



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**CENTRO DE INVESTIGACIONES EN
ECOSISTEMAS**

**EFFECTO DEL BARBECHO Y DEL TRASPLANTE DE
ESPECIES ARBÓREAS EN LA RECUPERACIÓN DE
BOSQUES SECUNDARIOS DE UN BOSQUE TROPICAL
SECO, JALISCO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

JESSICA ANDREA CASTILLO MANDUJANO

DIRECTOR DE TESIS: DRA. JULIETA BENÍTEZ MALVIDO

MORELIA, MICHOACÁN

FEBRERO, 2010



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



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

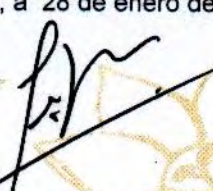
Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 26 de octubre de 2009, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL)** del (la) alumno (a) **CASTILLO MANDUJANO JESSICA ANDREA** con número de cuenta **508450909** con la tesis titulada **"EFECTO DEL BARBECHO Y DEL TRANSPLANTE DE ESPECIES ARBÓREAS EN LA RECUPERACIÓN DE BOSQUES SECUNDARIOS DE UN BOSQUE TROPICAL SECO, JALISCO."**, realizada bajo la dirección del (la) **DRA. JULIETA BENÍTEZ MALVIDO**:

Presidente: DRA. ANA ELENA MENDOZA OCHOA
Vocal: DRA. ANGELINA MARTÍNEZ YRIZAR
Secretario: DRA. JULIETA BENÍTEZ MALVIDO
Suplente: DRA. ALMA DELFINA LUCIA OROZCO SEGOVIA
Suplente: DRA. MAYRA ELENA GAVITO PARDO

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

Atentamente

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 28 de enero de 2010.



Dr. Juan Núñez Farfán
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del (la) interesado (a)

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM; por el apoyo brindado para mi formación académica

A la Fundación Packard por la beca otorgada para la realización de mis estudios de Maestría y por el apoyo concedido para la adquisición de material y salidas de campo.

Al proyecto MABOTRO “Patrones, procesos y mecanismos ecológicos y sucesión secundaria en campos tropicales abandonados” (SEP-CONACyT No. 2005-C01-51043) por el financiamiento otorgado para la realización del presente trabajo.

Muy especialmente a los miembros del Comité Tutorial: Dra. Julieta Benítez Malvido, Dra. Angelina Martínez Yrizar y Dra. Mayra Elena Gavito Pardo.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A la Dra. Julieta Benítez Malvido por aceptarme como estudiante, por su apoyo y por darme la oportunidad de realizar este proyecto de investigación en México.

A la Dra. Angelina Martínez Yrizar y la Dra. Mayra Gavito Pardo por sus valiosas sugerencias, aportaciones y consideraciones que fueron claves para el desarrollo de la presente tesis.

Expreso mi gratitud al Jurado de examen, la Dra. Ana Mendoza Ochoa, y Dr. Alma Orozco Segovia, por sus observaciones y sugerencias sobre el manuscrito.

A Emily J. Lott por la colaboración para la identificación de los ejemplares colectados en los sitios de estudio.

A Georgina García y Luz María por todo su apoyo y comprensión durante la Maestría.

A Hugo, Moisés, Isela, Eumir, Alejandro, Lili, Yared, Pollo y Arturo por ayudarme a realizar la colecta de datos en los sitios de estudio y por su compañía en campo.

Muchas gracias a Salvador, a Eloy y Abel por su ayuda en campo.

A los propietarios de los terrenos en donde realicé este estudio.

A Doña Elena, por nuestras conversaciones.

Gracias a mis amigos y amigas que están cerca y lejos. Especialmente a Ruth, Mimi, Yared y Víctor, gracias por su amistad y compañía aquí en México.

A Jesús, Alfredo, Andrés, Tona, Lu, Fab y Joss por su amistad y compañía en Morelia.

A mi preciosa familia, gracias por todo. Por su apoyo a la distancia, amor y compañía.

A Hugo, por haber sido mi compañero en este viaje, por su amor, por su apoyo y por todo lo que vivimos juntos. Muchas gracias.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	3
LISTA DE CUADROS	7
RESUMEN	9
ABSTRACT	11
CAPÍTULO I. Introducción general	
1.1 Bosque tropical seco: Distribución y estado de conservación	13
1.2 Regeneración natural del BTS	14
CAPÍTULO II. Efecto del barbecho sobre las condiciones edáficas y la comunidad arbustiva y arbórea en bosques secundarios en un bosque tropical seco, Jalisco	
2.1 Introducción	16
2.2 Objetivos	20
2.2.1 Objetivos generales	20
2.2.2 Objetivos específicos	20
2.3 Hipótesis	21
2.4 Metodología	21
2.4.1 Área de estudio	21
2.4.2 Diseño Experimental	23
2.4.3 Análisis de los datos	28
2.5 Resultados	29
2.6 Discusión	43
2.7 Conclusiones	49
CAPÍTULO III. Trasplante de plántulas de dos especies arbóreas en bosques secundarios de un bosque tropical seco, Jalisco	
3.1 Introducción	50
3.2 Objetivos	52
3.2.1 Objetivos generales	52
3.2.2 Objetivos específicos	52
3.3 Hipótesis	52
3.4 Metodología	52

3.4.1 Área de estudio	52
3.4.2 Diseño Experimental	53
3.4.3 Análisis de los datos	56
3.5 Resultados	56
3.6 Discusión	60
3.7 Conclusiones	63
CAPÍTULO IV. Estructura y composición del banco de semillas de bosques secundarios en un bosque tropical seco, Jalisco	
4.1 Introducción	64
4.2 Objetivos	65
4.2.1 Objetivos generales	65
4.2.2 Objetivos específicos	66
4.3 Metodología	66
4.4.1 Área de estudio	66
4.4.2 Diseño Experimental	67
4.4.3 Análisis de los datos	68
4.4 Resultados	68
4.5 Discusión	73
4.6 Conclusiones	75
CAPÍTULO V. Conclusión general	76
BIBLIOGRAFÍA	78
ANEXO I. Lista de especies arbustivas y arbóreas presentes en los tres sitios de estudio de bosques secundarios	90
ANEXO II. Lista de las especies encontradas en el banco de semillas por sitio	92

LISTA DE FIGURAS

No.	Página.
Figura 1. Precipitación anual (2002-2008) registrada en la Estación de Biología Chamela de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).	22
Figura 2. Precipitación mensual para los años 2007, 2008 y 2009, registrada en la Estación de Biología Chamela (UNAM).	22
Figura 3. Localización de los tres sitios en el área de estudio. Modificado de Noguera <i>et al.</i> (2002).	23
Figura 4. Diseño del experimento replicado en cada sitio. Área en gris corresponde a la parcela donde se barbechó el suelo. Cuadros en línea continua (1 m x 1 m) para evaluar la comunidad regenerativa de plántulas de especies arbustivas y arbóreas.	25
Figura 5. Densidad aparente según tratamiento y sitio (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas.	31
Figura 6. Abundancia relativa de individuos de <i>M. arenosa</i> según el sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios.	32
Figura 7. Área basal promedio de los individuos de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP 1-5 cm a través del tiempo para cada tratamientos (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar.	33

