3 Efecto de las plantas nodriza	67
Capítulo VI. Conclusiones	71
Literatura citada	73

RESUMEN

En el presente trabajo se presenta información sobre la capacidad de cuatro especies arbóreas nativas de las SBC de establecerse y crecer en los pastizales degradados de la Estación de Restauración Ambiental “Barranca del río Tembembe”, en el noroeste de Morelos, en donde actualmente se lleva a cabo un proyecto de restauración ecológica.

En julio del 2003 se cercaron dos parcelas (1 ha c/u) en la ladera este del talud del río Tembembe, con diferentes condiciones edáficas, en particular profundidad del suelo. Un mes después se plantaron 75 plantas (de entre 35 y 90 cm de altura y 6-7 meses de edad) de cada una de las siguientes especies: *Swietenia humilis*, *Dodonaea viscosa*, *Pithecellobium dulce* y *Gliricidia sepium* (300 en total). En la parcela uno (P1) se establecieron 25 grupos de cuatro individuos (uno de cada especie) en condiciones abiertas y 25 grupos bajo la sombra de una planta nodriza; en la parcela dos (P2) únicamente se plantaron 25 grupos en condiciones abiertas. Se registró la supervivencia y el crecimiento de los individuos mensualmente a lo largo de un año (sep 2003 – sep 2004). Debido a que en abril de 2004 se presentó un incendio superficial, se evaluó su efecto en la supervivencia y crecimiento de las plantas.

La supervivencia inicial (primeros dos meses) de las cuatro especies fue alta (>90%) y disminuyó durante la temporada seca; después de un año la mayor supervivencia correspondió a *G. sepium* (64%) y la menor a *D. viscosa* (36%). Las principales causas de mortalidad fueron la desecación y la herbivoría; el fuego no disminuyó significativamente la supervivencia, pero sí afectó el crecimiento de las plantas. La altura promedio de los individuos de las cuatro especies decreció y ninguna recuperó la altura inicial, debido a la pérdida de la parte aérea (por el fuego o la herbivoría) o a la

muerte del ápice, mientras que el área basal promedio de las cuatro especies se incrementó; *G. sepium* presentó el mayor crecimiento en área basal y *S. humilis* el menor. Los suelos más profundos de la P2 favorecieron el crecimiento de estas dos especies, pero limitaron el establecimiento de *D. viscosa*, que fue susceptible al anegamiento que se presentó frecuentemente en los sitios planos durante los meses de mayor precipitación. El efecto de las plantas nodriza no pudo evaluarse durante todo el periodo de estudio (debido a que fueron eliminadas por el incendio), pero un análisis parcial (agosto 2003-marzo 2004) mostró que no hubo diferencias en la supervivencia de las plantas que se encontraban con y sin nodriza, pero sí tuvieron efecto significativo en el crecimiento de las mismas. En altura las plantas bajo nodrizas decreciendo menos que las plantas en claro, en área basal y cobertura las plantas en condiciones de claro crecieron más que las plantas bajo nodriza.

Se concluye que el incendio superficial no incrementó significativamente la mortalidad de las especies estudiadas y que la supervivencia y el crecimiento difirieron entre especies y se vieron afectados por las diferentes condiciones de las parcelas. Aunque las cuatro especies pueden establecerse en la estación, *S. humilis* y *P. dulce* presentaron un crecimiento muy limitado debido a las difíciles condiciones de los sitios experimentales. Debe evitarse introducir a *D. viscosa* en sitios que se anegan, mientras que *G. sepium* puede establecerse en diversas condiciones de suelo y tolera bien los disturbios tales como incendios superficiales y herbivoría.

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

El bosque tropical seco comprende alrededor del 42% de los bosques tropicales del mundo (Murphy y Lugo, 1986). En México, el tipo de bosque tropical seco más importante por su extensión es la selva baja caducifolia (SBC) (Miranda y Hernández X., 1963) o bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 1978). Su distribución en el territorio mexicano abarca parte de la costa este (estados de Tamaulipas, San Luís Potosí, Veracruz y el norte de la península de Yucatán), y en la vertiente del Pacífico se extiende desde el norte de Sonora hasta Oaxaca; en el interior del país se le encuentra principalmente en la cuenca del Río Balsas y en la depresión central de Chiapas (Rzedowski, 1978; Lott y Atkinson, 2006).

En México, la pérdida de SBC por deforestación es un fenómeno de magnitud similar al que se presenta en las selvas húmedas, ya que las tasas de deforestación reportadas son de 1.9 y 2% anual respectivamente (Maser *et al.*, 1997); sin embargo la deforestación de las selvas tropicales secas ha recibido mucha menos atención que la de las selvas húmedas. La alta tasa de deforestación de las SBC se debe sobre todo al cambio de uso del suelo para actividades agrícolas y ganaderas, lo que implica una destrucción casi total de la vegetación natural, así como modificaciones en el ciclo del agua y de los nutrientes y la pérdida de importantes servicios ambientales. Aunado a esto, una alta proporción de las SBC que aun permanecen se encuentra alterada o degradada. Se ha estimado que en el estado de Morelos este porcentaje es de 73% y sólo el 27% se mantiene relativamente conservada (Trejo y Dirzo, 2000). A pesar de esto, las investigaciones ecológicas en torno a estos sistemas son aun escasas, como lo muestra el hecho de que una alta proporción (64%) de los trabajos científicos en ecología tropical publicados entre 1982 y 2002 giraron en torno a las selvas húmedas, mientras

que la representación en la literatura de las selvas bajas caducifolias fue del 25% de su representación geográfica en el planeta (Meli, 2003).

Ante esta situación, es una prioridad desarrollar estrategias para revertir el alto nivel de deterioro de las SBC (Vázquez-Yanez y Batis, 1996). Un mecanismo para lograr lo anterior es la restauración ecológica, que ha sido definida como “el proceso de apoyar la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (SER, 2000).

A pesar de que en superficies muy alteradas y con disturbios frecuentes no siempre es posible revertir totalmente el daño y recuperar la estructura y composición originales de la vegetación, sí puede ser factible recuperar una cobertura vegetal que proteja el suelo y permita recobrar algunas de sus funciones ecológicas y productivas (Vázquez-Yanez y Batis, 1996).

Un aspecto importante para lograr que la restauración ecológica sea exitosa es el uso de especies nativas que tengan la capacidad de establecerse y crecer en zonas altamente perturbadas, y que a mediano plazo permitan crear microambientes que favorezcan la recolonización por otras especies nativas (Urbanzka, 1997). Aunque el uso de especies exóticas podría resolver el problema de abasto de propágulos ya domesticados, generalmente en los bosques de especies exóticas no se favorece la llegada y el establecimiento de otras especies nativas. Por ello, es indispensable fomentar el uso de especies nativas en los programas de restauración y reforestación, para lo cual es necesario incrementar el conocimiento sobre la biología, ecología y manejo de las mismas (Vázquez-Yanez y Batis, 1996).

Entre la información disponible sobre la biología y ecología de especies útiles para la restauración ecológica, destacan los listados de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), la Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO, elaborado por Vázquez Yanez *et al.*, 1999) y los trabajos de Cervantes *et al.* (2001), Cervantes y Sotelo (2002) y Benítez *et al.* (2004) que en conjunto aportan información sobre aproximadamente 54 especies nativas de la SBC. Sin embargo, es necesario incrementar el conocimiento sobre una mayor variedad de especies, así como sobre el desempeño de cada especie en ambientes particulares.

Debido a que en México amplias superficies originalmente cubiertas por selvas bajas han sido transformadas en pastizales para la cría de ganado bovino, es importante conocer el desempeño de plantas de diversas especies arbóreas nativas introducidas en pastizales, ya que se ha reportado que diversos factores limitan su establecimiento y crecimiento en este tipo de sistemas. Entre ellos destacan la baja concentración de nutrientes en el suelo, la compactación de éste y la alta depredación que sufren las plántulas (Holl, 2000). Además, como las SBC presentan una estacionalidad marcada, el periodo favorable para el establecimiento y crecimiento se limita a la temporada de lluvias y la mortalidad se incrementa sustancialmente durante la temporada seca (Khurana y Singh, 2001).

En este contexto, en el presente estudio se buscó evaluar la capacidad de plantas producidas en vivero de cuatro especies nativas de la selva baja caducifolia de Morelos para establecerse y crecer en los pastizales degradados situados al norte de la comunidad de Cuentepec, en los terrenos de la Estación de Restauración Ambiental “Barranca del río Tembembe” (en el mismo estado), en la cual se desarrolla un

programa de restauración a mediano plazo (Bonfil *et al.*, 2004). A través de la evaluación a lo largo de un año de la supervivencia y el crecimiento de las plantas sembradas en diversas condiciones, se buscó identificar algunos de los principales factores que limitan su establecimiento en la zona de estudio. Se espera que los resultados obtenidos contribuyan también a generar conocimiento útil para su utilización en programas de reforestación y restauración ecológica en otras zonas deterioradas de selva baja en el estado y en el país.

Objetivo general

- Evaluar la capacidad de cuatro especies arbóreas nativas de la Selva Baja Caducifolia de establecerse en pastizales de la estación de restauración “Barranca del río Tembembe”, Mor. con el objeto de conocer su potencial como especies útiles para la restauración.

Objetivos Particulares

- 1.- Comparar la sobrevivencia y el crecimiento de *Swietenia humilis*, *Dodonaea viscosa*, *Pithecellobium dulce* y *Gliricidia sepium* en pastizales degradados.
- 2.- Evaluar si las diferencias entre sitios (características edáficas de las parcelas) afectan el establecimiento y/o crecimiento de dichas especies
- 3.- Determinar si la presencia de plantas nodriza favorece el establecimiento y la supervivencia de estas especies.
- 4.- Evaluar el efecto de un incendio superficial en la supervivencia y crecimiento de las cuatro especies.

CAPÍTULO II. ANTECEDENTES

II.1 La Selva Baja Caducifolia

En México, la selva baja caducifolia es la vegetación tropical con mayor extensión. Se caracteriza por la dominancia de árboles que alcanzan entre 5 y 12 m de altura (máximo 15 m), que se ramifican cerca de la base y presentan copas convexas o planas; el diámetro de sus troncos por lo general no sobrepasa 50 cm. La característica más notable de estos sistemas es su carácter marcadamente estacional, ya que en la época de lluvias (que dura entre 3 y 5 meses) se presenta un abundante follaje que se pierde en la temporada seca (Dirzo, 1996).

La selva baja caducifolia (SBC) se presenta en zonas con clima cálido subhúmedo o semicálido subhúmedo, con una temperatura media anual entre 18 y 29°C y una precipitación anual entre 400 y 1300 mm. Este tipo de vegetación se distribuye a lo largo de un gradiente altitudinal que va de 0 a 2000 m (generalmente por debajo de los 1500 m), en laderas con pendientes de moderadas a fuertes y en suelos someros y pedregosos, aunque puede presentarse en una gran variedad de suelos y en ambientes con diferentes condiciones topográficas (Miranda y Hernández X., 1963; Rzedowski, 1978; Lott y Atkinson, 2006).

En las SBC de México se encuentra cerca del 20% de las especies de la flora mexicana y alrededor del 19% de la fauna de vertebrados endémica de Mesoamérica (Ceballos y Miranda, 1986). Las familias de plantas con mayor representación son Leguminosae, Euphorbiaceae, Cactaceae, Burseraceae y Compositae (Trejo, 1998).

II.2 Deterioro de la SBC en México y en el estado de Morelos

De acuerdo con estimaciones de Rzedowski (1978), la SBC ocupaba originalmente alrededor del 14% del territorio nacional, y ya en los años setenta se había perdido aproximadamente el 30% de su extensión original debido a las actividades humanas (Trejo, 1999). A principios de la década de los noventa, únicamente 27% de los 160,000 km² originales de SBC se mantenía en buen estado, 27% se encontraba alterado, 23% degradado y el resto había desaparecido por completo (Trejo y Dirzo, 2000). El deterioro de estos sistemas está asociado principalmente al aumento de las poblaciones humanas y de sus actividades productivas: ganadería, agricultura y extracción de madera y leña principalmente. Como resultado de las perturbaciones, las comunidades de SBC pierden su identidad con facilidad, debido a su capacidad limitada de restablecimiento, y se convierten en asociaciones secundarias, sabanas o pastizales (Aide *et al.*, 2000).

Aunque las tasas de deforestación y degradación de la SBC son similares a las de los boques tropicales húmedos, hasta ahora los esfuerzos de investigación y conservación en zonas tropicales se han enfocado particularmente en los segundos (Meli, 2003) y sólo algunos fragmentos de bosque tropical seco están protegidos a nivel mundial (Murphy y Lugo, 1986).

En el estado de Morelos se ha estimado que la SBC potencialmente ocupaba 2843 km², es decir, el 60% de la superficie del estado, pero ya en 1973 únicamente permanecían 1384 km² de SBC, incluyendo vegetación secundaria. En 1989 se había perdido el 21% de esta superficie y permanecían con vegetación sólo 1096 km², los cuales

representaban el 38% de la cobertura inicial. Para esas fechas únicamente el 19% de esta superficie permanecía relativamente conservado, mientras que el 17% estaba alterado, 31% se encontraba degradado y el resto (33%) había sido convertido en terrenos agropecuarios. La tasa de anual de deforestación en el estado fue de 1.4% en el periodo de 1973 a 1989 (Trejo y Dirzo, 2000).

Actualmente, la mayor parte del área cubierta por vegetación de SBC que permanece en el estado de Morelos está formada por parches relativamente aislados de distintas extensiones y con diferentes niveles de deterioro, inmersos en una matriz de terrenos agrícolas y ganaderos (Aguilar, 1998). El gobierno del estado de Morelos reporta que actualmente el 12.6% del territorio del estado (621 km²) está cubierto por SBC (<http://www.e-morelos.gob.mx/e-estado/e0060030.htm>), lo que representa alrededor del 57% de la extensión que cubría en 1989, según lo reportado por Trejo y Dirzo (2000).

Entre los esfuerzos de conservación de la SBC realizados en Morelos, destaca el decreto de creación de la Reserva de la Biósfera Sierra de Huautla, publicado en 1999. Ésta es una de las reservas de SBC con mayor extensión en nuestro país (59,030 ha); entre sus objetivos principales se encuentra la conservación de especies, comunidades y ecosistemas de la zona sur del estado, que forma parte de la Cuenca del Río Balsas y constituye un rico reservorio de especies endémicas de México. En esta reserva se han registrado hasta la fecha 629 especies de plantas vasculares, 11 especies de anfibios, 63 de reptiles, 207 de aves y 45 de mamíferos; el principal problema que enfrenta es el desarrollo agropecuario, industrial y urbanístico, que en las últimas décadas se ha realizado en forma desordenada y ha causado daños al patrimonio natural del estado

(SEMARNAT [a], CEAMISH, 2005). Esta problemática se presenta también en la zona noroeste del estado, en donde se realizó la presente investigación.

II.2.1 El fuego como causa de deterioro de las selvas bajas caducifolias

Se estima que en México, los desmontes de la vegetación natural producto del cambio de uso del suelo son responsables del 90% de la deforestación, tanto de bosques como de selvas, y el fuego se usa extensivamente durante este proceso en todo el territorio nacional. El fuego es una forma común de eliminación de la vegetación debido a que elimina o reduce la biomasa vegetal y requiere de un mínimo de esfuerzo tecnológico, de personal y de capital (Rzedowski, 1978). Al usarlo, una población humana relativamente pequeña puede afectar grandes extensiones de terreno, transformando las selvas en pastizales, matorrales y vegetación secundaria (D'Antonio y Vitousek, 1992; Ogden *et al.*, 1998). Sin embargo, esta herramienta no siempre se utiliza de forma responsable y controlada, además, en ocasiones los fuegos pueden presentarse como fenómenos naturales y son comunes en ciertas regiones y tipos de vegetación, por ejemplo en pastizales, sabanas, matorrales y vegetación mediterránea (Christensen, 1985; Goldammer, 1993; Archibold, 1995).

Se reconocen dos tipos de incendios: los superficiales y los de copa (Rodríguez, 1988). Los primeros consumen plantas herbáceas y algunas leñosas de tamaño pequeño y mediano, sin provocar daños graves a las raíces y los troncos de árboles grandes, mientras que los incendios de copa afectan a toda la vegetación, incluyendo el arbolado. Además de los efectos que tienen sobre la vegetación, los incendios ocasionan una serie de cambios en el suelo, que dependen de las propiedades de éste y de las características

del incendio (Barney, 1984). En los pastizales, por ejemplo, la quema es rápida y completa, las temperaturas se elevan rápidamente y caen en forma gradual, y sus efectos abarcan únicamente los primeros 3 o 4 cm del suelo (Lal, 1987).

Las capas negras de ceniza que se forman sobre el suelo después de un incendio favorecen el aumento de la temperatura superficial debido a la radiación solar, lo que puede incrementar la tasa de evaporación del agua. La eliminación de la cubierta vegetal puede favorecer la repelencia al agua de la capa superficial del suelo, así como la compactación de éste; la porosidad puede reducirse al eliminarse la materia orgánica y si la frecuencia de las quemaduras es alta, algunos nutrientes se pierden por volatilización. Después de un fuego el N total y el K del suelo disminuyen, el P, Mg, S y Ca aumentan (aunque el efecto es temporal) y se presentan cambios en el pH (Barney, 1984; Lal, 1987; Rodríguez, 1988). Todos estos cambios afectan a la microbiota y pueden inhibir el desarrollo de micorrizas, acelerando los procesos de erosión (Prichett, 1986).

Se ha considerado que en las SBC por lo general no se presentan incendios recurrentes de forma natural, ya que aunque podrían ser iniciados por la caída de un rayo sobre material combustible, generalmente los rayos se presentan durante la temporada de lluvias, cuando la propagación del fuego es lenta y su extinción rápida, ya que la humedad presente en la atmósfera, en el suelo y en los tejidos vegetales es alta. Las plantas leñosas y los suelos de las SBC son malos transmisores del calor (Maass, 1995), por lo que se debe agregar algún combustible externo para mantener el fuego. Cuando se realizan quemaduras anuales o periódicas con fines agropecuarios, algunas especies de la SBC desaparecen, mientras que otras se ven favorecidas por los incendios y acaban por

dominar en estos sitios, funcionando como combustible para incendios posteriores (Janzen, 2002).