Figura 8. Área basal promedio de los individuos de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP ≥ 5 cm a través del tiempo para cada tratamientos (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar. 33

Figura 9. Cobertura de la copa de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP 1-5 cm a través del tiempo para cada tratamientos (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar. 35

Figura 10. Tasa de reclutamiento relativa anual para área basal ($\text{cm}^2 \text{cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) y número de tallos ($\text{n}^\circ \text{tallos} \text{n}^\circ \text{tallos}^{-1} \text{año}^{-1}$) según tratamiento. Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes en cada variable indican diferencias significativas entre tratamientos. 36

Figura 11. Tasa de mortalidad relativa anual para área basal ($\text{cm}^2 \text{cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) y número de tallos ($\text{n}^\circ \text{tallos} \text{n}^\circ \text{tallos}^{-1} \text{año}^{-1}$) según tratamiento. Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes en cada variable indican diferencias significativas entre tratamientos. 36

Figura 12. Tasa de crecimiento relativa anual de área basal ($\text{cm}^2 \text{cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) según tratamiento. Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. 37

Figura 13. Densidad de plántulas reclutadas durante el periodo de estudio según tratamiento y sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios. 40

Figura 14. Curvas de supervivencia de la cohorte de plántulas reclutadas en julio según tratamiento y sitio (B: barbecho, C: control; S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). 41

Figura 15. Crecimiento en altura en las plántulas reclutadas para los periodos de julio a septiembre y de septiembre a noviembre (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. 42

Figura 16. Riqueza de especies del total de plántulas reclutadas según tratamiento y sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios. 43

Figura 17. Diseño del experimento replicado en cada sitio. Área en gris corresponde a la parcela donde se barbecho el suelo. Cuadros en línea punteada (1 m x 1 m) se realizó el trasplante de plántulas. 54

Figura 18. Curvas de supervivencia de *T. rosea* y *C. platyloba* según tratamiento (B: barbecho, C: control, SP1: *C. platyloba*, SP2: *T. rosea*). 57

Figura 19. Crecimiento en altura en las plántulas de *C. platyloba* para los periodos de julio a septiembre y de septiembre a noviembre (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre periodos y sitios. 59

Figura 20. Crecimiento en altura en las plántulas de *T. rosea* para los periodos de julio a septiembre y de septiembre a noviembre (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre periodos y sitios. 60

Figura 21. Proporción del número de especies según forma de crecimiento (A: arbórea; Ar: arbustiva; Trh: trepadora herbácea; H: herbácea; D: desconocida) en los tres sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). 70

Figura 22. Proporción del número de semillas según forma de crecimiento (A: arbórea; Ar: arbustiva; Trh: trepadora herbácea; H: herbácea; D. desconocida) en los tres sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). 71

Figura 23. Abundancia relativa de semillas de *M. arenosa* en relación con el total de semillas arbóreas identificadas según el sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2; S3: sitio 3). 72

Figura 24. Curvas de abundancia-diversidad del banco de semillas de los sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Eje X muestra las especies ordenadas según la abundancia de semillas. 73

LISTA DE CUADROS

No.	Página
Cuadro 1. Caracterización de los tres sitios de estudio, localización e historia de uso y manejo.	24
Cuadro 2. Resultados del ANOVA para evaluar diferencias en: densidad aparente (a), contenido de agua gravimétrico (b) y temperatura a 10 cm de profundidad del suelo (c), entre los factores tratamiento, sitio y tiempo, según corresponda. En negritas diferencias significativas ($p < 0.05$).	30
Cuadro 3. Resultados del ANOVA de medidas repetidas para evaluar diferencias en el área basal de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP 1-5 cm (a) y DAP \geq 5 cm (b) y cobertura de la copa de la comunidad de DAP 1-5 cm (c) y DAP \geq 5 cm (d) entre tratamiento, sitio y tiempo. En negrita diferencias significativas ($p < 0.05$).	34
Cuadro 4. Lista de las especies reclutadas y su abundancia durante la estación de lluvia según sitio y tratamiento (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio3, B: barbecho, C: control). Un signo de interrogación indica una determinación problemática.	38
Cuadro 5. Resultados del ANOVA para evaluar diferencias en la densidad total de plántulas reclutadas (a), supervivencia (b), crecimiento en altura (c) y riqueza de especies (d) entre los factores tratamiento y sitio. En negrita diferencias significativas ($p < 0.05$).	39
Cuadro 6. Características de la comunidad regenerativa según tratamiento y sitio (B: barbecho, C: control; S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3).	43
Cuadro 7. Valores de F de la prueba de Cox's F donde se comparan las diferentes curvas de supervivencia entre tratamientos y especies. Los valores significativos	

están marcados en gris (B: barbecho, C: control, SP1: *C. platyloba*, SP2: *T. rosea*).

57

Cuadro 8. Resultados del ANOVA de medidas repetidas para evaluar diferencias en el crecimiento en altura entre especies (a) y para *C. platyloba* (b) y *T. rosea* (c), entre los factores tratamiento, sitio y tiempo. En negrita diferencias significativas ($p < 0.05$).

58

Cuadro 9. Características del banco de semillas en los sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3).

69

RESUMEN

El Bosque Tropical Seco (BTS) es uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial. En México, el 83% de este ecosistema presenta algún grado de degradación, siendo su principal factor de disturbio la deforestación y conversión a praderas ganaderas. En la región de Chamela, Estado de Jalisco, muchas áreas de praderas ganaderas han sido abandonadas, lo cual ha permitido el desarrollo de vegetación secundaria. Sin embargo, bosques secundarios de ca. 30 años de abandono, difieren en estructura y composición con el bosque primario del BTS, con una importante presencia de *Mimosa arenosa* (Wild) var. *leiocarpa* (DC.) Barneby (Fabaceae), especie no nativa. Es por lo cual se hace importante dirigir esfuerzos de investigación que permitan proponer métodos y técnicas que faciliten la recuperación de estos bosques, como también mejorar el conocimiento sobre la dinámica de la regeneración de la vegetación, particularmente el rol que juega el banco de semillas en éste. Este estudio se realizó en tres sitios de bosque secundario, en donde se evaluó el barbecho del suelo y el trasplante de especies arbóreas como métodos de restauración ecológica. Se estudiaron variables del suelo (densidad aparente, contenido de agua y temperatura a 10 cm de profundidad), de la dinámica de la comunidad arbustiva y arbórea de diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 1 cm (reclutamiento, mortalidad y crecimiento de tallos), de la comunidad regenerativa de plántulas de especies arbustivas y arbóreas (densidad de reclutas, supervivencia, crecimiento, riqueza, diversidad y equitatividad) y del trasplante de plántulas de dos especies arbóreas (supervivencia y crecimiento). A la vez, se estudió la estructura y composición del banco de semillas. En mayo del 2008, se establecieron al azar dos parcelas de 25 m² en cada sitio, en una de ellas se barbechó el suelo y la otra no fue manipulada (control). En cada parcela, se marcaron las especies arbustivas y arbóreas de DAP \geq 1 cm. Al interior de cada parcela, se establecieron al azar 4 cuadros (1 m² cada uno), donde se estudió la comunidad regenerativa de plántulas, y 4 cuadros (1 m² cada uno) en donde se evaluó el trasplante de plántulas de dos especies arbóreas nativas (*Tabebuia*