Una vez eliminada la cubierta vegetal por medio del fuego, los terrenos son usados para la agricultura o ganadería por varios años y después suelen ser abandonados, debido a que su productividad se reduce. Los sitios abandonados pueden recuperarse desarrollando bosques secundarios o bien pueden establecerse nuevas comunidades vegetales, lo que depende de la intensidad y frecuencia del disturbio al que fueron expuestos y de la matriz de hábitat en la que se encuentran inmersos (Aide *et al.*, 2000).

II.3 La restauración ecológica

El constante disturbio ocasionado por los incendios inducidos, el pastoreo, las actividades agrícolas, los asentamientos humanos y los efectos asociados a éstos, han aumentado la superficie de tierras degradadas originalmente ocupadas por selvas bajas en México. Como resultado, las condiciones edáficas, la riqueza biótica y los servicios ecosistémicos se ven alterados a tal grado que el regreso de manera natural al estado original de estos ecosistemas puede ser muy lento, altamente improbable, o bien prácticamente imposible. En estos casos, el proceso natural de sucesión ecológica puede ser poco efectivo o demasiado lento para llevar al restablecimiento de las comunidades naturales en el mediano plazo, por lo que es necesaria la intervención humana (Brown y Lugo, 1994; Walker *et al.*, 1996; Wadsworth, 1997).

Diversos autores han diferenciado tres formas en las que se puede ayudar a recuperar un ecosistema degradado: la restauración, la rehabilitación y la reclamación (Bradshaw,

1984; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). La restauración intenta regresar a un ecosistema degradado a su estado original o a un estado lo más parecido a éste, mientras que la rehabilitación implica transformar un ecosistema degradado y convertirlo en un ecosistema funcional diferente del que había originalmente. La reclamación consiste en modificar la composición, estructura o algunos aspectos del funcionamiento de un ecosistema dañado para detener los procesos de deterioro e intentar restablecer algunos de sus atributos funcionales; esta última se aplica particularmente en sitios donde se llevaron a cabo actividades de alto impacto, como la minería (Bradshaw, 1984, 1987; Brown y Lugo, 1994; Lamb, 1998). Más recientemente, la Sociedad para la Restauración Ecológica incluyó todas estas definiciones en una sola, más amplia, que define a la restauración como “el proceso de apoyar la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (SER, 2000).

Durante un proceso de restauración ecológica –en el sentido de intentar regresar a un ecosistema a su estado original–, es necesario obtenerse información ecológica básica, por ejemplo, sobre las interacciones entre diferentes elementos de la vegetación, así como su efecto en los suelos, la retención de nutrientes y la filtración y captación de agua en el suelo (Ang, 1994; Khemnark, 1994; van de Koppel *et al.*, 1997). Los árboles que se establecen inicialmente pueden atraer una gran diversidad de dispersores, ya que proveen perchas y ofrecen frutos y semillas que éstos dispersan y permiten o facilitan la llegada de otras especies nativas que pueden establecerse bajo su sombra, donde las condiciones ambientales estresantes se ven mitigadas (Parrota *et al.*, 1992; Guariguata *et al.*, 1995).

Otra opción para la recuperación de ecosistemas degradados es el establecimiento de plantaciones de especies con valor comercial. Lugo (1992) ha reportado que algunas plantaciones abandonadas de árboles comerciales tienen características funcionales similares a las de una selva secundaria en Puerto Rico; una plantación de pinos acumula más biomasa aérea y a una tasa mayor que un bosque tropical secundario y el suelo de las plantaciones puede llegar a tener más nutrientes que un bosque secundario de la misma edad. Por su parte, Bradshaw (1983) subraya la importancia de continuar realizando investigaciones sobre el funcionamiento de las plantaciones, ya que ofrecen oportunidades para la recuperación de ecosistemas y permiten obtener conocimiento ecológico básico haciendo uso de métodos forestales. El proceso de recuperación puede acelerarse si las plantaciones incluyen diversas especies, ya que cada una puede realizar diferentes funciones, como detener la erosión, fijar nitrógeno y aportar hojarasca de alta calidad. El uso de una diversidad de especies puede ayudar a reducir la competencia, si éstas tienen diferentes requerimientos y formas de obtener recursos, además de favorecer el incremento en la diversidad local; los ataques por animales, hongos y otras plagas son menores en plantaciones que incluyen varias especies (Lamb, 1998).

Diversos autores han reconocido la importancia de restaurar a partir del establecimiento de árboles de especies nativas, para acelerar los procesos de sucesión y regeneración natural (Hamilton, 1990; Brown y Lugo, 1994; Vázquez-Yanez y Batis, 1996; Lugo, 1997; Montagnini, 2001). Las especies nativas de una región, la han ocupado por mucho tiempo, por lo que están adaptadas a sus condiciones climáticas y edáficas; además se encuentran asociadas a otras especies vegetales y animales y por lo general tienen un mayor valor de uso para las comunidades locales que las especies exóticas (Lamb, 1998). El uso de especies exóticas para la recuperación de ecosistemas

degradados se recomienda únicamente cuando las nativas claramente no tienen las condiciones para establecerse y sólo después de realizar una valoración y selección previa de las especies exóticas a introducir, ya que estas últimas pueden desplazar a las nativas y causar degradación del hábitat, tanto por competencia con las especies nativas, como por los cambios que producen en el funcionamiento de los ecosistemas (Vitousek *et al.*, 1997; Wilcove, 1998; Blackmore y Vitousek, 2000). Adicionalmente, se reconoce que cualquier plan de restauración o de conservación debe ofrecer alternativas a los dueños de los terrenos para que puedan obtener beneficios económicos de sus tierras (Montagnini, 2001).

II.3.1 Restauración de SBC en México

A pesar de la creciente evidencia sobre la degradación de extensas áreas de SBC, el desarrollo de la investigación sobre la restauración ecológica de las mismas es aún incipiente, aunque se han registrado avances en el conocimiento sobre mecanismos de propagación de algunas especies nativas. En las dos grandes bases de datos sobre especies útiles para la restauración y reforestación, las de CONAFOR y CONABIO (esta última elaborada por Vázquez-Yanez *et al.*, 1999), se reportan métodos de propagación de 34 especies de árboles y arbustos nativos de las SBC de México. A estos datos se añade la información de las 20 especies incluidas en los textos de Cervantes *et al.* (2001), Cervantes y Sotelo (2002) y Benítez *et al.* (2004) lo que da un total de 54 especies. De este conjunto, destacan las leguminosas por ser la familia con un mayor número de especies con técnicas de propagación conocidas (27 especies, que representan el 50% del total), las otras 27 especies se encuentran distribuidas en quince familias. Sin embargo, existen carencias importantes en el conocimiento sobre las

técnicas de propagación de un gran número especies nativas de la SBC, principalmente de las familias Compositae, Rubiaceae, Rhamnaceae, Convolvulaceae, Malphighiaceae, Burseraceae y Anacardiaceae, que constituyen elementos importantes de estas comunidades.

Se han realizado algunas investigaciones en torno a las respuestas de crecimiento de plántulas de diversas especies de SBC ante diferentes intensidades lumínicas y disponibilidad de nutrientes en condiciones controladas (Rincón y Huante 1993, 1994; Huante *et al.*, 1995; Huante y Rincón, 1998); estas investigaciones aportan un conjunto de conocimientos que pueden ser útiles para la restauración de SBC. Otros trabajos de análisis de crecimiento en vivero y/o invernadero de plántulas de especies de SBC son los de Martínez (2002), Tobón (2005) y Montes (2006).

Sin embargo, los reportes sobre el desempeño de especies arbóreas nativas de SBC en plantaciones con fines de rehabilitación o restauración son muy escasos, por lo que resulta relevante impulsar este tipo de estudios. En Chamela Jalisco, González (2002) analizó el desempeño de plántulas de 39 especies arbóreas a las que clasificó en tres categorías: rápida, lenta y mixta, dependiendo la tasa relativa de crecimiento de las especies que conformaron dichas comunidades experimentales y reportó una supervivencia relativamente alta de la mayoría de las especies.

Otro trabajo relacionado con la restauración de selvas bajas es el de Vargas-Mena (1991), quien analizó la supervivencia y el crecimiento de ocho especies de leguminosas multiuso en tres parcelas agrícolas abandonadas en la región de La Montaña en Guerrero; ella encontró una relación entre el tiempo de abandono de las parcelas y la

supervivencia de las especies, debido al deterioro de las características físicas y químicas del suelo en las parcelas de reciente uso. Cervantes *et al.* (1998), analizaron el crecimiento de nueve especies de árboles de leguminosas en la misma región y obtuvieron información ecofisiológica sobre la asignación de recursos a tallo y raíz y su relación con el tamaño de la semilla; encontraron mayor supervivencia de las especies que presentan semillas pequeñas y una alta asignación de recursos a la raíz, como en el caso del género *Acacia*. Burgos (2004) evaluó el efecto de cinco tratamientos de mejoramiento edáfico en la supervivencia y crecimiento de plántulas de cinco especies arbóreas de la SBC en Chamela, Jal., y reportó mayores tasas de supervivencia al aplicar algún tipo de mejora edáfica que al no aplicarla.

En el presente trabajo se evalúa la capacidad de cuatro especies arbóreas de la SBC, comúnmente propagadas en los viveros del estado de Morelos, de establecerse y crecer en los pastizales deteriorados de la región de Cuentepec, en la zona noroeste de Morelos. Se espera generar información ecológica básica sobre dichas especies, así como obtener datos relevantes para futuros programas de restauración ecológica de las selvas bajas de esta zona de Morelos y de otras regiones de México.

CAPITULO III. MÉTODO

III.1 La zona de estudio

La zona de estudio se encuentra al norte del poblado de Cuentepec, en el noroeste del estado de Morelos, en la cuenca media-alta del río Tembembe, que pertenece a la provincia fisiográfica Sierra Madre del Sur (figura 1) (INEGI, 1981; Gómez, 2003).

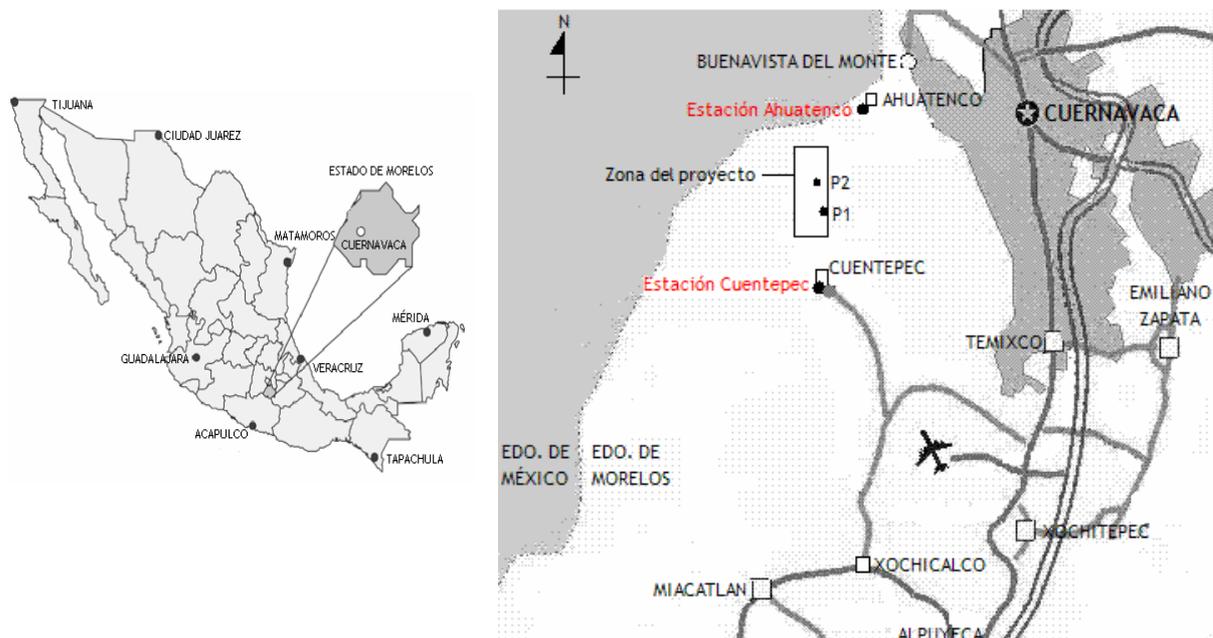


Figura 1. Ubicación de la Estación de Restauración Ambiental “Barranca del río Tembembe” (zona del proyecto); se muestra la ubicación de las estaciones climatológicas de Ahuatenco y Cuentepec, así como de las parcelas experimentales.

El estudio se llevó a cabo en terrenos de la Estación de Restauración Ambiental “Barranca del río Tembembe” (Bonfil *et al.*, 2004), que abarca 90 ha de pastizales inducidos que corren en dirección norte-sur a lo largo de los taludes del río Tembembe. Las especies dominantes de estos pastizales pertenecen a los géneros *Bouteloua*, *Cathestecum*, *Hilaria*, *Trachypogon* y *Aristida* (CETENAL, 1976 a; Aguilar, 1998) y tienen más de 60 años siendo utilizado para el pastoreo de ganado vacuno; ofrecen un paisaje de color amarillo pajizo durante los meses de la época seca.

De acuerdo con el INEGI, el tipo de suelo de la zona es el feozem háplico, con clase textural gruesa y fase lítica, lecho rocoso entre 10 y 50 cm de profundidad con dos horizontes, el A con una profundidad de 0 a 31 cm (16% arcillas, 22% limos y 62% arena, pH 7.2 y materia orgánica 1.6%) y el horizonte B que se subdivide en dos: el B1 con una profundidad de 31 a 58 cm (16% arcillas, 26% limos y 58% arena, pH 7.8 y materia orgánica 0.8%) y el B2 con una profundidad de 58 a 125 cm (arcillas 14%, limos 22% y arenas 64%, pH de 7.8 y 0.8% materia orgánica); tanto el horizonte A como el B presentan drenaje interno alto y conductividad eléctrica <2 (CETENAL, 1976 b; INEGI, 1981).

La estación meteorológica del poblado de Ahuatenco (1950 m s. n. m.), al norte de la estación (figura 1), reporta una temperatura media anual de 17.5°C y una lluvia anual de 1166 mm que conforman un clima templado subhúmedo (el más húmedo de los subhúmedos) Cb(w₂)(w)(i)g. Al sur la estación meteorológica de Cuentepec (1450 m s. n. m, figura 1) reporta una temperatura media anual de 21.6°C y precipitación anual de 961 mm, que corresponden al clima semicálido subhúmedo (el más seco de los subhúmedos) A(C)w₀(w)w''(i')g (Camacho *et al.*, 2006).

La vegetación del área está representada por parches remanentes que corresponden a la transición entre encinar y selva baja caducifolia, los cuales permanecen en las zonas más inaccesibles y con pendientes pronunciadas (CETENAL 1976 a; Piña, 2005; Camacho *et al.*, 2006).

III.1.1 Descripción de las parcelas

En julio de 2003 se cercaron con alambre de púas dos parcelas en los terrenos de la estación (de alrededor de una hectárea cada una) para impedir el acceso del ganado. Ambas parcelas se encuentran en el margen oriente del río Tembembe, en los taludes del mismo; la separación entre ambas es de aproximadamente 1 km. La inclinación de la parcela situada al sur (P1) (464, 225 W y 2, 090, 085 N) varía entre 12 y 25°, mientras que la situada al norte (P2) (464, 173 W y 2, 090, 512 N) tiene una pendiente entre 13 y 21° (figura 2). Las dos parcelas comparten algunas características como son la orientación y la cubierta vegetal (pastos), aunque difieren en la presencia de especies arbustivas. La principal diferencia entre las parcelas es su ubicación en el talud del río Tembembe, lo que ocasiona diferencias en las características edafológicas de cada nivel geomorfológico. La P1 se encuentra ubicada en la geoforma de hombro (ladera convexa), mientras que la P2 se encuentra en una de ladera (cóncava) (figura 2).

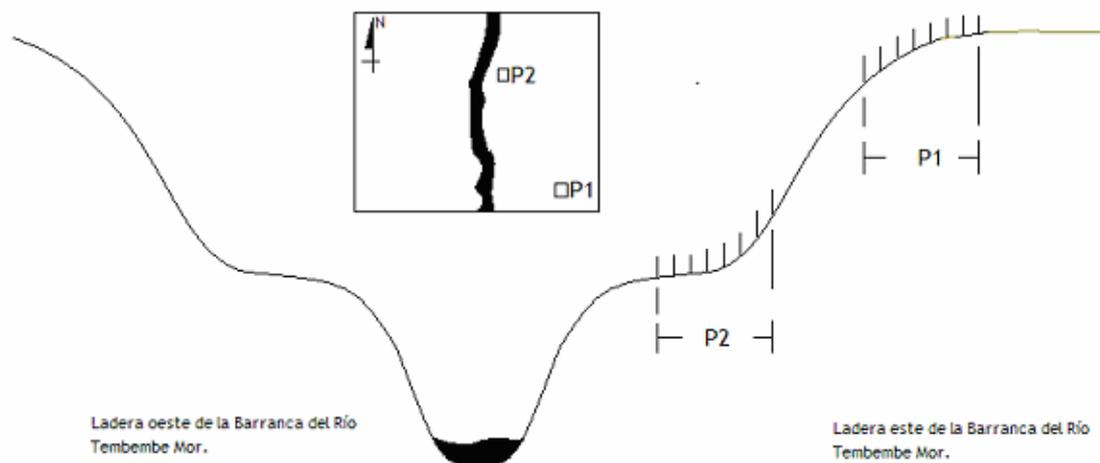


Figura 2. Esquema de la ubicación de las parcelas experimentales en el talud del río Tembembe y las geoformas en que se ubican.

En la primera parcela (P1) se colocaron dos sensores de temperatura y humedad relativa (HOBO Pro series onset) a una distancia de 30 cm entre ellos sobre la superficie del

suelo; uno de ellos se ubicó bajo la copa de un individuo juvenil del género *Acacia* (elegido al azar) y otro al descubierto, en un sitio abierto. En la segunda parcela (P2), al no haber acacias, se colocó solamente un sensor, al centro de la parcela. En noviembre de 2003 se realizó un perfil del suelo en cada parcela y se registraron los horizontes presentes y su profundidad, tomando muestras de cada uno, las cuales se enviaron al Laboratorio de Edafología del Colegio de Postgraduados de Chapingo para su análisis fisicoquímico.