rosea (Bertol.) DC. y *Caesalpinia platyloba* S. Wats.). Las observaciones de campo fueron realizadas en un periodo de 14 meses durante el 2008 y 2009. Los resultados indican que el barbecho del suelo disminuye la densidad aparente, lo cual afecta principalmente a la comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas, mejorando su desempeño, en términos de supervivencia y crecimiento. En contraste, la comunidad arbustiva y arbórea de DAP ≥ 1 cm no fue afectada por el tratamiento. Similarmente, las plántulas trasplantadas no presentaron un efecto del tratamiento sobre su desempeño y en general, tuvieron una baja supervivencia. El banco de semillas difirió en estructura y composición al del bosque primario, con una importante presencia de especies herbáceas, y de *M. arenosa*, lo cual sugiere que esta especie continuará siendo un componente importante en estos bosques en el largo plazo. Es importante ampliar estos estudios, de manera que nos permitan evaluar el efecto del barbecho del suelo en el largo plazo y sobre una mayor cantidad de variables edáficas (e.g. contenido de nutrientes), y a la vez, dirigir estudios que permitan mejorar el conocimiento ecofisiológico de las especies arbóreas del BTS, y de técnicas que permitan el enriquecimiento de estos bosques, como lo son el trasplante de plántulas y siembra de semillas.

Palabras claves: bosque tropical seco, bosques secundarios, *Mimosa arenosa*, restauración ecológica, barbecho, trasplante, *Tabebuia rosea*, *Caesalpinia platyloba*, banco de semillas.

ABSTRACT

The Tropical Dry Forest (TDF) is one of the more threatened ecosystems in worldwide. In Mexico, 83% of this ecosystem presents some degree of degradation, being their main disturbance factor the deforestation and conversion to pastures. In the region of Chamela, State of Jalisco, many areas of pastures have been abandoned, which has allowed the development of secondary vegetation. Nevertheless, secondary forests with close to 30 years of abandon, defer in structure and composition with the primary forest of TDF, with an important presence of *Mimosa arenosa* (Wild) var. *leiocarpa* (DC.) Barneby (Fabaceae), nonnative species. It is important to direct efforts of research that allows to propose methods and techniques that facilitate the recovery of these forests, for improving the knowledge on the vegetation regeneration dynamics, particularly the roll that plays the seeds bank. This study was realized in three sites of secondary forest, where we evaluated two methods of restoration ecology: the soil plowing and seedlings transplant of trees native species. We studied: soil variables (bulk density, water content and temperature to 10 cm of depth), the dynamics of the shrub and trees community of Diameter Breast Height (DBH) greater or equal to 1 cm (recruitment, mortality and growth of stems), the dynamics of the shrub and trees seedlings regenerative community (recruits density, survival, growth, richness, diversity and equitativity) and the dynamics of the trees seedlings transplant of two species (survival and growth). Simultaneously, we studied the structure and composition of the seeds bank. In May 2008, two 25 m² permanent blocks were randomly established in each site, in one of them the soil was plowed and the other was not manipulated (control). In each blocks, we marked all shrub and trees species of DBH \geq 1 cm. At the same time, in each plot, we settled randomly four squares (1 m²), where the seedlings regenerative community was studied, and 4 squares (1 m²) where we evaluated the trees seedlings transplant of two species (*Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. and *Caesalpinia platyloba* S. Wats.). The field observations took place in a period of 14 months during 2008 and 2009. The results indicate that the soil plow diminishes the bulk density, which affects

mainly to the shrub and trees seedlings regenerative community, improving its performance, in terms of survival and growth. In resistance, the shrub and trees community of DBH ≥ 1 cm was not affected by the treatment. Similar, seedlings transplanted did not present an effect of the treatment on their performance and generally, they had a low survival. The seeds bank differed in structure and composition to the one of the primary forest, with an important presence of grasses species, and *M. arenosa*, which suggests this species will continue being an important component in these forests in the long term. It is important to extend these studies, so that they allow us to evaluate the effect of the soil plow in the long term and on a greater amount of soils variables (e.g nutrients content), and, to direct studies that allow to improve the ecophysiological knowledge of the trees species of the TDF, and of techniques that allow the enrichment of these forests, like seedlings transplant and seeds sowing.

Key words: tropical dry forest, secondary forests, *Mimosa arenosa*, restoration ecology, soil plow, transplant, *Tabebuia rosea*, *Caesalpinia platyloba*, seeds bank.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 Bosque Tropical Seco: Distribución y Estado de Conservación

La deforestación y fragmentación de los bosques son fenómenos que ocurren a escala global y constituyen problemas ambientales apremiantes por su impacto sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Myers 1988, Groom & Schumaker 1993, FAO 2002). Un ejemplo indiscutible son los bosques tropicales, que son uno de los ecosistemas más biodiversos, y a la vez, más amenazados a nivel mundial (Whitmore 1997). Cerca del 42% de estos bosques corresponden al Bosque Tropical Seco (BTS), siendo éste el más extenso y el que se encuentra bajo mayor riesgo en la actualidad (Brown & Lugo 1982, Janzen 1988, Miles *et al.* 2006).

El BTS se encuentra en áreas libres de heladas con una temperatura media anual por sobre los 17°C, una precipitación media anual entre 250 y 2000 mm, y con una evapotranspiración media anual mayor que la precipitación (Holdridge 1967). Se desarrolla en regiones tropicales que se caracterizan por una marcada estacionalidad en la precipitación, 2 a 6 meses de sequía severa, e incluso absoluta, durante los cuales la mayor parte de la vegetación pierde sus hojas (Bullock & Solís-Magallanes 1990, Rzedowski 2006, Mooney *et al.* 1995). Su distribución comprende África, Europa, Asia, Australia y América. Es en América donde se encuentra la mayor superficie remanente del BTS (66.7%; Murphy & Lugo 1995; Miles *et al.* 2006) y donde actualmente hay una mayor presión sobre este ecosistema (Janzen 1988, Miles *et al.* 2006). Tan sólo entre 1980 y 2000 se produjo una reducción del 12% del área cubierta por BTS. Actualmente, cerca del 96.7% de este bosque está expuesto a diferentes amenazas como son el cambio climático, la fragmentación del hábitat, los incendios, la conversión para uso agropecuario y la población humana (Maass 1995, Miles *et al.* 2006).

En México, el BTS se extiende sobre la costa del Océano Pacífico, desde Sonora hasta Chiapas, en una franja casi continua con áreas importantes al oeste

de Jalisco y en las cuencas del Río Balsas y Santiago, y en áreas discontinuas en la península de Yucatán, Veracruz y Tamaulipas (Challenger 1998, Trejo & Dirzo 2000). Este bosque se caracteriza por una alta diversidad y endemismo en su flora y fauna (Lott *et al.* 1987, Flores & Gérez 1994, Ceballos 1995, Gentry 1995, Trejo 1998). Sin embargo, sólo el 27% del BTS original se encuentra en un buen estado de conservación y el resto presenta algún grado de perturbación (Trejo & Dirzo 2000). Sumado a esto, el área del BTS que está bajo protección es menor al 4% de su extensión (Miles *et al.* 2006). Es así como, este ecosistema ha sido considerado una de las ecoregiones más amenazadas y, por ende, prioritaria para la conservación (Olson & Dinerstein 2002, Miles *et al.* 2006).

Uno de los principales factores de deforestación del BTS en México, ha sido la expansión de praderas ganaderas, la cual representa un 58% de las causas de conversión de este ecosistema (SEDESOL & INE 1993, Maass 1995). Sin embargo, muchas de estas tierras han sido abandonadas por su baja productividad, (Maass 1995, Maass 2002) lo cual ha permitido la regeneración del BTS y el desarrollo de vegetación secundaria. Actualmente, una gran parte del BTS original, y en general de los bosques tropicales, corresponde a bosques secundarios, por lo que éstos juegan un rol importante tanto en la conservación de este ecosistema, como también en la provisión de servicios ecosistémicos (Brown & Lugo 1990, Challenger & Soberón 2008).

1.2 Regeneración Natural del BTS

Los principales mecanismos de regeneración del BTS, son la germinación de semillas, y el rebrote de ramas y tocones (Murphy & Lugo 1986, Durán *et al.* 2002). Se considera que este ecosistema posee una alta capacidad de recuperación después de alguna perturbación debido a que muchas especies poseen propagación vegetativa (Murphy & Lugo 1986). Sin embargo, varias especies no presentan esta capacidad o está limitada (Vesk & Westoby 2004).

La estacionalidad y la cantidad de precipitación determinan la fenología de las especies arbóreas del BTS. Los procesos de foliación, floración y fructificación

de la mayoría de las especies ocurren en la estación de lluvia (Bullock & Solís-Magallanes 1990, Borchet 1996). Existe una alta proporción de especies dispersadas por el viento, en comparación con el bosque tropical lluvioso, lo que también se ha asociado con la estacionalidad de la precipitación, debido a la disminución de vectores animales por las condiciones ambientales severas que existen durante la época de sequía (Bullock 1995, Gentry 1995).

La dispersión de semillas ocurre principalmente en la estación de sequía (Bullock & Solís-Magallanes 1990). En general, las especies anemócoras se dispersan en la época de sequía y las especies zoócoras en la época de lluvia (Vieria & Scariot 2006). La mayoría de las semillas tienen una latencia corta y pierden su capacidad de germinación rápidamente, por lo que se ha considerado que el banco de semillas no tiene un papel muy importante en los procesos de regeneración en este ecosistema (Rico-Gray & García-Franco 1992, Skoglund 1992, Miller 1999, Ceccon *et al.* 2006).

La disponibilidad de agua en el suelo es la principal limitante para el establecimiento y crecimiento de las plántulas (Lieberman & Li 1992, Vargas-Rodríguez *et al.* 2005, Ceccon *et al.* 2004, Ceccon *et al.* 2006, Vieira & Scariot 2006). Las semillas dispersadas permanecen en el banco hasta la próxima época de lluvia donde encuentran suficiente humedad disponible en el suelo para la germinación y establecimiento de las plántulas (Ceccon *et al.* 2006). Se ha observado que las plántulas de especies del BTS presentan un mayor crecimiento en zonas de mayor radiación durante la estación de lluvia. Sin embargo, es en estas zonas donde presentan una menor supervivencia, debido a una mayor evapotranspiración durante la estación de sequía (Ray & Brown 1995, Gerhardt 1996, McLaren & McDonald 2003, Vieira *et al.* 2006). En general, la supervivencia de las plántulas del BTS es baja, debido principalmente al estrés hídrico que enfrentan al iniciarse la temporada de sequía (Lieberman & Li 1992, Poorter & Markesteijn 2008). Es por ello que la capacidad de rebrote puede ser un mecanismo de regeneración ventajoso para muchas especies.

CAPÍTULO II

EFECTO DEL BARBECHO SOBRE LAS CONDICIONES EDÁFICAS Y LA COMUNIDAD ARBUSTIVA Y ARBÓREA EN BOSQUES SECUNDARIOS EN UN BOSQUE TROPICAL SECO, JALISCO

2.1 Introducción

El disturbio es cualquier evento relativamente discreto en el tiempo y en el espacio, que provoca una perturbación en la estructura de una población, comunidad o ecosistema, y produce cambios en la disponibilidad de recursos o en el ambiente físico (White & Pickett 1985, Chapin *et al.* 2002). Los disturbios pueden ser de origen natural (*e.g.* huracanes) o antrópico (*e.g.* deforestación), y sus efectos dependen de la magnitud de éste, es decir, del tipo, tamaño, intensidad y frecuencia del disturbio, lo cual actúa de una manera distinta sobre las diferentes poblaciones, comunidades y ecosistemas.

Cualquier disturbio sobre la estructura de la vegetación, tal como la deforestación, provocará un proceso natural de sucesión. El proceso de sucesión secundaria, definido como el cambio temporal en la composición de especies después de un disturbio natural o antrópico (Morin 1999), dependerá de tres factores generales (Pickett *et al.* 1987): a) disponibilidad de sitios, b) disponibilidad de propágulos y c) la respuesta diferencial de las especies. La magnitud de algunos disturbios puede restringir o retardar este proceso. Entre los factores que limitan la regeneración de la vegetación y el proceso de sucesión, se incluyen: cambios microclimáticos (Kapos *et al.* 1997), degradación del suelo (Maass 1995), la ausencia de propágulos, la pérdida de los agentes dispersores (Parrotta *et al.* 1997; Silva & Tabarelli 2000), e invasión de especies exóticas (Hobbs 1991). Se ha observado que frente a un disturbio los ecosistemas pueden pasar desde su estado original hacia múltiples estados de degradación, los cuales tienen el potencial de ser reversibles si es que el factor de disturbio es eliminado. Sin embargo, una vez que se haya cruzado cierto umbral de degradación, esta reversibilidad se hace difícil o imposible, pasando el sistema a un estado

alternativo, el cual difiere del ecosistema original en su estructura, composición y funcionamiento (Hobbs & Norton 1996).