III.2 Plantación experimental

Se seleccionaron cuatro especies arbóreas para ser reintroducidas en las parcelas, bajo el criterio de que fueran especies nativas o usadas en la reforestación de selvas bajas en Morelos, así como por su disponibilidad en viveros de la zona. Éstas fueron: *Swietenia humilis* Zucc., *Dodonaea viscosa* L. Jacq., *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth. y *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp (ver descripción más adelante). Las plantas a introducir fueron donadas por el vivero de la Comisión Estatal de Agua y Medio Ambiente ubicado en Huajintlán, Mor.

En agosto de 2003 se plantaron 75 plantas (germinadas en enero del 2003) de cada especie (300 en total, de \approx 25-90 cm de altura y 6-7 meses de edad). En la parcela P1 se sembraron 25 grupos de cuatro individuos (uno de cada especie) en sitios abiertos (sin sombra) y otros 25 grupos bajo la sombra de una planta nodriza cada uno (cuatro plantas por nodriza, una de cada especie). En ambas condiciones (sitios abiertos y bajo nodrizas) se alternaron las posiciones que ocupaba cada especie (respecto a un punto central o el tronco de la nodriza, según fuera el caso, figura 3), utilizando los 4 puntos

cardinales con la finalidad de aleatorizar el efecto de la posición (orientación) en la supervivencia. Los árboles que se seleccionaron como nodrizas fueron todos del género *Acacia*, la mayoría de *A. farnesiana*, y tenían como mínimo 2 m de altura y 3 m² de cobertura, y ya se encontraban en la zona al momento de iniciar el estudio. En la segunda parcela (P2), únicamente se plantaron 25 grupos en sitios abiertos, debido a la ausencia de plantas que pudieran fungir como nodrizas.

Antes de realizar el trasplante se eliminaron con una pala las hierbas y pastos en un área de ≈ 30 cm de radio alrededor de cada cepa, con la finalidad de eliminar la competencia. Las cepas tenían aproximadamente 25 cm de profundidad y entre 15 y 20 cm de diámetro y se hicieron con pala y barreta. Para plantarlas, cada planta se sacó del envase de plástico en la que estaba contenida en el vivero y se colocó en una cepa, que se relleno con la tierra extraída previamente. La distancia entre dos plantas de un mismo grupo fue de aproximadamente 1.5 m, con una distribución de “tresbolillo” en los sitios abiertos (Arriaga *et al.*, 1994). Las plantas bajo nodriza se colocaron a ≈ 60 cm (± 15 cm) del tronco de la nodriza, orientadas hacia los cuatro puntos cardinales y a 1.5 m de distancia entre sí (figura 3).

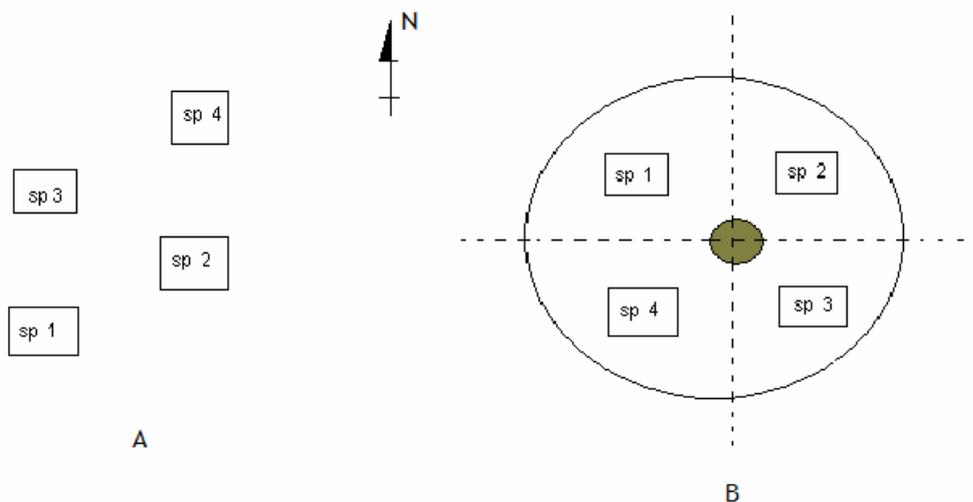


Figura. 3 Diseño de la plantación en claros “tresbolillo” (A) y bajo nodrizas (B). Las posiciones se alternaron respecto a los puntos cardinales en ambos casos y en ambas parcelas.

Cada planta se marcó con una etiqueta de plástico, usando una numeración donde el primer dígito representaba la especie (1- *S. humilis*, 2- *D. viscosa*, 3- *P. dulce* y 4- *G. sepium*) y los siguientes al grupo (los números 1 al 25 correspondieron a la P1 en condición de claros, del 26 al 50 a los grupos de la misma parcela bajo nodrizas y del 51 al 75 a los de la P2 en claros). Las etiquetas se sujetaron al tallo de cada planta con alambre.

Una semana después del transplante (17 de agosto de 2003) se registraron los siguientes datos de cada planta: altura, diámetro basal y dos diámetros de la copa, así como su estado general (herviboría, cambios en el color de follaje, pérdida de hojas y daños en el tallo). El diámetro se midió con un vernier digital, la altura y los diámetros de la copa con un flexómetro. La altura se midió sobre el tallo principal desde el suelo hasta el ápice, y se registraron los diámetros tanto del tallo principal como de los tallos secundarios (rebrotos) a 1-2 cm del nivel del suelo; con el diámetro mayor de la copa y el perpendicular a éste se calculó la cobertura de la copa. Se realizaron censos mensuales de supervivencia y de crecimiento de cada planta, registrando las variables antes señaladas entre septiembre de 2003 y septiembre de 2004.

El 29 de abril de 2004 se presentó un incendio superficial en el sitio de estudio, (provocado por los campesinos para favorecer el rebrote de los pastos para el ganado) que se extendió a ambas parcelas experimentales, quemando pastos, arbustos y varias plantas experimentales. Esto dio la oportunidad de evaluar el efecto del fuego sobre el establecimiento y crecimiento de las plantas: dos meses después del incendio se registró el daño causado por el fuego en cada planta; para ello se usó como criterio el estado de

la etiqueta plástica que identificaba a cada planta: si ésta se encontraba quemada, se consideró que la planta había sido afectada por el fuego. Se registró el estado de cada planta (viva/muerta) después del fuego, así como su tamaño; en las plantas que sobrevivieron se midió el número y el tamaño de los rebrotes en cada censo posterior (5 censos).

III.3 Descripción de las especies en estudio

***Swietenia humilis* Zucc. (Meliaceae)**

Recibe los nombres comunes de zopilote y caobilla. Es un árbol que en estado adulto alcanza 10-25 m de altura y hasta 1 m de diámetro del tronco, casi siempre con follaje, aunque cambia de hojas una vez por año cuando fructifica (noviembre-marzo). Su madera es gris claro cuando joven y se torna café oscuro en los individuos adultos, las hojas son alternas de 12 a 30 cm de longitud, paripinadas, compuestas de 4 a 6 pares de folíolos. Éstos son de ovados a ovados-lanceolados y llegan a medir entre 7 y 14 cm de largo y entre 2.5 y 4.5 de ancho. Las flores son pequeñas, unisexuales, de color blanco reunidas en panículas de 8 a 18 cm de longitud. Los frutos son cápsulas dehiscentes, erectas de 8 a 20 cm de longitud y entre 10 y 12 cm de diámetro. Las semillas son dispersadas por el viento y presentan un ala; miden entre 6 y 9 cm de longitud. En México se distribuye en los bosques tropicales caducifolios desde el sur de Sinaloa hasta Chiapas. Crece bien en suelos profundos (>50 cm) con pH ligeramente ácidos, ricos en materia orgánica y bien drenados. Tolera periodos prolongados (hasta de 6 meses) sin lluvia. Generalmente se planta como cerca viva a la orilla de potreros o como límite entre propiedades. Su madera se utiliza para la construcción de muebles, mangos

de herramientas, artículos torneados y decoración de interiores (figura 4A) (CONAFOR, SEMARNAT [b]).

***Dodonaea viscosa* L. Jacq. (Sapindaceae)**

Su nombre común es chapulistle o chapulixtle. Es un arbusto perennifolio que en estado adulto mide de 1 a 5 m de altura; la corteza es de color marrón-rojiza, las hojas son lanceoladas, estrechas, de 10 cm. de longitud, las flores son pequeñas, verdosas, amarillentas o rojizas, dispuestas en racimos cortos. El fruto es una cápsula ovoide de color amarillo-rojizo, que contiene semillas aladas. Es una especie cosmopolita que se distribuye en casi en todo el país, tanto en zonas tropicales como subtropicales, en bosques de *Quercus* y de coníferas. Se establece en un intervalo altitudinal amplio (300 a 2,400 m s. n. m.) y en suelos desde someros hasta profundos, con textura arenosa a areno-arcillosa y muy pedregosos, bien drenados, preferentemente neutros y moderadamente salinos. Es capaz de crecer en suelos muy erosionados y con fuertes pendientes, sobre tepetate y toba removida. Es una especie demandante de luz, tolerante a sequías, sombra, inundaciones, viento y heladas; susceptible al ramoneo y al fuego. Necesita una estación seca definida. Se recomienda en el control de la erosión, como cortina rompevientos y como restaurador de suelos (figura 4 B) (CONAFOR, SEMARNAT [b]).

***Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth. (Mimosaceae)**

Su nombre común es guamúchil; es un árbol o arbusto espinoso, perennifolio, que en estado adulto alcanza 15 a 20 m de altura; las hojas se presentan en espiral y son bipinnadas de 2 a 7 cm de largo con un par de folíolos primarios, cada uno con un par de folíolos secundarios de color verde mate. La corteza es ligeramente fisurada de color

gris plomizo, las flores se presentan en inflorescencias axilares de 5 a 30 cm de largo, cada cabezuela sobre una rama de 2 a 5 mm, son pequeñas, ligeramente perfumadas, actinomorfas de color blanco cremoso. Los frutos son vainas delgadas de 20 cm de largo por 10 a 15 mm de ancho, dehiscentes; las semillas son ovoides de 7 a 12 mm de largo, oscuras, aplanadas, rodeadas de un arilo dulce. *P. dulce* presenta una amplia distribución en las zonas tropicales del país y se considera nativo de México. Es una especie secundaria que crece en una amplia variedad de condiciones climáticas y de suelos, resistente a sequía, calor y fuego. Se considera que tiene potencial para reforestación productiva en zonas degradadas de selva baja y en zonas áridas, debido a su fácil adaptación y su crecimiento rápido y vigoroso (en 5 ó 6 años alcanza una altura de 10 m), así como por su capacidad de fijar nitrógeno gracias a su asociación con bacterias del género *Rhizobium* (figura 4 C) (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Cervantes *et al.*, 2001).

***Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp. (Fabaceae)**

Recibe los nombres comunes de muites, cacahuanano y mata rata. Es un árbol o arbusto caducifolio, que en estado adulto puede medir de 2 a 15 m de altura. Las hojas son compuestas, alternas e imparipinnadas, de 12 a 30 cm de largo, compuestas por 7 a 25 folíolos opuestos de 3 a 8 cm longitud y 2 a 4 cm de ancho, de forma ovada a elíptica. La corteza es ligeramente fisurada de color amarillento a pardo grisáceo. Las flores se agrupan en racimos de 10 a 20 cm de largo, cada racimo tiene de 15 a 50 flores zigomorfas de 2 a 3 cm de largo. Los frutos son vainas lineares dehiscentes de 10 a 20 cm de largo y de 1 a 3 cm de ancho. Se encuentran de 3 a 10 semillas por vaina, que miden de 8 a 18 mm de largo y 12 a 15 mm de ancho, de forma casi redonda y superficie lisa. *G. sepium* tolera una gran variedad de suelos, excepto los que tienen

deficiencias serias de drenaje, y prefiere un pH edáfico entre 5.5 y 7, aunque también se ha reportado en suelos ácidos (pH 4 a 5). Tiene una notable capacidad de rebrotar vigorosamente después de la acción perturbadora de un agente externo (heladas, ramoneo, corte o poda), por lo que domina muchas áreas de vegetación secundaria. Puede soportar períodos prolongados de sequía, germinar en suelos desnudos y pobres y tolerar incendios. Entre los efectos benéficos de *G. sepium* en la restauración se encuentran la producción de abono verde (su hojarasca se descompone rápidamente), la conservación de suelo, el control de la erosión y la fijación de nitrógeno. Se usa como barrera rompevientos, cerca viva, ornamental y sombra (figura 4 D) (Vázquez-Yanes *et al*, 1999; Benítez, 2004).



A



B



Fig. 4. Plantas de las cuatro especies de estudio: *S. humilis* (A), *D. viscosa* (B), *P. dulce* (C) en vivero y *G. sepium* (D) al ser transplantada a la zona de estudio en agosto de 2003.

III.4 Análisis de datos

Con los datos de supervivencia y las variables de crecimiento de cada especie se elaboraron gráficas para realizar un análisis inicial de los resultados. A partir de los datos de diámetro basal se calculó el área basal de cada planta (usando la fórmula $A = \pi d^2 / 4$, donde A = área, y d = diámetro); en caso de que un individuo presentara varios rebrotes, se sumaron los valores de área basal de todos los tallos para obtener el área basal total. Con el diámetro mayor de la copa y el perpendicular a éste se calculó la cobertura de la copa de cada individuo, usando la fórmula de una elipse $A = (D_1/2) (D_2/2) (\pi)$.

La posible asociación entre el fuego y la mortalidad de las plantas, así como entre su capacidad de rebrotar y la presencia de fuego, se analizó por medio de tablas de contingencia para cada especie. En éstas se consideró el número total de individuos de cada especie (n=75), incluyendo los de ambas parcelas.

La comparación de la supervivencia entre especies, considerando el efecto del fuego y del sitio (parcelas) se realizó mediante un análisis de riesgos proporcionales, en el cual se asumió que los factores que incidieron en el riesgo de muerte (variables explicativas) fueron: la especie (cuatro especies), el fuego (dos categorías: quemado y no quemado) y la parcela (parcela 1 y parcela 2).

El análisis de riesgos proporcionales es una prueba semi-paramétrica que analiza el efecto que tiene un conjunto de variables en el “tiempo de falla”, en este caso el tiempo que tarda en morir un individuo. Este modelo permite comparar las distribuciones de la magnitud del tiempo de falla para cada tratamiento o conjunto de circunstancias, incluyendo individuos censurados (en este caso los que permanecen vivos al final del periodo de estudio).

El modelo de riesgos proporcionales es:

$$\lambda(t; Z) = \lambda_0(t) \exp [\beta_1 Z_1 + \beta_2 Z_2 + \dots + \beta_n Z_n]$$

En donde t es el tiempo a partir del inicio de la observación, $\lambda_0(t)$ es un riesgo basal arbitrario no especificado y Z es un vector de variables que define a los tratamientos. Se asume que los valores e^z tienen efectos multiplicativos con pesos relativos de β_i ($i = 1, 2, \dots, n$). Esta suposición asegura que la tasa de riesgo resultante (t, Z) sea positiva para todos los valores posibles de Z_i y β_i . Esto implica que cuando el valor de Z_k cambia de A a B , la tasa de riesgo se multiplica por un factor $\exp(\beta_k (B - A))$. Entonces el significado de los coeficientes β_i es directo y permite pruebas simples de la influencia relativa de los tratamientos Z_i ($i = 1, 2, \dots, n$), al comparar su riesgo relativo e^{β} (Fox,

2004). Una prueba del efecto de Z_i se realiza al probar la hipótesis nula $B_i = 0$ usando un valor estadístico normal. En este caso se tomó como riesgo basal el experimentado por una especie elegida arbitrariamente (*Swetenia humilis*), con relación a la cual el modelo evaluó si el riesgo de otra especie cualquiera fue mayor o menor que el experimentado por *S. humilis* y en qué medida la presencia del fuego o el cambio de sitio (parcela), es decir las variables explicativas, incidieron en aumentar o disminuir este riesgo.

Para comparar el crecimiento entre especies y entre individuos quemados y no quemados, se realizaron análisis de varianza de dos vías, en los cuales se evaluó el efecto de la especie (las cuatro especies de estudio) y el fuego (presencia / ausencia) en cada una de las tres variables de crecimiento registradas (diferencia en altura, en área basal y en cobertura). Las variables de respuesta fueron la diferencia entre la talla inicial y la final de cada individuo en el periodo septiembre 2003-septiembre 2004.

Con el fin de evaluar el efecto del sitio (parcela) y del fuego en el crecimiento de cada especie, se realizaron ANOVAs de dos vías sobre las variables de respuesta antes descritas. En estos análisis se utilizaron únicamente los individuos de sitios abiertos de cada una de las parcelas, puesto que la condición “con nodriza” sólo se tuvo en una de las parcelas.

Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa STATISTICA 98, excepto el análisis de riesgos proporcionales, para el cual se empleó el software S-PLUS 2000.

CAPITULO IV. RESULTADOS

IV.1 Condiciones ambientales de las parcelas experimentales

Como ya se mencionó, las dos parcelas experimentales se encuentran en la porción este del talud del río Tembembe. La P1 se ubica en la parte alta de la ladera y la P2 en una parte más baja, con una distancia de aproximadamente 1000 m entre ellas, lo que ocasiona características ambientales diferentes, entre las cuales destaca el suelo. Los resultados de los perfiles realizados mostraron que el suelo de la P1 es somero (profundidad 30 cm) y presenta dos horizontes, mientras que el de la P2 es medianamente profundo (80 cm) y presenta cuatro horizontes (figura 5).



Figura 5. Perfiles de suelo: parcela uno (izquierda) y parcela 2 (derecha)

La textura al tacto de los suelos de ambas parcelas (en todos sus horizontes) es arcillo-arenosa (i.e., de 37 a 55% de arcilla y de 46 a 65% de arena). En algunos puntos localizados es franco-arcillo-arenosa, es decir aumenta el contenido de arena, mientras que en otros aumenta el contenido de arcilla. El suelo es fuertemente ácido, los contenidos de carbono y nitrógeno van de medios a altos, mientras que el de fósforo varía entre bajo y medio; este nutrimento presenta una concentración mayor en la P1 que en la P2, al igual que la concentración de potasio (media en la parcela 1 y de baja a muy baja en la parcela 2) y de calcio. El contenido del magnesio es alto en ambas parcelas, al igual que el de fierro, zinc y manganeso; la concentración de cobre es media (cuadro 1).

Cuadro 1. Principales características físicas y químicas de los suelos superficiales (<15 cm de profundidad) de la parcela uno (P1) y de la parcela dos (P2).