En México, el principal factor de disturbio del BTS ha sido la conversión a praderas ganaderas (SEDESOL & INE 1993, Maass 1995). Un ejemplo lo encontramos en la región de Chamela (19° N 104° W), ubicada en la costa del Estado de Jalisco, donde grandes áreas del BTS han sido convertidas a praderas ganaderas durante las últimas 4 décadas (De Ita-Martínez 1983, Gutiérrez 1993). Este proceso de conversión se lleva a cabo principalmente a través de tres etapas: la roza, tumba y quema, la siembra de pastos al inicio de la estación de lluvias, y la introducción del ganado para pastoreo al iniciarse la temporada de sequía (Maass *et al.* 2002).

La conversión del bosque conlleva la destrucción casi completa de la estructura y composición de la vegetación, con una reducción drástica en la diversidad de especies y la disrupción en el funcionamiento del ecosistema (Maass 1995). Una de las principales consecuencias ecológicas de la conversión sucede a nivel de las propiedades químicas, biológicas y físicas del suelo. Los efectos del fuego, producto de la quema, producen una disminución de nutrientes, principalmente por la volatilización de compuestos orgánicos, y la pérdida del banco de semillas original (Miller 1999), pérdida de biomasa de raíces finas (Castellanos 1997), pérdida de formas lábiles de carbono (García-Oliva *et al.* 1999b), pérdida de grupos funcionales microbianos (García-Oliva *et al.* 1999a) y cambios en el pH del suelo (García-Oliva *et al.* 1999b). Todo lo cual tiende a reducir la disponibilidad de nutrientes en el tiempo. Posterior a la quema, el suelo está desnudo, lo que fomenta la formación de costras y la disminución en la capacidad de infiltración. Con el inicio de las lluvias, se incrementa la escorrentía superficial y con esto la erosión del suelo (Maass 1995). Finalmente, la introducción del ganado, provoca compactación, dificultando el movimiento del agua y aire a través del suelo, lo cual favorece la erosión y degradación del mismo (Maass 1995, García-Oliva & Maass 1998, Greenwood & McKenzie 2001, Maass 2002, Burgos 2004, Sharrow 2007).

A la vez, el desarrollo de vegetación secundaria y la regeneración del BTS se ven severamente disminuidas. Las especies pierden su capacidad de rebrote después de cortas frecuentes y uso del fuego (Sampaio *et al.* 1993, Miller & Kauffman 1998a, Marod *et al.* 2002, Vieira & Scariot 2006). Sumado a esto, la regeneración por semillas es fuertemente afectada por el fuego. En Chamela, la densidad de semillas viables en el banco después de la quema es del 7%, lo cual muestra la baja adaptación de las especies al fuego (Miller 1999). Estudios de regeneración del BTS en la misma región han reportado una abundancia de especies tolerantes al disturbio de los géneros *Acacia* y *Mimosa* (Fabaceae) y una reducción de especies nativas (Miller & Kauffman 1998b), lo cual podría explicarse tanto por la baja aptitud del sitio para el establecimiento de especies de bosque primario, como por la ausencia de rebrote y del banco de semillas que provoca la utilización del fuego durante el tiempo de uso (Miller & Kauffman 1998a,b). Se ha observado que si praderas ganaderas en pendiente se abandonan después de un ciclo de cultivo de pastos, el sistema tiene el potencial de recuperarse y retornar a su estado inicial. Mientras que, si las praderas son abandonadas después de varios ciclos de cultivos, el sistema habrá cruzado un umbral de degradación y se dirigirá a un estado alternativo, caracterizado por una vegetación secundaria espinosa dominada por *Mimosa arenosa* (Wild) var. *leiocarpa* (DC.) Barneby (Fabaceae; Lott 1993), una especie no nativa, lo cual pudiera persistir hasta por 20 años (Burgos 2004), sugiriendo una sucesión arrestada (Ortiz 2001). Actualmente, en bosques secundarios (praderas ganaderas abandonadas por de ca. 30 años) *M. arenosa* es la especie más abundante, representando el 44% del total de individuos, con una importante presencia de individuos juveniles. A la vez, el área basal total alcanza el 22% del bosque primario (Trejo 1998, Romero-Duque *et al.* 2007) y en estos sitios sólo están presentes la mitad de las especies más abundantes del bosque primario (Durán *et al.* 2002, Romero-Duque *et al.* 2007).

Tomando en cuenta que los bosques secundarios son la cobertura vegetal más extendida en las regiones tropicales, debido principalmente a disturbios de origen antrópico, y que éstos son importantes tanto por la provisión de servicios ecosistémicos como por la conservación de este ecosistema (Brown & Lugo 1990,

Challenger & Soberón 2008), se hace importante dirigir esfuerzos de investigación que permitan conocer métodos y técnicas que faciliten la restauración de estos bosques. La ecología de la restauración tiene como objetivo regresar un ecosistema degradado a un estado deseado definido bajo ciertos criterios, acelerando cambios bióticos o reiniciando el proceso sucesional (Luken 1990, Hobbs & Norton 1996). En primer lugar, la restauración de sistemas degradados dependerá de eliminar los disturbios que han causado tal degradación. Sin embargo, si el sistema ha cruzado ciertos umbrales de degradación, será necesario de cierta intervención sobre el ecosistema para dirigirlo hacia un estado deseado. Esta intervención dependerá de la situación particular de cada sistema (Hobbs & Norton 1996).

En este caso, bosques secundarios abandonados de ca. 30 años, difieren en estructura y composición al bosque primario, por lo que es importante el estudio de técnicas que faciliten su recuperación hacia un estado más similar al del bosque primario/maduro. Debido a su historia de uso y manejo (praderas ganaderas), es de esperar que estos bosques secundarios exhiban una disminución en su capacidad para retener agua, principalmente por la compactación del suelo, lo cual se expresa en una mayor densidad aparente (Burgos 2004). De esta manera se requiere de mecanismos que permitan mejorar las condiciones actuales del suelo, principalmente que promuevan el ingreso y retención de agua en el suelo, y con esto favorecer la captura de agua por parte de las plantas. En cultivos agrícolas, el barbecho del suelo ha sido una técnica utilizada desde inicios del siglo XIX, ya que mejora la estructura del suelo y la superficie de drenaje, mejorando las condiciones para la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas, y reduce la competencia con otras plantas (Gebhardt *et al.* 1985, Luken *et al.* 1997). Considerando esto, el barbecho del suelo puede ser una técnica útil para favorecer el reclutamiento, crecimiento y supervivencia de las especies vegetales nativas en bosques secundarios. Este estudio se realizó en tres sitios de bosque secundario del BTS, abandonados aproximadamente hace 30 años, en la región de Chamela. Se evaluó el efecto del

barbecho en el corto plazo sobre variables edáficas, y sobre el reclutamiento, crecimiento y supervivencia de especies arbustivas y arbóreas.

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo General

Evaluar el efecto del barbecho del suelo en bosques secundarios del BTS para el establecimiento de bases para su restauración.

2.2.2 Objetivos Específicos

1. Determinar la abundancia relativa de individuos de *M. arenosa* en bosques secundarios.
2. Estudiar el efecto del barbecho del suelo sobre variables edáficas (densidad aparente, contenido de agua y temperatura a 10 cm de profundidad del suelo) en bosques secundarios.
3. Estudiar el efecto del barbecho del suelo sobre la dinámica de la comunidad arbustiva y arbórea con respecto al crecimiento, reclutamiento y mortalidad en bosques secundarios.
4. Estudiar el efecto del barbecho del suelo sobre la dinámica de la comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas con respecto al reclutamiento, supervivencia, crecimiento, riqueza, diversidad y equitatividad en bosques secundarios.

2.3 Hipótesis

1. El barbecho del suelo mejorará las condiciones del suelo al disminuir la compactación de éste, por lo que disminuirá la densidad aparente, aumentará el contenido de agua, y disminuirá la temperatura a 10 cm de profundidad.
2. El barbecho del suelo mejorará las condiciones del suelo, lo cual aumentará el crecimiento en diámetro de los tallos de árboles y arbustos, aumentando el reclutamiento y disminuyendo la mortalidad de éstos. Como también permitirá un aumento en la cobertura de la copa de árboles y arbustos.
3. El barbecho del suelo mejorará las condiciones del suelo, lo cual beneficiará el reclutamiento de plántulas arbustivas y arbóreas, como también aumentará su supervivencia y crecimiento en altura. A la vez, se espera que el tratamiento modifique la riqueza, diversidad y equitatividad de la comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas.

2.4 Metodología

2.4.1 Área de Estudio

Este estudio se realizó en la región de Chamela (Municipio de La Huerta, Estado de Jalisco), en los alrededores de la Reserva de las Biósfera Chamela-Cuixmala (19° 29' y 19°34' N y 104° 58' y 105°04' W). En esta región, el clima es altamente estacional, con una pronunciada estación seca. La precipitación anual promedio es de 746 mm (1983-2004), distribuida principalmente desde junio a octubre, con una marcada variabilidad interanual (Fig. 1 y 2). En promedio, anualmente el 31% de la precipitación cae en septiembre. La temperatura media anual es de 24.6° C, con una oscilación media anual de 4.3° C (García-Oliva *et al.* 1995, 2002). La región de Chamela posee una alta riqueza de especies y endemismos (Lott *et al.* 1987). La flora comprende al menos 1149 especies de plantas vasculares, en 125 familias y 572 géneros (Lott 2002). Las familias de

plantas con mayor riqueza son Fabaceae, Euphorbiaceae, Rubiaceae y Bignoniaceae, y más del 10% de las especies son endémicas de los Estados de Jalisco y Colima. El tipo de vegetación dominante es el BTS (Lott 2002). La mayor parte de las plantas (75–90%) pierden sus hojas durante la estación seca; a partir de noviembre hasta junio (Rzedowski 2006). El paisaje está conformado por lomeríos bajos (120 a 250 msnm) con escasas zonas planas (Solís 1993, Rodríguez 1999). Existen diferentes tipos de suelo en la región, entre los que se encuentran Regosoles, Cambisoles, Litosoles y Faeozems (SPP 1981).

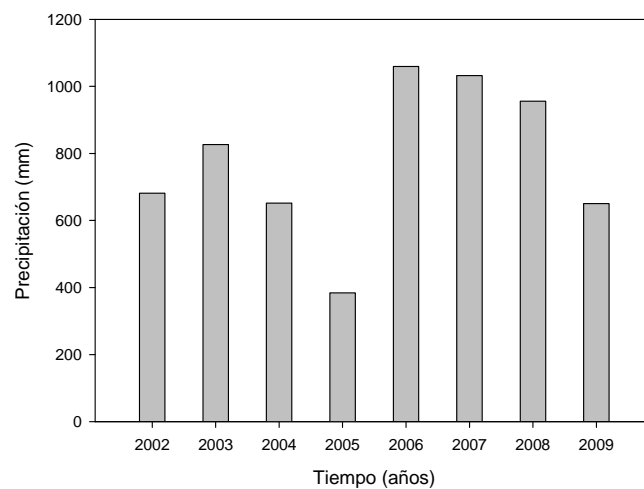


Figura 1. Precipitación anual (2002-2008) registrada en la Estación de Biología Chamela de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

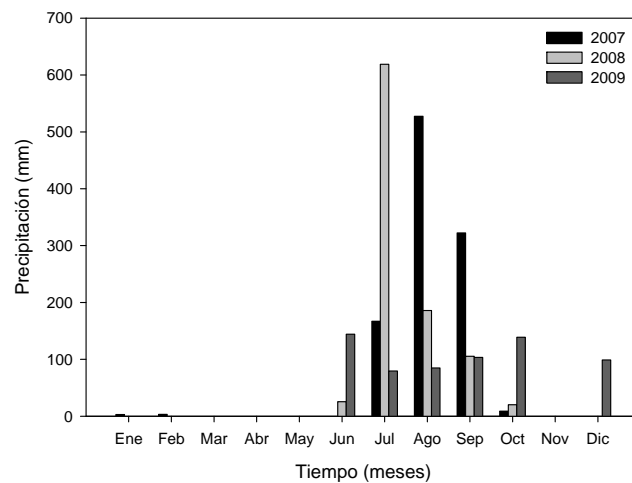


Figura 2. Precipitación mensual para los años 2007, 2008 y 2009, registrada en la Estación de Biología Chamela (UNAM).

2.4.2 Diseño Experimental

Se seleccionaron tres sitios de bosque secundario, que corresponden a praderas ganaderas abandonadas, los cuales tuvieron una historia de uso y manejo similar (Cuadro 1). En estos sitios, el bosque primario fue expuesto al sistema de roza, tumba y quema hace ca. 30 años (1972-1976), apoyado por el Programa Nacional de Desmonte (PRONADE), para el cultivo de pastos para forrajeo, específicamente pasto Guinea (*Panicum maximum* Jacq.) y pasto Buffel (*Pennisetum ciliare* L.). Estos sitios fueron abandonados a los pocos años de uso, debido principalmente a una baja productividad de la tierra. Los sitios están localizados cerca del pueblo Quémaro, aproximadamente a 20 km al norte de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala (Fig. 3). Para cada sitio, se determinó la densidad de árboles y arbustos (individuos ha^{-1}), densidad de tallos (tallos ha^{-1}), riqueza y composición de especies del área estudiada (Cuadro 1, Anexo I). Considerando la historia de manejo y uso del suelo, y sus características físicas y bióticas, los tres sitios son considerados réplicas. Sin embargo, de todas maneras se evaluará si existen diferencias entre los sitios para las variables estudiadas en esta investigación.