Variables	P1	P2	Nivel	
			P1	P2
Profundidad (cm)	30	80	Somero	Medio
Horizontes	2	4		
Textura	Arcillo arenosa	Arcillo arenosa		
pH	4.8	4.4	Fuertemente ácido	
C org (%)	4	1.3	Alto	Medio
N Kjeldahl (%)	0.12-0.26	0.09-0.22	Alto	Medio
P (ppm)	3.14	0.18	Medio	Bajo
K	0.5	0.1	Medio	Bajo
Ca	11	3.7	Alto	Bajo
Mg	6.2	2.2	Alto	Medio
Fe	240	23	Muy alto	Alto
Cu	1.8	0.4	Medio	
Zn	3	1	Alto	
Mn	54	6	Alto	

Los datos de temperatura (registrados por los HOBOS) sólo pudieron rescatarse en la P1 (uno en claro y uno bajo nodriza) ya que el sensor de la P2 fue dañado por el incendio.

Los registros muestran que el mes más caluroso fue mayo, durante el cual se registró una temperatura promedio en el sitio abierto de 24°C y bajo la nodriza de 23°C; el mes más frío fue diciembre, en el que se registraron temperaturas promedio de 17°C en ambas condiciones (figura 6). La diferencia de temperatura promedio entre el sitio abierto y bajo la nodriza (en el periodo noviembre 2003- mayo 2004) fue de 0.73°C (20.83 y 20.10°C respectivamente).

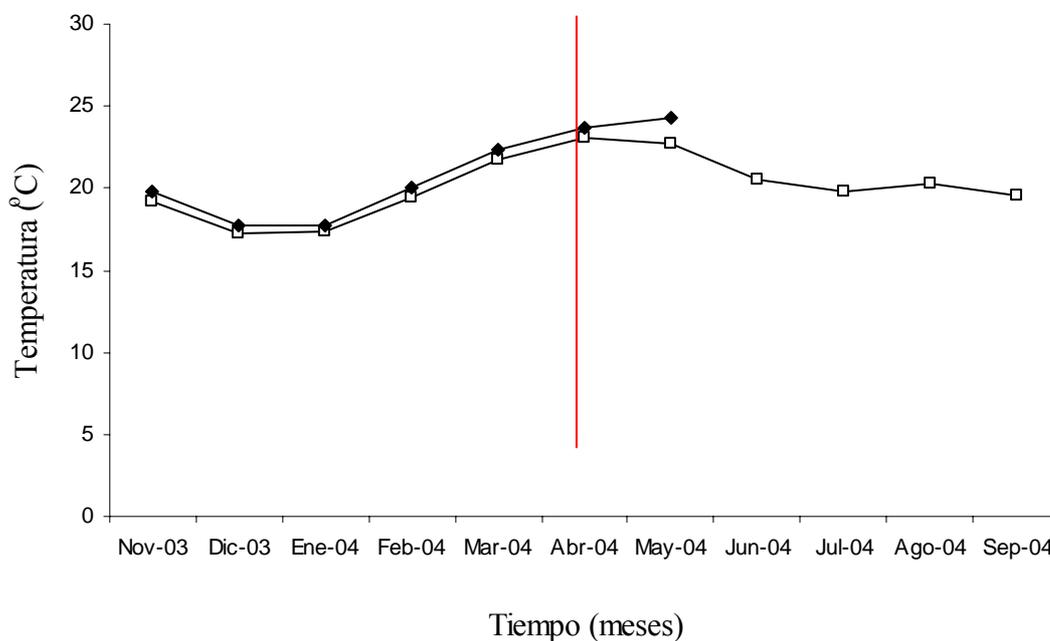


Figura 6. Temperatura promedio mensual en un sitio abierto (♦) y bajo la sombra de una planta nodriza (□) en la parcela 1. La línea vertical indica la fecha del incendio.

Las temperaturas máxima y mínima en ambas condiciones presentaron mayores diferencias en el sitio abierto que bajo nodriza (figura 7): las diferencias fueron de entre 4 y 32°C, con un promedio en el periodo noviembre-marzo de 19.54 y 19.03 en sitios abiertos y bajo nodriza respectivamente. La mayor diferencia entre temperatura máxima y mínima se presentó el día del incendio, ya que se registraron 71°C en el sitio abierto y únicamente 39°C bajo la nodriza, que no fue alcanzada por el fuego. La diferencia de 16°C encontrada en el mes de mayo fue también importante (53 y 37°C en el sitio

abierto y bajo nodriza respectivamente), aunque en ella influyeron las altas temperaturas registradas en los días posteriores al incendio. La diferencia promedio en las temperaturas máximas en el periodo noviembre-marzo fue de 4.9°C. Las temperaturas mínimas se presentaron en el mes de febrero (3.7 y 5.4°C en el sitio abierto y bajo nodriza respectivamente); la diferencia promedio en este mes fue de 1.7°C y este valor fue aproximadamente constante en los meses con registros (figura 7).

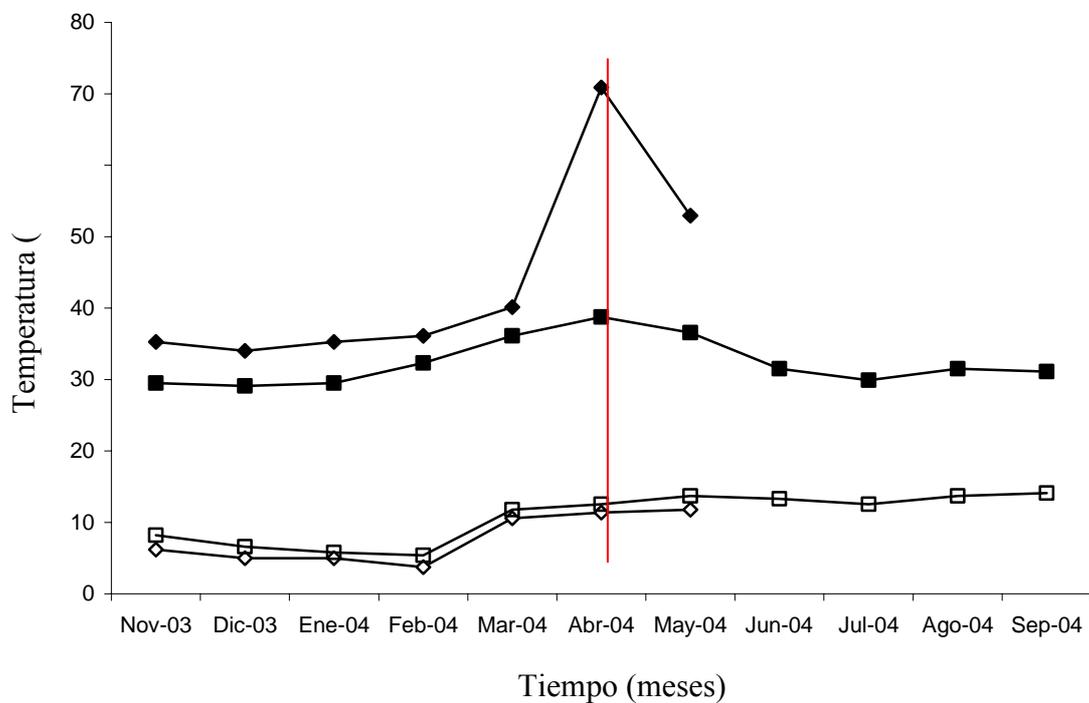


Figura 7. Temperaturas máxima y mínima (promedio mensual) en la P1: máxima (♦) y mínima (◇) en el sitio abierto, máxima (■) y mínima (□) bajo la planta nodriza. La línea vertical indica la fecha del incendio.

Debido a fallas en los sensores, la humedad relativa sólo se registró en la P1 bajo nodriza, por lo que no se reporta dicha variable.

IV. 2 Supervivencia

IV. 2.1 Supervivencia global

La supervivencia de las cuatro especies en el campo después de un año (sep 2003 - sep 2004) fue relativamente alta: la mayor fue de 64% y correspondió a *G. sepium*, mientras que la menor (36%) correspondió a *D. viscosa*; *P. dulce* y *S. humilis* presentaron valores intermedios (55% y 49% respectivamente). La supervivencia de cada especie a lo largo del periodo de estudio se muestra en la figura 8. Las cuatro especies tuvieron una supervivencia alta en los primeros 2 meses (>90%) que disminuyó ligeramente hacia el final de la época de lluvias (nov- dic), con un promedio global ligeramente superior a 85% en diciembre de 2003. En la temporada seca, particularmente en los meses con menor precipitación (marzo-mayo) se incrementó la mortalidad, por lo que la supervivencia global al inicio de la época de lluvias (junio de 2004) fue de 65%. Posteriormente (junio-septiembre) la mortalidad disminuyó y la supervivencia se estabilizó.

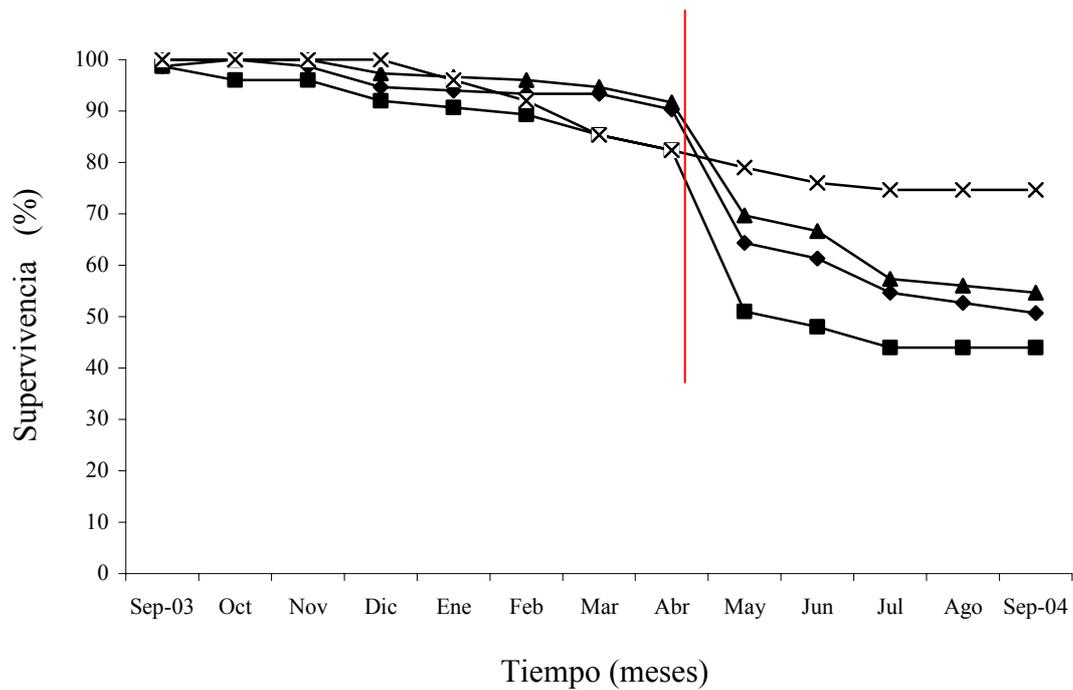


Figura 8. Supervivencia de las cuatro especies en estudio a lo largo de un año (septiembre 2003-septiembre 2004); la línea vertical señala la fecha del incendio. *S. humilis* (◆), *D. viscosa* (■), *P. dulce* (▲) y *G. sepium* (×). Se presentan los datos combinados de las dos parcelas y los dos tratamientos (con y sin nodriza) para cada especie.

IV.2.2. Efecto de la parcela en la supervivencia

En cuanto a las diferencias en la supervivencia entre parcelas, en P1 la supervivencia final (sept 04) fue similar en tres de las cuatro especies (52%), y sólo en *G. sepium* fue ligeramente mayor (64%). En la P2 la supervivencia fue más alta que en la P1 en tres especies, particularmente en *G. sepium*, y fue notablemente menor sólo en *D. viscosa* (cuadro 2). Estos datos difieren ligeramente de los promedios globales porque los primeros se obtuvieron con todos los individuos (N = 75 por especie) mientras que para la comparación entre parcelas sólo se tomaron en cuenta a los establecidos en condiciones abiertas (N = 50, 25 en cada parcela), con el fin de comparar grupos en condiciones similares.

Cuadro 2. Supervivencia final porcentual (septiembre 2004) de las cuatro especies en la parcela 1 (P1) y la parcela 2 (P2).

Especie	Supervivencia final	
	P1 %	P2 %
<i>S. humilis</i>	52	64
<i>D. viscosa</i>	52	32
<i>P. dulce</i>	52	76
<i>G. sepium</i>	64	96

IV.2.3 Efecto de las plantas nodriza en la supervivencia

El presente trabajo tenía como uno de sus objetivos determinar si la presencia de plantas nodriza favorece el establecimiento de plantas juveniles de las cuatro especies de estudio. Sin embargo, al presentarse el incendio algunos de los arbustos usados como nodrizas resultaron quemados, lo que en algunos casos ocasionó cambios en su talla (altura, cobertura) y en otros causó su muerte. Adicionalmente, algunas plantas nodrizas fueron taladas por un poblador de la zona para obtener leña, lo que ocasionó que no se pudiera cumplir con el objetivo planteado. A pesar de ello, se analizaron los datos de supervivencia de las plantas experimentales hasta antes de la fecha del incendio con el objeto de evaluar si hasta esa fecha la presencia / ausencia de una nodriza afectó la supervivencia.

La comparación de la supervivencia entre las plantas establecidas bajo la sombra de plantas nodrizas y las transplantadas en condiciones abiertas hasta antes del incendio (marzo) no permite detectar un efecto claro de las nodrizas, ya que la mortalidad entre septiembre de 2003 y marzo de 2004 fue muy similar en ambas condiciones (cuadro 3).

En dos especies, *S. humilis* y *D. viscosa*, la mortalidad fue igual en ambas condiciones, y en *P. dulce* y *G. sepium* las diferencias fueron muy pequeñas, menores al 5%. Diez de las catorce plantas murieron en los meses de febrero y marzo, los más secos, pero ni la mortalidad total ni por especie fueron mayores en sitios abiertos que bajo nodrizas.

Cuadro 3. Mortalidad de plantas de las cuatro especies de estudio entre septiembre de 2003 y marzo de 2004 (parcela 1, N = 25 plantas por condición por especie). Se presenta el número de plantas muertas y entre paréntesis el porcentaje que este representa con respecto al total por especie (N = 25).

Especie	Mortalidad	
	Con nodriza	Sin nodriza
<i>S. humilis</i>	1 (4%)	1(4%)
<i>D. viscosa</i>	2 (8%)	2 (8%)
<i>P. dulce</i>	1 (4%)	0
<i>G. sepium</i>	4 (16%)	3 (12%)

IV.2.4 Efecto del fuego en la supervivencia

Con base en el criterio del estado de la etiqueta de cada planta (ver métodos) se estimó que en la P1 el fuego alcanzó al 87% de las plantas, mientras que en la P2 únicamente al 36%, lo que muestra que en la segunda el incendio tuvo menor extensión. En total, resultaron dañadas 70% de las plantas: *S. humilis* registró la menor proporción de plantas quemadas (59%), mientras que la especie con mayor porcentaje de individuos quemados fue *G. sepium* (79%); *D. viscosa* y *P. dulce* presentaron valores intermedios (71 y 73% respectivamente). Los datos muestran también que el incendio fue más homogéneo en la P1, ya que todas las especies presentaron un daño similar (82-100% de los individuos de cada especie, cuadro 4), mientras que en la P2 el daño fue más variable entre especies, resultando más afectada *G. sepium* (72%), mientras que menos del 10% de las plantas de *S. humilis* fueron alcanzadas por el fuego.

Cuadro 4. Porcentaje de plantas quemadas de las cuatro especies de estudio en la parcela 1 (P1) y la parcela 2 (P2).

Especie	Plantas quemadas	
	P1	P2
	%	%
<i>S. humilis</i>	84	8
<i>D. viscosa</i>	94	24
<i>P. dulce</i>	100	40
<i>G. sepium</i>	82	72

A pesar de lo anterior, al final del periodo de estudio el incendio no causó diferencias importantes en la supervivencia: en *S. humilis*, *P. dulce* y *G. sepium* las diferencias en supervivencia entre plantas quemadas y no quemadas no rebasaron el 5%; sólo en el caso de *D. viscosa* se presentó una diferencia mayor, pero la supervivencia de los individuos quemados fue superior a la de los no quemados (cuadro 5). Las pruebas de χ^2 realizadas para establecer si hubo una asociación entre el fuego y la mortalidad mostraron que ésta fue significativa en dos de las cuatro especies: *S. humilis* ($\chi^2 = 5.86$ g. l. = 1, $P = 0.015$) y *D. viscosa* ($\chi^2 = 15.49$ g.l. = 1 $P < 0.001$). En ambas la supervivencia de los individuos quemados fue mayor que la de los no quemados (cuadro 5), pero la magnitud de la diferencia fue mucho mayor en la segunda especie. En *P. dulce* y *G. sepium* no se encontró una asociación significativa entre ambas variables.

Cuadro 5. Supervivencia final (septiembre 2004) de individuos quemados y no quemados de las cuatro especies analizadas. La P que se presenta junto a los datos de *S. humilis* y *D. viscosa* representa una asociación significativa entre el fuego y la mortalidad en estas dos especies.

Especie	Supervivencia	
	No quemados	Quemados
	%	%
<i>S. humilis</i>	47	51 ($P = 0.015$)
<i>D. viscosa</i>	14	64 ($P < 0.001$)
<i>P. dulce</i>	68	67
<i>G. sepium</i>	69	69

Los resultados del análisis de riesgos proporcionales, que evaluó la significancia de los factores especie (cuatro especies), fuego (dos categorías: quemado y no quemado) y sitio (parcelas: P1 y P2) en la supervivencia (“tiempo de falla”) se muestran en el cuadro 6. Debido a que las observaciones de campo sugerían diferencias en la intensidad y extensión del fuego entre las parcelas, así como un efecto diferencial del fuego entre especies, se probó un modelo que incluyera las interacciones especie \times fuego y fuego \times parcela. El riesgo en cada caso se evaluó con relación a un valor que se tomó como línea basal o punto de comparación (riesgo = 0); en este caso esta línea basal correspondió al riesgo de *S. humilis* en ausencia de fuego y en la parcela 1. Los resultados mostraron un riesgo significativamente mayor para *D. viscosa* ($e^{\beta} = 1.67$, i.e., riesgo 67% mayor que el de la línea basal), y uno significativamente menor ($e^{\beta} = 0.72$, i. e., riesgo 28% menor) para *G. sepium*; en el caso de *P. dulce* el riesgo fue menor que el de la línea basal (18%), pero no alcanzó a ser significativo ($P = 0.091$). El efecto de la parcela fue significativo, con un menor riesgo global en la P2 respecto a P1, que se tomó como base; y el fuego también tuvo un efecto significativo: en conjunto las plantas quemadas tuvieron un riesgo de muerte menor (29%) que las no quemadas.