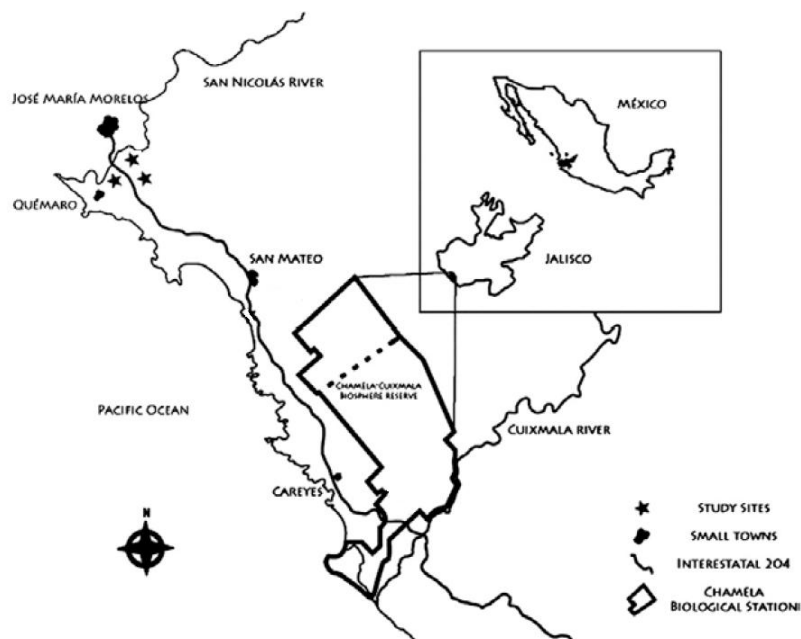


Figura 3. Localización de los tres sitios en el área de estudio. Modificado de Noguera *et al.* (2002) y Romero (2008).

Cuadro 1. Caracterización de los tres sitios de estudio, localización e historia de uso y manejo.

	Guayabiloso (Sitio 1)	La Abuela (Sitio 2)	San Nicolás (Sitio 3)
Intervalo de tiempo desde la primera roza, tumba y quema	1972-1976	1972-1976	1972-1976
Años de uso	5	5	1
Introducción de ganado	Si	Si	Si
Años de abandono	27-31	27-31	32-35
Coordenadas geográficas			
Latitud N	19° 37' 31"	19° 38' 49"	19° 38' 57"
Longitud W	105° 9' 19"	105° 10' 34"	105° 10' 29"
Altitud (msnm)	47	54	45
Pendiente (%)	32	35	30
Exposición	SO	SO	O
Superficie (ha)	5	5	10
Densidad de árboles y arbustos por ha**	4200 ± 1410	5700 ± 870	4700 ± 1482
Densidad de tallos por ha**	8300 ± 3620	14300 ± 597	9800 ± 2206
Riqueza de especies de árboles y arbustos**	17	17	18

** No se encontraron diferencias significativas entre sitios (prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis; $p > 0.2$).

El experimento se montó en mayo de 2008. En cada uno de los 3 sitios se estableció un área de 7 m x 12 m (84 m²), el cual fue cercado con alambre de púas para evitar la entrada de ganado. Al interior de esta área, se establecieron dos parcelas de 5 m x 5 m (25 m²). En una parcela escogida al azar, se barbechó el suelo, mientras que la otra no fue manipulada (control). El tratamiento de barbecho del suelo consistió en el picado de los primeros 10 cm del suelo, con remoción de la vegetación, limpieza de piedras y materiales gruesos. Posteriormente, en cada parcela (barbecho y control) se dispusieron, de manera aleatoria, 4 cuadros de 1 m² (1 m x 1 m) para evaluar la comunidad regenerativa de plántulas de especies arbustivas y arbóreas (Fig. 4). Las parcelas según tratamiento y sitio serán abreviadas como BS1, CS1, BS2, CS2, BS3 y CS3, donde B: barbecho, C: control, S1: sitio 1, S2: sitio 2 y S3: sitio 3. Las observaciones en campo se realizaron en mayo de 2008 (montaje del experimento

y primera toma de datos), julio (estación de lluvia), septiembre, noviembre (final de la estación de lluvia), marzo de 2009 (estación de sequía) y julio de 2009, que corresponden a los meses 0, 2, 4, 6, 10 y 14.

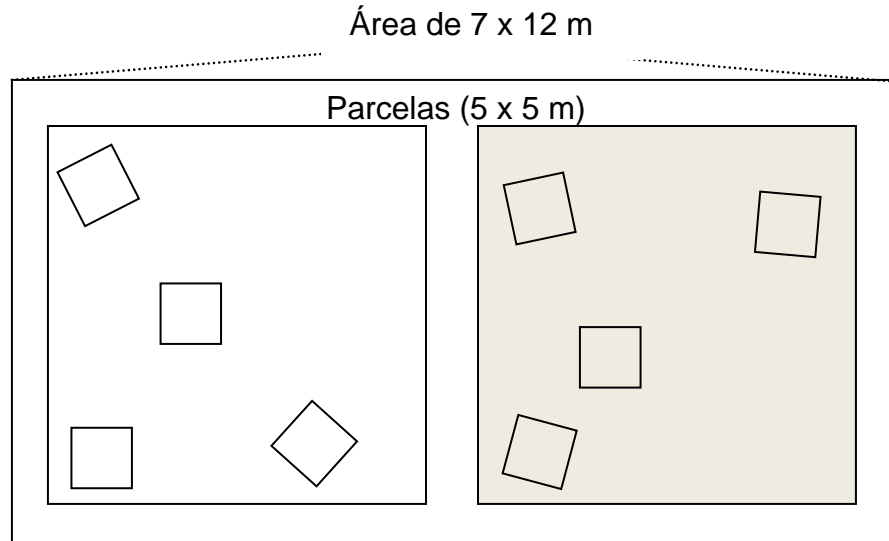


Figura 4. Diseño del experimento replicado en cada sitio. Área en gris corresponde a la parcela donde se barbechó el suelo. Cuadros en línea continua (1 m x 1 m) para evaluar la comunidad regenerativa de plántulas de especies arbustivas y arbóreas.

i. Variables edáficas. En cada parcela se estudiaron las siguientes variables edáficas: densidad aparente, contenido de agua del suelo y temperatura a 10 cm de profundidad.

La densidad aparente del suelo (ρ^b , g cm^{-3}) es la relación entre el peso de suelo seco (peso de la fase sólida) y el volumen que ocupa incluyendo la porosidad, es decir, el volumen de suelo no perturbado. La densidad aparente se calculó de la siguiente forma:

$$\rho^b = P_{ss}/V \quad (1)$$

Donde P_{ss} es el peso del suelo seco, y V es el volumen de la muestra de suelo.