La interacción fuego \times especie fue significativa y mostró que el fuego provocó un descenso en el riesgo en *D. viscosa* (-40%), mientras que no afectó significativamente el riesgo de *P. dulce* y *G. sepium*. La interacción fuego-parcela fue globalmente significativa (cuadro 6).

Cuadro 6. Resultado del análisis de riesgos proporcionales del efecto de la especie, el fuego, el sitio (parcela), y las interacciones especie - fuego y fuego – parcela en el tiempo de supervivencia (“tiempo de falla”).

Variable	β	Error estándar	Riesgo relativo (e^{β})	(e^{β}) inferior	(e^{β}) superior	Z
<i>arcosa</i>	0.52	0.16	1.67	1.22	2.30	3.21
<i>lce</i>	-0.20	0.12	0.82	0.65	1.03	-1.69
<i>oium</i>	-0.33	0.11	0.72	0.58	0.90	-3.03
<i>ego</i>	-0.34	0.17	0.71	0.51	1.00	-1.98
<i>rcela</i>	-0.68	0.17	0.50	0.37	0.70	-4.10
<i>visc</i>	-0.50	0.16	0.60	0.44	0.83	-3.15
<i>lce</i>	0.13	0.12	1.14	0.90	1.44	1.06
<i>ego</i>	0.15	0.11	1.16	0.94	1.43	1.38

ego

ego

0.66 0.17 1.94 1.40 2.68 3.97

rcela

ciente de verosimilitud (Likelihood ratio test statistic) = 46.9, g. l. 9, $P < 0.001$

En la mayor parte de los individuos quemados, así como en algunos que parecían deshidratados al final de la temporada seca, el crecimiento se reinició con las lluvias (junio de 2004) a partir de rebrotes producidos en la base del tallo. Aunque todas las especies mostraron capacidad de rebrotar, la mejor respuesta se observó en *P. dulce* y la que rebrotó menos fue *S. humilis* (cuadro 7). Sin embargo, esta última pudo rebrotar cuando el tallo aparentemente ya se había secado, mientras que en el resto de las especies esta respuesta fue menor cuando los tallos se secaron que cuando se quemaron. La asociación entre capacidad de rebrote y fuego se analizó mediante pruebas de χ^2 , las cuales mostraron una asociación positiva en dos de las cuatro especies: *P. dulce* ($\chi^2 = 10.54$ g. l.=1 $P = 0.001$) y *D. viscosa* ($\chi^2 = 4.15$ g. l.=1 $P = 0.05$); en esta última la asociación fue marginalmente significativa; ambas rebrotaron más en presencia que en ausencia de fuego. En el caso de *G. sepium*, no se pudo realizar la prueba porque el tamaño de muestra fue pequeño (hubo muy pocos individuos no quemados $N = 5$), pero los datos porcentuales muestran la misma tendencia (cuadro 5).

Cuadro 7. Capacidad de rebrotar (%) de las cuatro especies de estudio en respuesta al fuego (Q) y a la muerte de la parte aérea por otras causas (NQ), como sequía o depredación.

Especie	Capacidad de rebrotar	
	Q	NQ
	%	%
<i>S. humilis</i>	45	57
<i>D. viscosa</i>	65	38
<i>P. dulce</i>	69	26
<i>G. sepium</i>	61	28

IV.2.5 Efecto de la herbivoría en la supervivencia

La herbivoría por roedores y lagomorfos fue un factor importante que causó decrementos en la supervivencia y el crecimiento de los individuos experimentales; las plantas fueron atacadas durante la época seca y en algunos casos el ataque fue tan severo que la planta fue eliminada por completo. La especie más afectada por la herbivoría fue *G. sepium*: en la P1 los roedores atacaron al 88% de las plantas, y en la P2 al 16%. Las otras tres especies también sufrieron más ataques en la P1 que en la P2, pero el daño y la proporción de plantas atacadas fueron mucho menores que en la primera especie. El número de individuos atacados en cada parcela así como el porcentaje respectivo se presentan en el cuadro 8. Adicionalmente, se observó el ataque por hormigas, que consumieron las hojas de algunos individuos de *D. viscosa* durante la temporada seca. Cabe aclarar que ésta es la única especie que conserva el follaje en dicha temporada.

Cuadro 8. Número y porcentaje de individuos de cada especie atacados por roedores y lagomorfos en las parcelas experimentales. N inicial: P1 = 50 individuos por especie, P2 =25.

Especie	Individuos atacados			
	P1		P2	
	N	%	N	%
<i>S. humilis</i>	18	36	3	12

<i>D. viscosa</i>	13	26	2	8
<i>P. dulce</i>	11	22	2	8
<i>G. sepium</i>	44	88	4	16

IV.3 Crecimiento

IV.3.1 Efecto del fuego en el crecimiento

Altura - Inicialmente (octubre 2003) se registró un ligero incremento en la altura de los individuos plantados, seguido por decrementos –de distinta magnitud según la especie– durante la época seca (diciembre-mayo). Durante la siguiente temporada de lluvias (junio-septiembre 2004) se reinició el crecimiento, sin embargo en ninguna de las cuatro especies se recuperó la altura promedio inicial (figura 9).

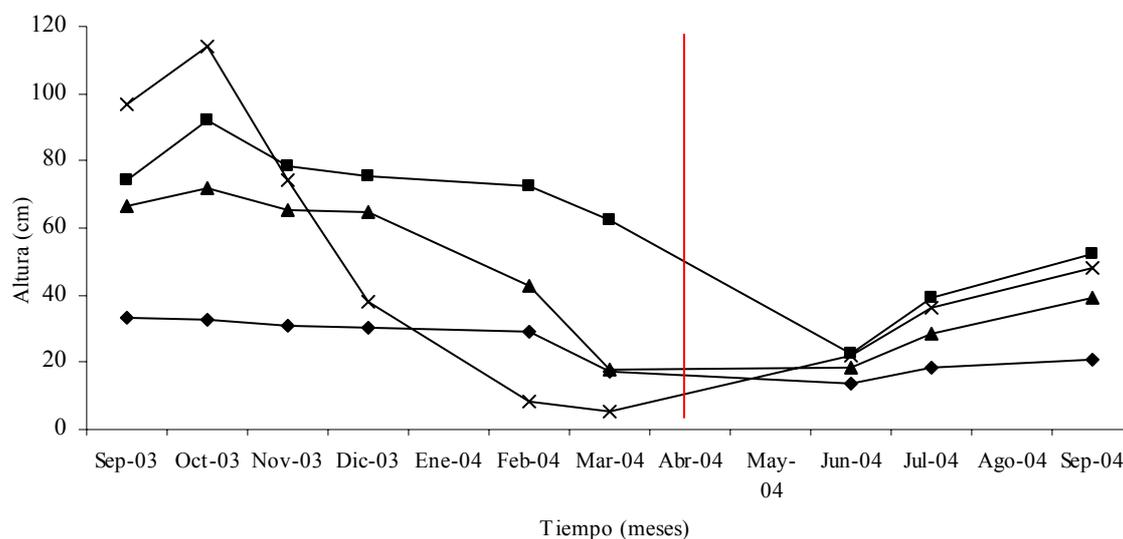


Figura 9. Altura promedio de los individuos de las cuatro especies de estudio durante el periodo de observación: *S. humilis* (◆), *D. viscosa* (■), *P. dulce* (▲) y *G. sepium* (×). N = 75 por especie (incluye a las plantas de las dos parcelas). La línea vertical indica la fecha del incendio.

Aunque cabría esperar que el decremento en la altura de las plantas se debiera al fuego, que quemó la parte aérea de una alta proporción de las plantas, la altura comenzó a disminuir antes del incendio (29 abril), a partir del inicio de la temporada seca (figura 9). Esta disminución fue particularmente notable en *G. sepium* y se debió principalmente a la pérdida de la corteza en la parte basal del tallo consumida por los roedores y lagomorfos. En el resto de las especies el descenso en la altura se debió a la sequía, que causó la muerte del ápice del tallo, particularmente en *P. dulce* y *S. humilis*. *D. viscosa* presentó los menores decrementos por la sequía. Esta pérdida de altura se pudo ver agravada por el incendio, sin embargo, el análisis de varianza realizado sobre la diferencia entre las alturas inicial y final mostró un efecto significativo de la especie, pero no del fuego, en esta variable (cuadro 9).

Cuadro 9. Resultados del análisis de varianza del efecto de la especie y el fuego en el crecimiento en altura de las plántulas durante el periodo de estudio

	F	g. l.	P
Especie	22.34	3	<0.001
Fuego	0.0004	1	0.983
E x F	1.17	3	0.323
Error		178	

Al analizar con más detenimiento los cambios en la altura de las plantas de las distintas especies se puede apreciar que, en general, las plantas quemadas tuvieron alturas finales promedio ligeramente menores que las no quemadas (figura 10); esta diferencia fue mayor en *D. viscosa* (≈ 10 cm) y muy ligera en *S. humilis* y *P. dulce*. La única excepción fue *G. sepium*, cuya altura final fue mayor entre los individuos que se quemaron (51 cm) que en los que no se quemaron (figura 10), pero debe recordarse que en esta especie

se combinó el efecto del fuego y de la depredación de la corteza en las reducciones en la altura observadas.

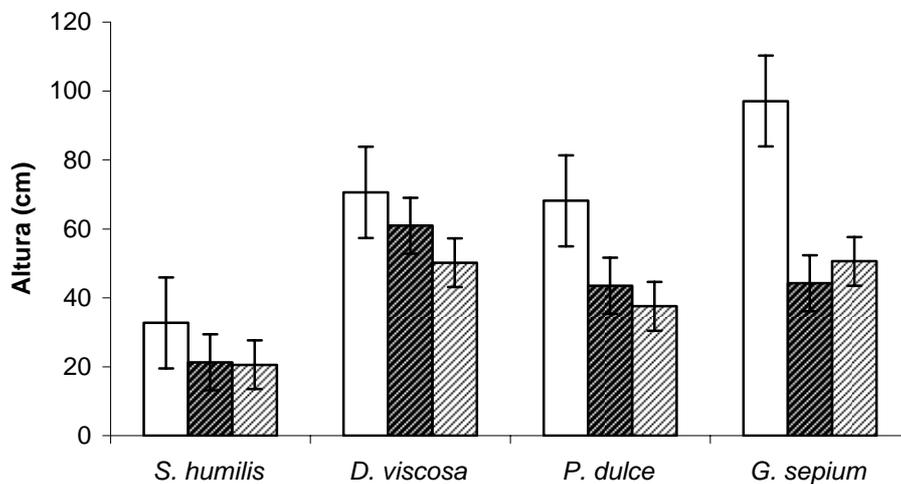


Figura 10. Alturas promedio \pm e.e. iniciales (blanco) y finales de los individuos no quemados (diagonales negro) y quemados (diagonales gris) de las plantas de las cuatro especies de estudio.

Área basal - Al igual que la altura, el área basal de las plantas de las cuatro especies aumentó durante los primeros tres meses y disminuyó durante la temporada seca (enero-mayo; figura 11). Sin embargo, en la siguiente temporada de lluvias se presentó crecimiento del tallo, de forma que al final del periodo de estudio las cuatro especies presentaron valores promedio de área basal mayores que los iniciales (cuadro 10). El incremento mayor correspondió a *G. sepium* y el menor a *S. humilis*. Aunque en las cuatro especies se registraron incrementos, cabe notar que también aumentó la variabilidad del área basal, lo que muestra que este crecimiento no fue homogéneo, sino que unas plantas crecieron mucho más que otras. Esta variabilidad se incrementó más notoriamente en *D. viscosa* y *P. dulce* (cuadro 10).

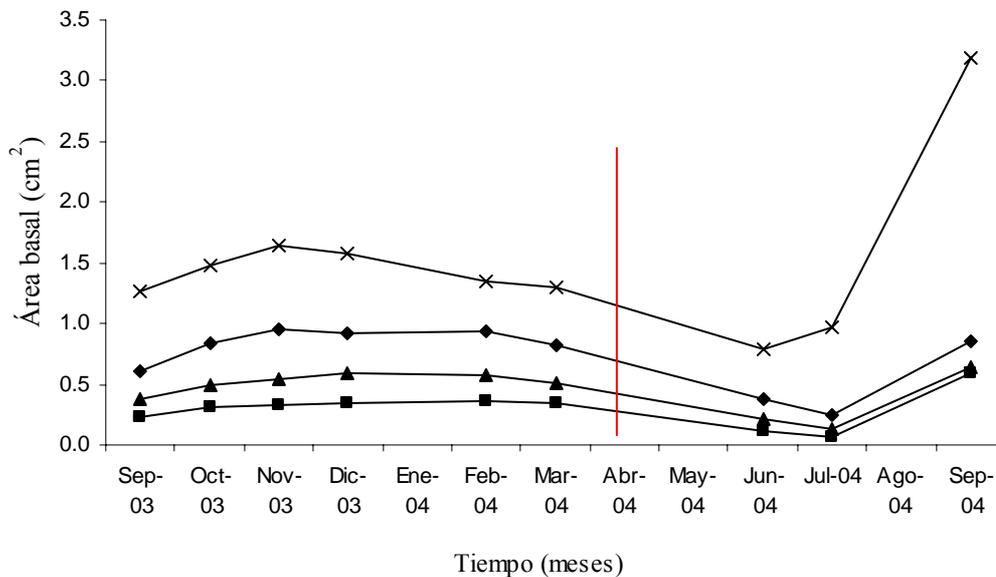


Figura 11. Área basal promedio de las plantas de las cuatro especies durante el periodo de estudio *S. humilis* (♦), *D. viscosa* (■), *P. dulce* (▲) y *G. sepium*. (×). N = 75 por especie (incluye a las plantas de las dos parcelas). La línea vertical indica la fecha del incendio.

El análisis de varianza sobre el incremento en área basal de los individuos mostró un efecto significativo de la especie ($F = 39.7$, g. l. 3, $P < 0.001$) y del fuego ($F = 20.6$, g. l. 1, $P = 0.001$), pero no de la interacción entre estas variables ($F = 0.18$, g. l. 3, $P = 0.91$).

Cuadro 10. Área basal promedio \pm e.e. inicial (sep. 03) y final (sep. 04) de las plantas de las cuatro especies en estudio (N = 75 plantas por especie).

Especie	Área basal	
	Inicial (cm ²)	Final (cm ²)
<i>S. humilis</i>	0.61 \pm 0.042	0.86 \pm 0.095
<i>D. viscosa</i>	0.23 \pm 0.012	0.60 \pm 0.093
<i>P. dulce</i>	0.38 \pm 0.027	0.65 \pm 0.104
<i>G. sepium</i>	1.22 \pm 0.063	3.18 \pm 0.200

El área basal final de los individuos quemados fue similar a la inicial en *S. humilis*, mientras que los no quemados en promedio duplicaron su área basal, aunque la variabilidad fue alta (figura 12). En *D. viscosa* el área basal aumentó al cabo de un año en ambos grupos y también fue mayor en los no quemados que en los quemados. En *P.*

dulce los individuos quemados apenas recuperaron sus valores iniciales de área basal y en los no quemados se presentó un aumento importante, de más del doble del valor inicial. Por último, en *G. sepium* se presentaron los mayores incrementos en área basal, tanto en las plantas no quemadas como en las quemadas (figura 12). En resumen, en todas las especies se registraron aumentos del área basal promedio después de un año; este crecimiento difirió entre especies pero fue siempre mayor en las plantas no quemadas que en las quemadas.

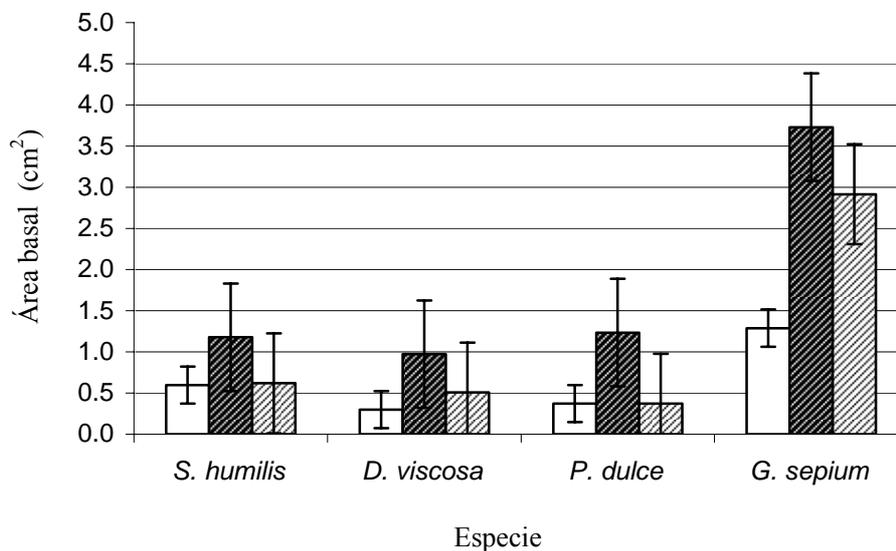


Figura 12. Área basal promedio \pm e. e. inicial (blanco) y final de los individuos no quemados (diagonales negro) y quemados (diagonales gris) de las plántulas de las cuatro especies de estudio.

Cobertura –Tres de las cuatro especies presentaron una disminución en la cobertura en el primer mes, seguida de un ligero incremento que se mantuvo hasta el mes de noviembre (figura 13). Los valores más bajos de cobertura se presentaron en marzo y abril, cuando la mayoría de las especies había perdido el follaje, y aumentaron durante la siguiente época de lluvias; el incremento más notable en este periodo se presentó en *G. sepium*.

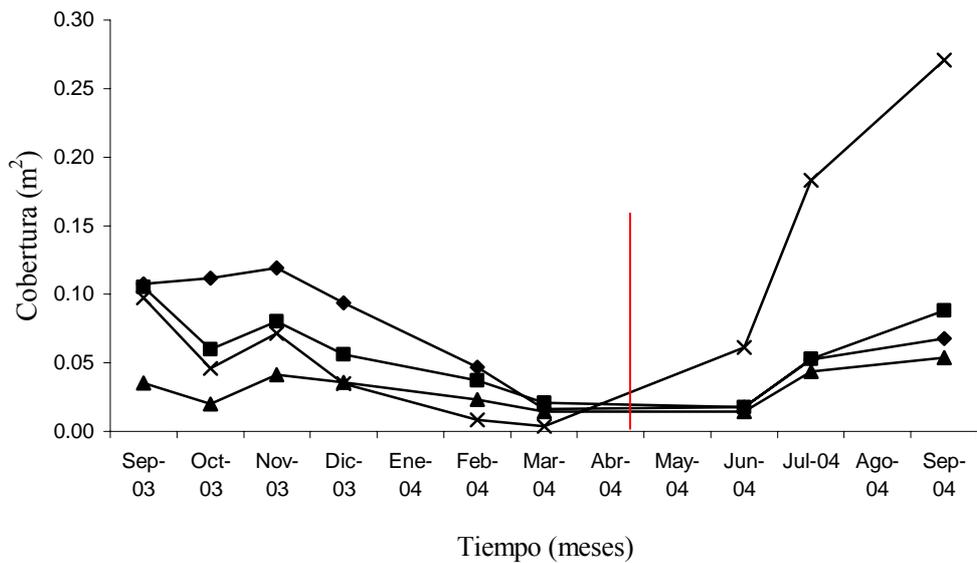


Figura 13. Cobertura promedio de las cuatro especies de estudio durante el periodo de estudio (sept 03 – sept 04). *S. humilis* (♦), *D. viscosa* (■), *P. dulce* (▲) y *G. sepium* (×). N = 75 por especie (incluye a las plantas de las dos parcelas). La línea vertical indica la fecha del incendio.

El análisis de varianza sobre el incremento en cobertura de los individuos mostró un efecto significativo de la especie ($F = 30.4$, g. l. 3, $P < 0.001$), pero no del fuego ($F = 0.82$, g. l. 1, $P = 0.37$) ni de la interacción entre ambos ($F = 1.1$, g. l. 1, $P = 0.36$). La cobertura de *G. sepium* mostró mayores incrementos en relación con la de las otras tres especies, mientras que en *P. dulce* se registró un incremento muy ligero y en *S. humilis* y *D. viscosa* se registraron decrementos en la cobertura al cabo de un año (figura 14).

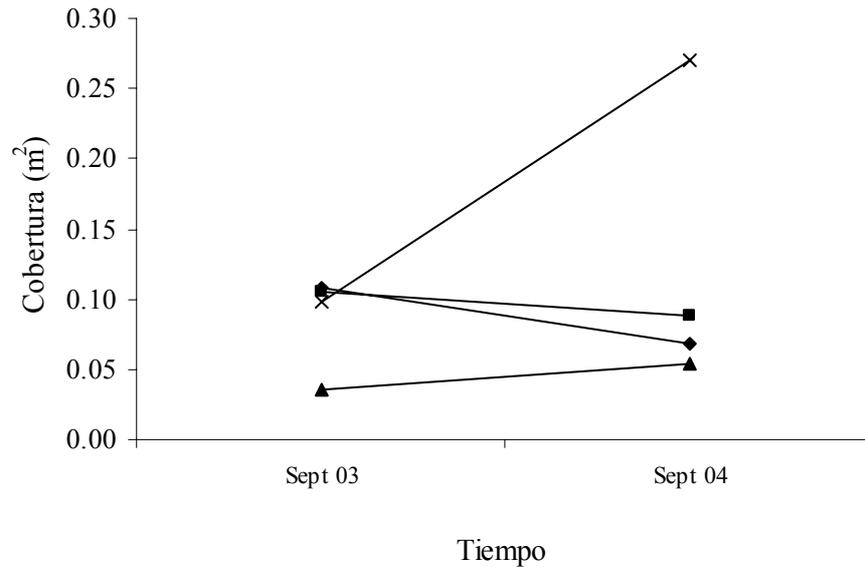


Figura 14. Valores promedio de la cobertura inicial (Sept 03) y final (Sept 04) de las plantas de las cuatro especies de estudio: *S. humilis* (◆), *D. viscosa* (■), *P. dulce* (▲) y *G. sepium* (×). N = 75 por especie (incluye a las plantas de las dos parcelas).

Aunque el análisis no mostró un efecto significativo del fuego, la comparación de los valores finales de cobertura de los individuos quemados y los no quemados (N = 75 por especie) mostró que en *S. humilis* y *D. viscosa* los valores finales fueron ligeramente menores en los individuos no quemados que en los quemados (figura 15 A y B), mientras que en *G. sepium* los valores de ambos grupos fueron muy similares. *P. dulce* fue la única especie en que la cobertura de los individuos no quemados fue muy superior (casi del doble) que la de los quemados (figura 15 C).

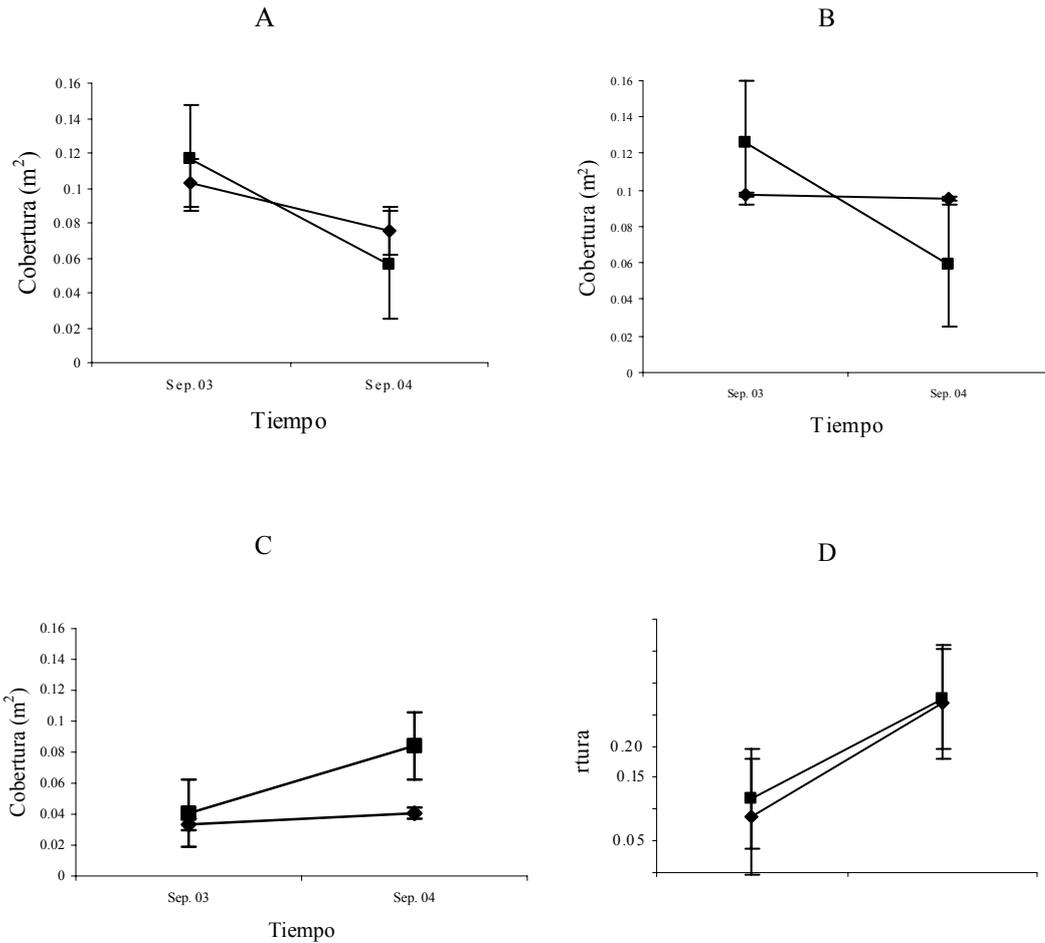


Figura 15. Valores promedio iniciales y finales de cobertura: A) *S. humilis*, B) *D. viscosa*, C) *P. dulce* y D) *G. sepium*, individuos quemados (◆) y no quemados (■). Nótese el cambio de escala en la gráfica de *G. sepium*.

IV.3.2 Efecto combinado del sitio y el fuego

Como se explicó antes, aunque las dos parcelas experimentales comparten características como forma, exposición y cobertura vegetal (pasto), difieren en otras, principalmente la profundidad del suelo (figura 5) y en menor medida la pendiente. Debido a que el incendio no afectó de manera similar a las dos parcelas (fue más extensivo y probablemente más intenso en la P1), no fue posible analizar si las diferencias entre las parcelas se traducían en diferencias en el crecimiento de cada especie de manera independiente del fuego. Por ello, en tres especies se separaron los

individuos de cada parcela en dos grupos, quemados y no quemados, y se realizaron análisis de varianza para intentar discernir el efecto del fuego y del sitio (parcela) en su crecimiento. En *P. dulce* no fue posible realizar este análisis debido a que en una parcela (P1) todos los individuos se quemaron (cuadro 3). Para estos análisis se tomaron en cuenta sólo a los 25 individuos que se habían sembrado en condiciones expuestas en cada parcela, con el fin de contar con un tamaño de muestra similar. Los resultados de estos análisis se presentan en el cuadro 11.

Swietenia humilis fue la única especie en que se presentó un efecto significativo de la parcela y de la interacción parcela-fuego en la diferencia entre los valores finales y los iniciales de altura y área basal de los individuos (cuadro 11). En *G. sepium* también se presentó un efecto significativo de la parcela y de la interacción parcela-fuego en el área basal, mientras que en *D. viscosa* únicamente se presentó un efecto significativo de la parcela en la cobertura.

Cuadro 11. Resultados de los análisis de varianza del efecto del fuego (F), la parcela (P) y la interacción entre ellos (F x P) en las tres variables de crecimiento (medidas como la diferencia entre el tamaño final – inicial) registradas para cada especie.

		Altura		Área basal		Cobertura	
		F	P	F	P	F	P
<i>S. humilis</i>	Fuego	0.001	0.986	0.603	0.441	0.634	0.430
	Parcela	4.833	0.033	5.002	0.030	0.002	0.968
	F × P	5.115	0.028	10.517	0.002	0.280	0.599
<i>D. viscosa</i>	Fuego	1.849	0.180	0.782	0.381	0.120	0.731
	Parcela	0.340	0.563	0.157	0.694	7.625	0.008
	F × P	1.698	0.199	0.001	0.996	1.591	0.213
<i>G. sepium</i>	Fuego	0.243	0.624	0.946	0.336	1.060	0.309
	Parcela	0.902	0.347	14.480	0.001	0.503	0.482
	F × P	0.486	0.489	4.138	0.048	1.558	0.218

En *S. humilis* las diferencias, tanto en altura como en área basal, se presentaron entre los individuos no quemados de la P2 y el resto de los individuos, que registraron decrementos de magnitud variable (cuadro 12), lo que es un indicio de que esta especie creció mejor en la P2 en ausencia de fuego.

Cuadro 12. Diferencia promedio (valor final – inicial) en altura y área basal de los individuos de *S. humilis*. Los tratamientos son: no quemados, parcela 1 (NQP1); no quemados, parcela 2 (NQP2); quemados, parcela 1 (QP1); y quemados, parcela 2 (QP2). Letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo a una prueba post hoc de Duncan.

Tratamiento	Δ Altura (cm)	Δ Área basal (cm²)
NQ P2	-13.13 ^a	0.86 ^a
Q P1	-22.75 ^b	-0.04 ^b
NQ P1	-23.85 ^b	-0.14 ^b
Q P2	-27.14 ^{bc}	-0.33 ^b

En *G. sepium* las diferencias más importantes en el área basal se presentaron entre parcelas, pues en general en la P2 los incrementos en área basal fueron mayores que en la P1 (cuadro 13); sólo en los individuos no quemados de la P1 se registró un decremento.

Cuadro 13. Diferencia promedio (valor final – inicial) en área basal de los individuos de *G. sepium*. Los tratamientos son: no quemados, parcela 1 (NQP1); no quemados, parcela 2 (NQP2); quemados, parcela 1 (QP1); y quemados, parcela 2 (QP2). Letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo a una prueba post hoc de Duncan.

Tratamiento	Δ Área basal (cm²)
NQ P2	2.46 ^a
Q P2	1.83 ^{ab}
Q P1	0.80 ^b
NQ P1	-0.96 ^b

En *D. viscosa* el efecto de la parcela en la cobertura fue significativo y se debió a que los individuos de la P2 presentaron mayores decrementos en esta variable que los de la P1 (cuadro 14).

Cuadro 14. Diferencia promedio (valor final – inicial) en cobertura de los individuos de *D. viscosa*. Los tratamientos son: no quemados, parcela 1 (NQ P1); no quemados, parcela 2 (NQ P2); quemados, parcela 1 (Q P1); y quemados, parcela 2 (Q P2). Letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo a una prueba post hoc de Tukey.

Tratamiento	Δ Cobertura (cm²)
NQ P1	-18.5 ^a
Q P1	-295.1 ^a
Q P2	-748.3 ^{ab}
NQ P2	-1233.9 ^b

IV.3.3 Efecto de las nodrizas

La pérdida de las nodrizas por las razones antes mencionadas ocasionó que esta parte del estudio quedara inconclusa, pero al igual que en el caso de la supervivencia se presentan los análisis realizados sobre los datos obtenidos durante el periodo en que se contó con las plantas nodriza (septiembre 2003 – marzo 2004). Se realizó un análisis de varianza del efecto de la especie y la nodriza en cada una de las variables de crecimiento (cuadro 15). Los resultados muestran que se presentó un efecto significativo de la especie y la presencia de nodriza en la altura y el área basal, mientras que en la cobertura se observó un efecto significativo de la especie, la nodriza y la interacción entre ambos factores.

Cuadro 15. Resultados de los análisis de varianza del efecto de la especie (E), la nodriza (N) y la interacción (E x N) en las tres variables de crecimiento (valor final inicial) registradas para cada especie.

		F	P
Altura	Especie	95.48	<0.001
	Nodriza	17.60	<0.001
	E x N	2.43	0.067
Área basal	Especie	4.08	0.008
	Nodriza	7.95	0.005
	E x N	0.94	0.420
Cobertura	Especie	12.71	<0.001
	Nodriza	34.33	<0.001
	E x N	7.51	<0.001

Las pruebas *post hoc* permitieron determinar que las diferencias en altura se debieron a que en tres de las cuatro especies las plantas que se encontraban en condiciones abiertas (sin nodriza) decrecieron más que las que se encontraban bajo nodrizas; aunque la magnitud del decremento varió dependiendo de la especie, la interacción entre ambos factores no fue significativa dado que las tendencias fueron similares en todas las especies, aunque se observó que en *G. sepium* los valores de altura de las plantas con y sin nodriza fueron prácticamente iguales (cuadro 16).

Cuadro 16. Diferencia en altura (cm) de las cuatro especies de estudio (valor final – inicial), durante el periodo septiembre 2003 – marzo 2004.

Especie	c/ nodriza	s/ nodriza
<i>S. humilis</i>	-3.2	-31.1
<i>D. viscosa</i>	-2.2	-17.9
<i>P. dulce</i>	-43.0	-68.1
<i>G. sepium</i>	-96.6	-96.4

Respecto al área basal, las plantas transplantadas bajo nodrizas crecieron menos que las de sitios abiertos, aunque la diferencia entre ambos tratamientos fue mínima pero estadísticamente significativa (cuadro 17).

Cuadro 17. Diferencia en área basal (cm²) de las cuatro especies de estudio (valor final – inicial), durante el periodo septiembre 2003 – marzo 2004.

Especie	c/nodrizas	s/nodrizas
<i>S. humilis</i>	0.34	0.41
<i>D. viscosa</i>	0.11	0.16
<i>P. dulce</i>	0.02	0.17
<i>G. sepium</i>	-0.21	-0.01

En el caso de la cobertura, las plantas de tres de las cuatro especies decrecieron más cuando se encontraron bajo nodrizas en comparación con las que estuvieron sin nodrizas; en el caso de *D. viscosa* y *G. sepium* las diferencias en los decrementos fueron importantes (aproximadamente 1000 cm²; cuadro 18).

Cuadro 18. Diferencia en cobertura (cm²) de las cuatro especies de estudio (valor final – inicial), durante el periodo septiembre 2003 – marzo 2004.

Especie	c/nodrizas	s/nodrizas
<i>S. humilis</i>	-937.8	-999.6
<i>D. viscosa</i>	-1112.7	-431.0
<i>P. dulce</i>	-517.8	-179.7
<i>G. sepium</i>	-1505.7	-493.4

CAPÍTULO V. DISCUSIÓN

El objetivo principal de este trabajo fue conocer el desempeño, en términos de supervivencia y crecimiento, de cuatro especies arbóreas al ser introducidas en un pastizal degradado, con la finalidad de evaluar su posible uso extensivo en un programa de restauración en el noroeste de Morelos. Este proyecto pretende hacer un seguimiento a largo plazo de dichas plantas; en este estudio se presentan los resultados sólo del primer año posterior al trasplante.

Las parcelas empleadas se encuentran en terrenos de la comunidad indígena de Cuentepec, en los cuales pasta ganado vacuno tanto de esta comunidad como de Ahuatenco, poblado situado al norte de Cuentepec (Paz, 2005). A pesar de que las parcelas se cercaron, no se logró evitar del todo el impacto de algunas actividades realizadas por los pobladores, como el incendio (provocado) que se extendió al interior de las parcelas y no fue un factor considerado inicialmente en el diseño experimental; sin embargo, a raíz de que se presentó dicho evento se decidió incorporarlo al análisis. Afortunadamente pudo evaluarse su impacto en cada planta, lo que permitió comparar la respuesta de cada especie. Por otro lado, tampoco se pudo evitar la extracción de leña en una de las parcelas experimentales, lo que llevó a la pérdida de los arbustos empleados como nodrizas e impidió cubrir adecuadamente el objetivo inicial de evaluar el efecto de las nodrizas en el desempeño de las plantas.

Las plantas sembradas fueron producidas a partir de semillas germinadas en vivero en enero de 2003. Los individuos de *G. sepium* se podaron aproximadamente a los cuatro meses después de la germinación, para controlar su tamaño, debido a su rápido crecimiento (información proporcionada por el personal del vivero). Sin embargo, la

altura inicial de estas plantas (≈ 90 cm) fue mayor que la de las otras tres especies (entre 25 y 60 cm) a pesar de que todas tenían la misma edad (6-7 meses) al ser trasplantadas en campo.

V.1 Supervivencia

En general, los sitios perturbados suelen tener una baja cobertura vegetal, por lo que en ellos se registra alta radiación solar y altas temperaturas, con la consiguiente pérdida de humedad del suelo. Este fenómeno, que se agudiza en los ambientes con un patrón estacional de la lluvia, como la zona de estudio, explica que la mayor mortalidad de las plantas se presentara en los meses con menor lluvia (marzo-mayo). Otros trabajos han reportado una alta mortalidad de plantas trasplantadas en sitios perturbados durante la temporada seca (Bonfil y Soberón, 1999; Bonfil *et al.*, 2000; Blanco, 2005; Tobón, 2005). En nuestra misma zona de estudio, Galindo (2006) reportó una supervivencia anual de 67% y 50% para *Acacia cochliacantha* e *Ipomoea wolcottiana* respectivamente, cifras similares a las encontradas en este caso, aunque se emplearon plantas más jóvenes (i.e., dos meses de edad). Al igual que en este estudio, la mayor mortalidad de las especies estudiadas por Galindo (2006) se concentró en la temporada seca. Otros trabajos han reportado cifras de supervivencia más altas para otras especies trasplantadas en zonas de SBC; por ejemplo, en La Montaña de Guerrero, Cervantes y colaboradores (2001) reportaron porcentajes de supervivencia de entre 40 y 95% para doce especies de leguminosas nativas (16 meses después de establecida la plantación) mientras que en Chamela (Jalisco) González (2002) reportó promedios de 85-95%, 14 meses después de trasplantar 39 especies en parcelas experimentales.

Existen algunos reportes sobre el desempeño, en plantaciones experimentales, de las especies usadas en el presente trabajo. En la región de Chamela, Burgos (2004) reportó una supervivencia de 60 - 80% en plantas de *S. humilis* plantadas en condiciones naturales y con mejoras edáficas respectivamente (ambos tratamientos con protección para excluir a los herbívoros), mientras que González (2002) encontró una supervivencia superior al 90% y 95% en plantas de *S. humilis* y *P. dulce* (sin ningún tratamiento de protección o mejora edáfica) en la misma zona. La supervivencia de estas especies fue menor en nuestro estudio (49% en *S. humilis* y 55% en *P. dulce*), debido probablemente a las condiciones poco favorables del suelo (que propician el estancamiento de agua de lluvia), así como a una mayor incidencia de herbívoros. En el trabajo de Burgos (2004) las mejoras edáficas, que consistieron en retirar piedras y material grueso de una capa de suelo de 20 cm de profundidad y agregar hojarasca fragmentada de una SBC no perturbada, incrementaron la supervivencia, pero sin ellas los porcentajes que reporta no son muy diferentes de los que se registraron en este estudio.

En cuanto a la variación entre parcelas (o sitios), la supervivencia final en tres de las cuatro especies fue ligeramente mayor en la P2 que en la P1, con excepción de *D. viscosa*, que tuvo menor mortalidad en esta última (cuadro 2). Estas diferencias pueden atribuirse a varios factores: a) la topografía más irregular de la P1 y la menor profundidad del suelo en la P1 que en la P2, b) la mayor incidencia del ataque de herbívoros en la P1 que en P2, c) la mayor extensión (y probablemente intensidad) del fuego en la P1 uno que en P2. Por otro lado, dado que los suelos de la zona tienen un alto contenido de arcillas, la mayor profundidad del suelo en la P2 (figura 5) ocasionó que durante la temporada de lluvias éste se anegara frecuentemente alrededor de las

cepas, sobre todo en los micrositios más planos. Esto explica la mayor mortalidad de *D. viscosa* en esta parcela, pues fue la especie más susceptible al anegamiento, que genera condiciones de anoxia. De igual manera Galindo (2006) reportó una alta mortalidad por anegamiento en seis especies arbóreas nativas en los sitios planos, con suelos más profundos, de esta misma zona de estudio.

El ataque de los herbívoros fue especialmente importante en *G. sepium* en la P1 (cuadro 8), sin embargo no fue una causa importante de mortalidad, ya que por lo general las plantas rebrotaron a partir de la base del tallo, por debajo de la zona en que se perdió la corteza. En las otras especies los ataques de herbívoros fueron menos frecuentes y las plantas únicamente presentaron pequeñas mordidas en la parte basal del tallo. La actividad de los herbívoros se registró sólo durante la temporada seca, fenómeno que ya se había reportado en otros sitios perturbados de regiones con un patrón de lluvia estacional (Bonfil *et al.*, 2000). Tobón (2005) en nuestro mismo sitio de estudio en Morelos y Cabin y colaboradores (2000) en Hawaii encontraron que la herbivoría fue la principal causa de la mortalidad de plántulas, pero en nuestro caso fue un factor limitante para el crecimiento, sobre todo en una de las cuatro especies estudiadas.

Aunque el incendio superficial afectó la supervivencia de las especies estudiadas, las pruebas de χ^2 mostraron una asociación significativa entre el fuego y la mortalidad en dos de ellas (*S. humilis* y *D. viscosa*), pero mientras que en *S. humilis* la diferencia en la supervivencia de individuos quemados y no quemados fue muy pequeña (4 puntos porcentuales, siendo mayor en los individuos quemados), en *D. viscosa* la supervivencia de los individuos quemados se incrementó en 50% (cuadro 5). En general, el fuego causó daños únicamente en la parte aérea de las plantas, por lo que el crecimiento se

reinició a partir de las yemas basales; en conjunto, más del 60% de las plantas quemadas rebrotó al iniciar la temporada de lluvias. La interacción significativa fuego-especie del análisis de riesgos proporcionales mostró también que el fuego redujo el riesgo muerte de *D. viscosa*, mientras que no afectó a *P. dulce* y *G. sepium* (cuadro 6). El efecto del fuego en el riesgo de muerte de *S. humilis* no se evaluó porque esta especie fue la línea basal contra la cual se realizaron las comparaciones de riesgo proporcional. Asimismo, la interacción fuego-parcela resultó significativa, lo que confirma nuestra observación de que el fuego tuvo un impacto mayor en la P1 que en la P2 (cuadro 4).

La capacidad de rebrotar en respuesta al fuego fue alta en las especies en estudio, con excepción de *S. humilis*, que presentó el porcentaje de rebrote más bajo (cuadro 7). Las observaciones de campo mostraron que en esta especie no se presentaron varios rebrotes desde la base, sino que se reanudó el crecimiento del tallo después del incendio, generalmente a partir de una altura menor a la inicial, sin que se incrementara la mortalidad. Se ha mencionado que el rebrote es una estrategia común de respuesta al fuego en las especies de bosques tropicales secos (Ewel, 1980; Sampaio *et al.*, 1993; Kennard *et al.*, 2002), lo que en efecto pudo documentarse en tres de las cuatro especies estudiadas.

De acuerdo con Cervantes *et al.* (2001) y Martínez (2002), la supervivencia y el crecimiento de las plantas trasplantadas se ven afectados por el tiempo que permanecen en el vivero, y consideran que las especies de leguminosas arbóreas no deben permanecer en el vivero por un tiempo mayor a 150 días, para que la raíz no presente daños al momento del transplante, lo que produciría alteraciones en la proporción raíz / vástago. A pesar de que en este caso las plantas ya tenían aproximadamente 200 días en

el vivero (a partir de la germinación), no se percibió un efecto negativo en la supervivencia debido al estrés ocasionado por el transporte y trasplante a las parcelas, ya que la supervivencia inicial (al cabo de dos meses) global fue mayor a 90% (figura 6). Por otra parte, el tiempo que las plantas permanecieron en el vivero permitió que la parte basal del tallo (el 25% inferior de la altura total del vástago) presentara una corteza leñosa resistente antes del trasplante, lo que pudo representar una ventaja frente al fuego y la herbivoría.

Aunque los pastos introducidos pueden limitar el establecimiento de especies nativas, debido a la competencia por el agua y los nutrientes y porque alteran la abundancia y actividad de los herbívoros (Cabin *et al.*, 2000; Holl, 2002), su efecto no siempre es negativo, ya que se ha reportado que su impacto en el establecimiento de especies arbóreas varía dependiendo de las especies (Hau y Corlett, 2003). Los resultados de este estudio no permiten evaluar si los pastos tuvieron un efecto importante en la supervivencia de las plantas trasplantadas; sin embargo, como éstas tenían una altura promedio inicial entre 30 y 90 cm, no recibían sombra directa de los pastos. Además, éstos se eliminaron alrededor de la cepa al momento del trasplante, pero luego crecieron y su altura se redujo nuevamente como resultado del incendio (abril de 2004). Es probable que los pastos facilitaran la llegada de algunos herbívoros, en particular ortópteros, que consumen el follaje, pero hacen falta estudios más detallados para establecer el posible efecto (positivo o negativo) de los pastos en la supervivencia de las plantas trasplantadas a los pastizales del sitio de estudio.

V.2 Crecimiento

La herbivoría y el fuego afectaron más que la supervivencia de las plantas, su talla, ya que la pérdida de la parte aérea (por consumo de herbívoros o por el fuego) ocasionó que en la mayoría de los casos el crecimiento reiniciara a partir de rebrotes basales. Así, los valores promedio finales de altura fueron menores a los iniciales en todas las especies (figuras 9-10). Aunque ninguna especie recuperó su altura inicial, el efecto del fuego no fue significativo en los cambios en altura registrados (cuadro 9), ya que también se presentaron decrementos en los individuos no quemados (figura 10), lo que se debió a la muerte del ápice, que causó que el crecimiento se reiniciara por debajo de éste.

Cualitativamente pudo observarse que *D. viscosa* y *P. dulce* presentaron valores promedio finales en altura ligeramente mayores en los individuos no quemados que en los quemados, mientras que en *G. sepium* se presentó la tendencia contraria (figura 10); sin embargo, estas diferencias no fueron significativas (cuadro 9).

Aunque la altura de las plantas no se incrementó, las cuatro especies alcanzaron valores finales de área basal mayores que los iniciales (cuadro 10): en *S. humilis* y *P. dulce* este incremento fue modesto, mientras que en las otras dos especies fue mayor, especialmente en *G. sepium*. El análisis de varianza mostró efectos significativos tanto de la especie como del fuego y fue en ésta variable en la que se observó más claramente el efecto negativo del incendio en el crecimiento de todas las especies. En general, el incremento en el área basal fue mayor en los individuos no quemados que en los quemados (figura 12). Esta variable es relevante, ya que el diámetro basal (a partir del

cual se calculó el área basal) frecuentemente se emplea como un indicador del vigor de las plantas (Mendoza, 1992; Tobón, 2005). En este caso los resultados permiten concluir: a) que todas las especies registraron crecimiento en un año y, b) que el incendio superficial afectó negativamente el crecimiento de todas ellas. En *G. sepium* el incremento en el área basal se debió sobre todo al desarrollo de varios rebrotes basales, los cuales crecieron vigorosamente, dando a las plantas resultantes un aspecto arbustivo.

Gliricidia sepium fue también la especie que registró un mayor incremento en la cobertura, sin diferencias importantes entre los individuos quemados y los no quemados (figuras 14 y 15D). Este incremento fue muy pequeño en *P. dulce* mientras que en *D. viscosa* y *S. humilis* se presentaron decrementos (figura 14), que fueron mayores en los individuos no quemados que en los quemados (figura 15). Esto permitiría suponer que el fuego estimuló el desarrollo de yemas que formaron ramas nuevas, sin embargo, el análisis de varianza mostró efectos significativos de la especie, pero no del fuego ni de la interacción entre estos factores, en la cobertura.

Al comparar el crecimiento registrado en este trabajo con los datos reportados para *G. sepium* y *P. dulce* en la región de La Montaña de Guerrero (Cervantes *et al.*, 2001), las diferencias son notorias. Dichos autores reportaron en plantaciones de *G. sepium* valores promedio, después de un año y medio (16 meses) de 1.47 cm de diámetro, 1893 cm² de cobertura y 57.5 cm de altura, mientras que en nuestro caso estos valores fueron de 1.77 cm, 3200 cm² y 55 cm, es decir la talla de nuestras plantas fue mayor que las de Cervantes *et al.* (2001) después de un año en términos de diámetro y cobertura, aunque no en altura. El mayor crecimiento que nosotros observamos podría ser el resultado de una mayor precipitación en nuestra zona de estudio que en la región de La Montaña

(961 vs 846.3 mm respectivamente), mientras que la menor altura en nuestro caso se asocia con el incendio y/o el consumo de la corteza, que llevó a que el crecimiento debiera reiniciar desde la base del tallo.

En *P. dulce* Cervantes *et al.* (2001) reportaron valores promedio finales de diámetro de 0.45 cm, 170.2 cm² de cobertura y 39 cm de altura, y en este estudio se registraron valores promedio mayores en las tres variables (0.52 cm, 600 cm² y 40 cm, respectivamente). Es probable que en nuestro caso los valores de cobertura estén ligeramente sobreestimados, por la incertidumbre asociada a la medición y posterior transformación de los datos de diámetro de la copa. Sin embargo, ambos conjuntos de datos son similares, pero sí difieren notablemente de los reportados por González (2002) en Chamela, quien registró valores promedio finales de 0.7 cm de diámetro, 1 m² de cobertura y 160 cm de altura en la misma especie.

Respecto a *S. humilis*, los datos reportados por González (2002) también son muy superiores a los registrados en el presente trabajo: sus promedios son de 98 cm de altura, 4500 cm² de cobertura y 2.5 cm de diámetro, que en nuestro caso corresponden a 20 cm, 700 cm² y 1.28 cm respectivamente. Es probable que estas diferencias se deban, además de la incidencia del incendio, a diferencias en las características edáficas de los sitios y de la lluvia [ya que la lluvia anual es menor en Chamela (748 mm) que en Cuentepec (961 mm)]. En la región de Chamela los suelos predominantes son Entisoles, que son suelos someros sobre materiales no consolidados con texturas gruesas y contenidos de arena por lo general altos (González, 2002; Burgos 2004), lo que permite un buen drenaje. Por el contrario en nuestra zona de estudio los suelos tienen un alto contenido de arcillas (cuadro 1) y una estructura pobre, lo que ocasiona eventos de

anegamiento especialmente en los sitios planos (Galindo, 2006); esto último puede obstaculizar el desarrollo de las raíces y propicia condiciones de anoxia poco favorables para la respiración radicular, por lo que el crecimiento de las plantas se ve limitado.

En cuanto a las diferencias entre los dos sitios (parcelas P1 y P2), no se detectaron efectos significativos en el crecimiento de las tres especies analizadas (ya que en *P. dulce* no fue posible distinguir el efecto del sitio del efecto del fuego), aunque en dos fue significativa la interacción parcela \times fuego. En *S. humilis* se registró en promedio un mejor crecimiento en los individuos no quemados establecidos en los suelos más profundos de la P2. El área basal de *G. sepium* registró la misma tendencia, ya que fue significativamente mayor en los individuos no quemados de la P2 (cuadro 13) que en el resto de los grupos. En *D. viscosa* la cobertura disminuyó más en los individuos de la P2 que en los de la P1 (cuadro 11), lo que confirma las observaciones hechas en el campo de un mejor desempeño de esta especie en la P1, en la cual la supervivencia fue mayor y el decremento en la cobertura fue menor. En conjunto, estos datos apoyan la observación de que *D. viscosa* es una especie tolerante al fuego, del que se recupera fácilmente y con rapidez, y poco tolerante al anegamiento, lo que contradice la información que brinda la CONAFOR en la que se indica que es tolerante a inundaciones.

V.3 Efecto de las plantas nodrizas

Aunque el efecto de las plantas nodriza no pudo evaluarse a lo largo de todo el año de estudio, en el periodo analizado (seis meses) no se presentaron diferencias en la supervivencia, que fue muy similar en ambas condiciones en todas las especies (cuadro

3). Sin embargo, se presentaron diferencias por efecto de las nodrizas en el crecimiento de las plantas, ya que siendo los sitios abiertos lugares con condiciones más extremas se produjeron mayores decrementos en la altura de tres de las cuatro especies (cuadro 16). Sin embargo, una tendencia inversa se presentó en el área basal y la cobertura, ya que las plantas de sitios abiertos presentaron valores promedio mayores (cuadro 17 y 18).

Consideraciones finales y recomendaciones - La especie que mostró mayor supervivencia y crecimiento fue *G. sepium*, a pesar de que fue la más atacada por herbívoros (roedores y/o conejos). Ésta presentó una buena respuesta al fuego a través de la producción de rebrotes vigorosos y toleró bien el anegamiento durante la temporada de lluvias. *G. sepium* es considerada una especie sucesionalmente temprana, por lo que es una buena opción para usarse en la restauración de los pastizales de la Estación de Restauración Ambiental “Barranca del río Tembembe” y sus alrededores. De la Vega (2003) ha estudiado aspectos ecofisiológicos de la germinación de *G. sepium*, información que puede complementar la aquí presentada para la toma de decisiones acerca del potencial de *G. sepium* para ser utilizada en futuros proyectos de restauración.

D. viscosa, considerada una especie cosmopolita y característica de sitios perturbados, presentó una alta mortalidad en suelos con problemas de drenaje, por lo que no deberá ser utilizada más que en sitios con buen drenaje. Esta especie tiene la gran ventaja de que puede tolerar bien los incendios superficiales, ya que presentó incrementos en la supervivencia en respuesta al fuego. Por lo anterior puede ser útil para emplearse en la zona de estudio si se realiza una selección cuidadosa de los sitios en los que se

establecería, evitando los que tengan poca pendiente y suelos profundos y muy arcillosos.

En cuanto a *P. dulce* y *S. humilis*, aunque la supervivencia que registraron fue relativamente alta (>50%), presentaron un crecimiento muy limitado. La primera especie incrementó su área basal pero no su cobertura, y su altura decreció durante el año de estudio. Es posible que logre establecerse eventualmente, pero en un periodo de tiempo mucho mayor que las dos especies antes mencionadas, por lo que no representa una buena opción para una rápida recuperación de una cobertura arbórea que tenga el efecto de suprimir a los pastos. Un caso similar es el *S. humilis*, cuya altura y cobertura disminuyeron a lo largo del año de estudio, además de presentar el menor incremento en área basal. Sin embargo, habrá que hacer una evaluación a más largo plazo para establecer la utilidad de ambas especies en la restauración de los terrenos de la estación. Aunque en ambas especies se presentó un mejor crecimiento en ausencia de fuego, *S. humilis* fue la más afectada por el incendio superficial.

El ataque de herbívoros presentó variaciones espaciales y entre especies, por lo que deberá evaluarse en qué caso resulta conveniente la protección de las plantas recién introducidas por medio de mallas u otros sistemas de exclusión, considerando la relación beneficio-costos.

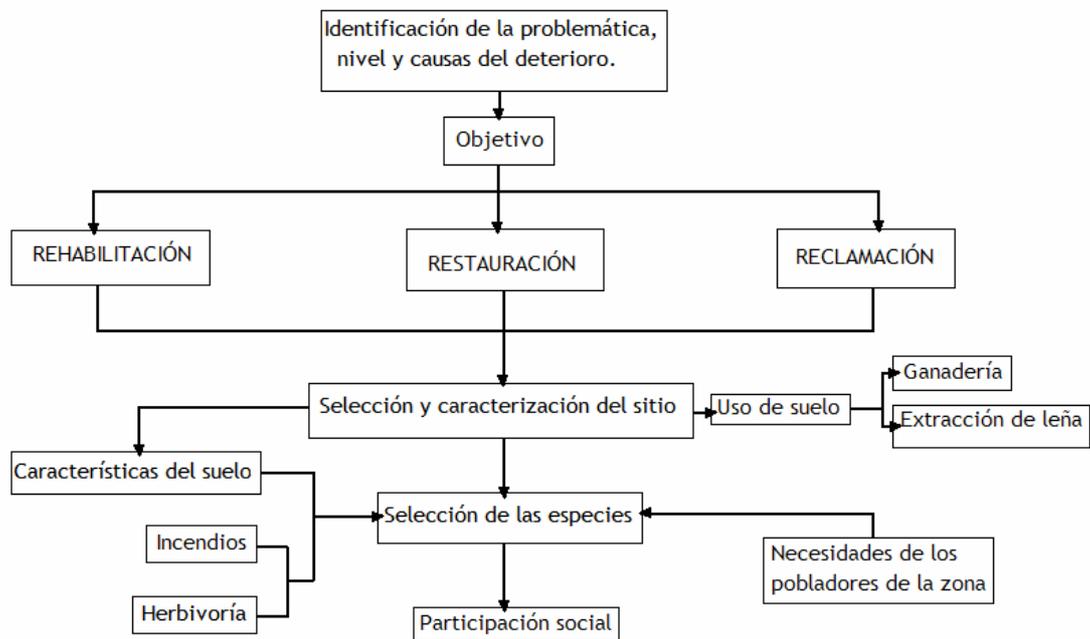
Finalmente, debe considerarse el aumentar la participación y el apoyo de los pobladores en las actividades de restauración, ya que aunque existe un voto de apoyo de la comunidad a las labores de restauración, éste es pasivo, por lo que de no incrementarse la participación activa sólo se logrará un éxito parcial y no se podrán revertir los costos

económicos, sociales y ambientales asociados al deterioro ecológico de la zona de estudio.

CAPITULO VI. CONCLUSIONES

1. La supervivencia de las cuatro especies estuvo definida principalmente por la estacionalidad de las lluvias y las cuatro especies presentaron valores altos de supervivencia, por lo que pueden ser utilizadas en la restauración de sitios perturbados de SBC del estado de Morelos.
2. El riesgo de muerte fue menor en tres de las cuatro especies en los suelos más profundos de la P2, en la que se presentó también menor incidencia de herbívoros, y aumentó en la P1, con excepción de *D. viscosa*, en la que se presentó la tendencia inversa.
3. El uso de nodrizas en las etapas tempranas de las plantas no se tradujo en diferencias significativas en la supervivencia pero sí tuvo un efecto significativo y positivo en el crecimiento en altura en tres de las cuatro especies. Las nodrizas ofrecen a las plantas sitios donde las condiciones ambientales son menos extremas, amortiguando los valores extremos de temperatura (máxima y mínima).
4. La herbivoría y el incendio superficial afectaron el crecimiento de las especies, ocasionando la pérdida de la parte aérea y que el crecimiento tuviera que ser iniciado nuevamente de yemas basales o laterales, efecto que se observó claramente en el área basal de las cuatro especies.
5. El incendio únicamente tuvo un efecto positivo en la supervivencia de *D. viscosa*, por lo que esta especie puede ser utilizada en sitios donde el fuego sea un fenómeno frecuente.
6. Las diferencias en la posición de las parcelas dentro de la barranca o talud ocasionan diferentes condiciones edáficas que deberán ser considerados en trabajos posteriores.
7. Por último, las futuras acciones de restauración en los pastizales degradados del Tembembe deberán considerar una serie de factores y variables que son relevantes en el establecimiento de especies arbóreas en la zona y que de manera directa e indirecta se

identificaron en el presente estudio, los cuales se presentan de manera resumida en el siguiente esquema.



LITERATURA CITADA

- Aguilar, B. S. 1998 *Ecología del estado de Morelos, un enfoque geográfico*. Ed. Praxis. México.
- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, J. B. Pascarella, L. Rivera y H. Marcano-Vega. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8(4): 328-338.
- Ang, L. H. 1994. Problems and prospects of afforestation on sandy tin tailings in peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science* 7: 87-105.
- Archibold, O. W. 1995. *Ecology of World Vegetation*. Chapman & Hall. London, UK.
- Arriaga, V., V. Cervantes y A. Vargas-Mena. 1994. *Manual de reforestación con especies nativas: colecta y preservación de semillas, propagación y manejo de plantas*. SEDESOL, Instituto Nacional de Ecología, Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Barney, R. J. 1984. *Fire management*. En: Wegner, K. F (Eds.) *Forestry handbook*. 2nd. Ed. John Wiley and Sons. New York, E.U.A.
- Benítez-Badillo, G., M. T. Pulido y M. E. Zamora. 2004. *Árboles multiusos nativos de Veracruz para reforestación, restauración y plantaciones*. Instituto de Ecología A. C., SIGOLFO, CONAFOR. Xalapa, Veracruz, México.
- Blackmore, M., y P. M. Vitousek. 2000. Cattle grazing, forest loss, and fuel loading in a dry forest ecosystem at Puu Wa'a Wa'a Ranch, Hawaii. *Biotropica* 32: 4-12.
- Blanco-García, J. A. 2005. Efecto del esfuerzo de restauración en la vegetación nativa aledaña al volcán Parícutín, Michoacán, México. Tesis Maestría en Ciencias (Biología). UNAM. México D.F.

- Bonfil, C., H. Rodríguez de la Vega y V. Peña-Ramírez. 2000. Evaluación del efecto de las plantas nodrizas en el establecimiento de una plantación de *Quercus* L. *Ciencia Forestal en México* 25: 59-74.
- Bonfil, C. y J. Soberón. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics as related to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. *Applied Vegetation Science* 2: 189-200.
- Bonfil, C., I. Trejo y R. García-Barrios. 2004. The experimental station “Barrancas del Río Tembembe” for ecological restoration in NW Morelos, Mexico. Memorias del Congreso “Restoration on the Edge Society of Ecological Restoration Conference”. 24-26 de agosto. Victoria, British Columbia, Canada.
- Bradshaw, A. D. 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 20: 1-17.
- Bradshaw, A. D. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning* 11: 35-48.
- Bradshaw, A. D. 1987. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. En: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. y Aber, J. D. (Eds.) *Restoration ecology A synthetic approach to ecological research*. Cambridge. Gran Bretaña.
- Brown, S. y A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2 (2): 97-111.
- Burgos, A. L. 2004. Estrategia para el abordaje ecosistémico de una investigación en restauración ecológica aplicada al caso del bosque tropical seco de la región de Chamela. Tesis Doctorado en Ciencias (Biología), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. UNAM. Morelia, Mich. México.
- Cabin, J. R., S. G. Weller, D. H. Lorence, T. W. Flynn, A. K. Sakai, D. Sandquist y L. J. Hadway. 2000. Effects of long-term ungulate exclusion and recent alien species

control on the preservation and restoration of a Hawaiian tropical dry forest. *Conservation Biology* 14: 439-453.

Camacho-Rico F., I. Trejo y C. Bonfil. 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78:17-32.

CEAMISH (Centro de Educación Ambiental e Investigación Sierra de Huautla). sin fecha. Formato online. <http://www.uaem.mx/ceamish.htm>

Ceballos, G. y A. Miranda. 1986. *Los mamíferos de Chamela, Jalisco; manual de campo*. Instituto de Biología. UNAM, México D.F.

Cervantes V., V. Arriga, J. Meave, y J. Carabias. 1998. Growth analysis of nine multipurpose woody legumes native from southern Mexico. *Forest Ecology and Management* 110: 329-341

Cervantes V., M. L. Gonzáles, N. Salas Nava y G. Hernández Cárdenas. 2001. *Técnicas para propagar especie nativas de selvas bajas caducifolias y criterios para establecer áreas de reforestación*. Las prensas de Ciencias. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F.

Cervantes S. M. A. y M. E. Sotelo. 2002. *Guías técnicas para la propagación sexual de diez especies latifoliadas de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos*. Edición especial 30. INIFAP-SAGARPA, Campo Experimental Zacatepec, Morelos. México.

CETENAL (Comisión de Estudios del Territorio Nacional) 1976 a. Carta de uso de suelo y vegetación 1:50,000 Tenancingo. México, D.F.

CETENAL (Comisión de Estudios del Territorio Nacional) 1976 b. Carta Edafológica 1:50,000 Tenancingo. México, D.F.

Christensen, N. L. 1985. Shrubland Fire Regimes and their Evolutionary Consequences. En: Pickett S. T. A. y P. S. White. (Eds.) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. Gran Bretaña.

CONAFOR. sin fecha. Fichas técnicas de especies útiles para reforestación y restauración. Formato on line:
http://www.conafor.gob.mx/programas_nacionales_forestales/pronare/fichas_tecnicas.htm

D'Antonio C. M. y P. M. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63-87.

De la Vega, R. A. 2003. Estudio ecofisiológico de la germinación y establecimiento de *G. sepium* con fines de restauración ecológica. Tesis Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM. México.

Dirzo, R. 1996. *Diversidad de Flora Mexicana*. Agrupación Sierra Madre, S. C., CEMEX. Singapur.

Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12: 2-7.

Fox, G. A. 2004. Failure-time analysis. En: Schneider y Gurevitch (eds). *Design and analysis of ecological experiments*. Oxford Univ. Press. Oxford, Gran Bretaña.

Galindo, E. A. 2006. Problemática para el establecimiento de seis especies nativas de selva baja caducifolia en la recuperación de un sitio perturbado en las barrancas del Tembembe, Morelos. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología). Instituto de Ecología. UNAM. México.

Gobierno del Estado de Morelos. 2005. <http://www.e-morelos.gob.mx/e-estado/e0060030.htm>

- Goldammer, J. G. 1993. Wildfire management in forest and other vegetation: a global perspectiva. *Disaster Management* 5: 3-10.
- Gómez, A. 2003 *Caracterización del medio físico de la cuenca del río Tembembe empleando sistemas de información geográfica (SIG cuencas)*. Publicado en <http://selper.uabc.mx/Publicacio/Cong11/extenso42.doc>
- González, D. G. 2002. Restauración de la selva baja caducifolia en la reserva de la biósfera Chamela-Cuixmala, Jalisco: un enfoque experimental usando comunidades sintéticas. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias UNAM. México.
- Guariguata, R., M. R. Richard y F. Montagnini. 1995. Early woody invasión under tree plantations in Costa Rica: Implications for forest restoration. *Restoration Ecology* 3 (4): 252-260.
- Hamilton, S. L. 1990. Restoration of degraded tropical forest. En: Berger J. J. (Ed.). *Environmental Restoration*. Island Press. Washington D. C. E.U.A.
- Hau, B. C. H. y R. T. Corlett. 2003. Factors affecting the early survival and growth of native tree seedling planted on a degraded hillside grassland in Hong Kong, China. *Restoration Ecology* 11 (4): 493-488.
- Holl, K. D. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4): 339-349.
- Holl, K. D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* 90:197-187.
- 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: 849-858.

- Huante P. y E. Rincón. 1998. Responses to light changes in tropical deciduous woody seedlings with contrasting growth rates. *Oecologia* 113: 53-66
- INEGI. 1981. *Síntesis Geográfica de Morelos*. México D.F.
- Janzen, H. D. 2002. Tropical dry forest: Area de Conservación Guanacaste, northwestern Costa Rica. En: Perrow M. R. y A. J. David (Eds) *Handbook of Ecological Restoration* Vol. 2. Restoration in Practice. Cambridge. Gran Bretaña.
- Kennard, D. K., K. Gould, F. E. Putz, T. S. Fredericksen y F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162: 197-208.
- Khemnark, C. 1994. Rehabilitation of degraded tropical forest land through agroforestry practices: a case of study in Thailand. *Journal of Tropical Forest Science* 7: 128-135.
- Khurana, E. y J. S. Singh. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Conservation Biology* 28(1): 39-52.
- Lal, R. 1987. *Tropical Ecology and Physical Edaphology*. John Wiley and Sons. E.U.A.
- Lamb, D. 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* 6(3): 271-279.
- Lott, E.J. y T.H. Atkinson, 2006. Mexican and Central American Seasonally Dry Tropical Forests: Chamela-Cuixmala, Jalisco, as a Focal Point for Comparison. Pp 315-342 En: Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests.
- Lugo, A. E. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forest of similar age. *Ecology Monographs* 62: 1-41.

- Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forestry Ecology and Management* 99: 9-19.
- Maass, J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agricultura. En: Bullock S. H., H. A. Mooney y E. Medina (Eds.) *Seasonally tropical dry forest*. Cambridge University Press. Cambridge, Gran Bretaña. pp. 399-422.
- Martínez Ovando, E. 2002. Crecimiento en vivero de cuatro especies nativas de bosque tropical caducifolio del estado de Guerrero, México. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM, México D. F.
- Masera, O. R., M. J. Ordóñez y Dirzo R. 1997. Carbon emissions from Mexican Forests: current situation and long-term scenarios. En: Makundi, W. y Sathaye J. (Eds.) *Carbon Emissions and Sequestration in Forest: Cases Studies from Seven Developing Countries: Summary*. University of California. Berkeley. E.U.A.
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* 18: 581-589
- Mendoza, H. P. E. 1992. Sobrevivencia y crecimiento de árboles tropicales durante la sucesión secundaria en la Selva Lacandona, Chiapas. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM. México.
- Miranda, F. y E. Hernández-Xolocotzi. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179.
- Montagnini, F. 2001. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from latin america. *Interciencia* 26(10): 498-502.
- Montes, M. L. C. 2006. Crecimiento y supervivencia de plántulas de *Bursera glabrifolia* en respuesta a diferentes condiciones ambientales. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM. México.

- Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Ogden, J., L. Basher y MS. McGlones 1998. Fire, forest regeneration and links with early human habitations: evidence from New Zealand. *Annals of Botany* 81: 687-696.
- Parrota, A. J., W. J. Turnbull y N. Jones. 1992. *Forestry Ecology and Management* 99: 1-7.
- Paz, M. F. 2005. Viviendo en la escasez: el territorio como objeto de transacción para la sobrevivencia. CRIM, UNAM. México.
- Piña Covarrubias, E. 2005. Análisis de la estructura y la composición de la Selva Baja Caducifolia con diferentes grados de conservación en la zona de Xochicalco, Morelos, México. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM, México.
- Prichett, W. L. 1986. *Suelos forestales*. Limusa. México D. F.
- Rincón, E. y P. Huante. 1993. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. *Trees, Structure and Function* 7: 202-207.
- Rincón, E. y P. Huante. 1994. Influence of mineral nutrient availability on growth of tree seedlings from the tropical deciduous forest. *Trees, Structure and Function* 9: 93-97.
- Rodríguez, T. 1988. *Efecto de los incendios en los ecosistemas forestales*. COCODER. México D. F.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. México D. F.

Sampaio, S. B., L. H. Salcedo y J. B. Kaufman. 1993. Effect of different fire severities on coppicing of caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brasil. *Biotropica* 25: 452-460.

SEMARNAT [a]. sin fecha. Formato online

<http://www.semarnat.gob.mx/dof/septiembre99.shtml>

SEMARNAT [b]. sin fecha. Formato online

http://www.semarnat.gob.mx/pfnm2/fichas/swietenia_humilis.htm,

<http://www.semarnat.gob.mx/pfnm/DodonaeaViscosa.html>

SER: Society for Ecological Restoration Science and Policy Working Group. 2002. The SER Primer on Ecological Restoration. Formato online: www.ser.org

Tobón-Niedfeldt, W. 2005. Evaluación del crecimiento y establecimiento de plántulas de *Conzattia multiflora* para la restauración de las Selvas Bajas de Morelos. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias UNAM. México.

Trejo, I. 1998. Distribución y diversidad de selvas bajas de México: Relaciones con el clima y suelo. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM. México.

Trejo, I. 1999. El clima de la selva baja caducifolia en México. Investigaciones Geográficas. *Boletín del Instituto de Geografía* 39: 40-52.

Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local análisis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133:142.

Urbanska, K. M. 1997. Safe sites- interface of plant population ecology and restoration ecology. En: Urbanska, K. M., N. R. Weeb y P. J. Edwards (Eds.) *Restoration Ecology & Sustainable development*. Cambridge University Press. Gran Bretaña.

- Van de Koppel, J., Rietkerk, M. y Welssing, J. F. 1997. Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. *Trends in Ecology and Evolution* 12(9): 352-356.
- Vargas-Mena, A. A. 1991. Sobrevivencia y crecimiento de leguminosas utilizadas en la reforestación de selva baja caducifolia en La Montaña de Guerrero. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM. México.
- Vázquez-Yanes, C. y A. I. Batis. 1996. Adopción de árboles nativos valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 58: 75-84.
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis, M. I. Alcocer, M. Gual y C. Sánchez. 1999. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Proyecto J-084-CONABIO. Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. formato online: http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/introd-J084.html
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, y M. Rejmanek. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *Journal of Ecology* 21: 1-16.
- Wadsworth, F. H. 1997. *Forest production for tropical America*. Agriculture Handbook 710. U. S. Department of Agriculture, Forest Services, Washington, D. C. E.U.A.
- Walker, L. R. D., N. Harin, R. W. Fetcher y A. H. Johnson. 1996. Ecosystem development and plant succession on landslides in the Caribbean. *Biotropica* 28: 566-576.
- Wilcove, D. S. y L. Y. Chen. 1998. Management costs for endangered species. *Conservation Biology* 12: 1405-1407.