El contenido de agua gravimétrico (CAS, g g^{-1}) es la relación entre el peso del agua contenida en la muestra de suelo, y el Pss, calculada de la siguiente manera:

$$\text{CAS} = (\text{Psh} - \text{Pss}) / \text{Pss} \quad (2)$$

Donde Psh es el peso del suelo húmedo.

En cada parcela, de manera aleatoria se tomaron 4 muestras de suelo a nivel superficial, utilizando una barrena de 5 cm de diámetro y 10 cm de profundidad (volumen de cada muestra: 196.35 cm^3). Las muestras de suelo se depositaron en bolsas plásticas y en el laboratorio, fueron pesadas y secadas en un horno a 120°C durante 24 horas hasta peso constante para la obtención del Pss. Posteriormente, se determinó ρ^b y CAS por medio de las fórmulas ya especificadas (Landon 1991). Estas mediciones fueron, dentro de lo posible, tomadas en días consecutivos con condiciones climáticas similares. La densidad aparente fue medida en cada observación de campo a partir de julio, y además en diciembre de 2008. El contenido de agua gravimétrico fue medido en diciembre (2008), marzo y julio (2009).

La temperatura del suelo fue medida con una microestación HOBO (Onset Computer Corporation) en julio y septiembre de 2008, y posteriormente, con un termómetro digital en marzo y julio de 2009. Se realizaron 4 mediciones en 4 puntos aleatorios en cada parcela entre las 12:00 y 16:00 horas, en días despejados.

ii. Comunidad arbórea y arbustiva. En mayo de 2008, en cada parcela se registraron, marcaron y midieron todos los tallos de los individuos de especies arbustivas y arbóreas de diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 1 cm. En cada tallo se marcó el lugar de medición para reducir errores, y poder hacer un seguimiento de su crecimiento en diámetro a través del estudio.

Para determinar la riqueza y composición de especies, se colectaron muestras de herbario de los individuos marcados, los cuales fueron identificados

por un experto botánico (Emily J. Lott, Universidad de Texas, EUA). Los individuos se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible, siguiendo la nomenclatura propuesta por Lott (2002).

Las variables estudiadas en cada observación de campo fueron: DAP, cobertura de la copa (CC), número de tallos de cada individuo, reclutamiento y supervivencia de tallos e individuos. La CC se determinó midiendo el diámetro mayor de la copa (D_1) y la perpendicular a éste (D_2), con estos datos se calculó la cobertura, utilizando la fórmula del área de una elipse ($A = (D_1/2) * (D_2/2) * \pi$; donde π (pi) es igual a 3.142). A partir del DAP, se determinó el área basal (AB) de cada tallo enraizado dentro de cada parcela utilizando la siguiente fórmula: $AB = \pi * (DAP/2)^2$.

Se determinó la tasa de reclutamiento (R_x) y mortalidad (M_x) relativa anual para el AB y para el número de tallos enraizados (NT), y la tasa de crecimiento relativa anual (C_{AB}) para el AB. Todas estas tasas se calcularon entre el censo inicial (Mayo 2008) y el censo final (Julio 2009), según las siguientes fórmulas (van Breugel *et al.* 2006):

$$R_x = [(X_0 + R) / X_0]^{365/t} - 1 \quad (3)$$

$$M_x = 1 - [1 - (M / X_0)]^{365/t} \quad (4)$$

$$C_{AB} = [(AB_{S(0)} + C) / AB_{S(0)}]^{365/t} - 1 \quad (5)$$

Donde R_x y M_x puede ser expresado en AB o NT, X_0 es el AB o NT en el censo inicial, t es el periodo censal medido en días, R y M es el reclutamiento y mortalidad en el tiempo t , respectivamente. Finalmente, $AB_{S(0)}$, es el AB en el censo inicial de los árboles que sobrevivieron al tiempo t y C es su crecimiento en AB al tiempo t (AB final – AB inicial).

iii. Comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas. En julio de 2008, en cada cuadro, se registraron, etiquetaron y midieron las plántulas

reclutadas de especies arbustivas y arbóreas. Se consideró como plántula a todo individuo entre 0.1 m a 1 m de altura. La altura se midió desde la base del tallo hasta el meristema apical.

Se determinó la densidad de plántulas reclutadas (plántulas m⁻²), su supervivencia y crecimiento en altura. Para la supervivencia se consideró la cohorte de plántulas reclutadas en julio de 2008, ya que sólo en este mes se registró un reclutamiento importante, en un periodo de un año (julio de 2009). El crecimiento se determinó para dos periodos: de julio a septiembre y de septiembre a noviembre de 2008.

Para determinar la riqueza y composición de especies, se colectaron muestras de herbario y se tomaron fotografías de las plántulas reclutadas, las cuales fueron identificadas por un experto botánico (Emily J. Lott, Universidad de Texas, EUA). Los individuos se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible, siguiendo la nomenclatura propuesta por Lott (2002). Además se calcularon los índices de diversidad de Shannon (H) y de Simpson (1-S), y el índice de equitatividad de Pielou (J), para lo cual se consideró el total de individuos reclutados durante toda la estación de lluvia. Se utilizó el programa Primer 5 (Versión 5.2.9) para calcular estos índices.

2.4.3 Análisis de los datos

i. Variables edáficas. Para evaluar si existían diferencias significativas en la densidad aparente, contenido de agua gravimétrico y temperatura a 10 cm de profundidad del suelo entre los factores sitio, tratamiento y tiempo, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de medidas repetidas.

ii. Comunidad arbustiva y arbórea. Para determinar si la abundancia relativa de *M. arenosa* difería entre los sitios se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Se establecieron dos categorías de tamaño de DAP (1-5 cm y mayor o igual a 5 cm) para determinar el AB y la CC. Para evaluar si existen diferencias significativas en el AB y CC entre sitio, tratamiento y tiempo, se realizó un ANOVA de medidas repetidas. Para CC sólo se consideraron los censos realizados

durante la estación de lluvia (meses 2, 4, 6 y 14), ya que es donde los individuos presentaron cobertura de copa (follaje). Finalmente, para determinar diferencias estadísticas en las tasas R_x , M_x y C_{AB} entre los tratamientos, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

iii. Comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas. Para determinar si la densidad, supervivencia y riqueza de plántulas reclutadas difiere según el sitio y tratamiento se realizó un ANOVA factorial. Los datos de supervivencia fueron transformados (arcoseno) para poder realizar el ANOVA. Para evaluar si el crecimiento difiere entre los factores sitio, tratamiento y tiempo, se realizó un ANOVA de medidas repetidas. Finalmente, para conocer si existen diferencias significativas en la diversidad de especies y equitatividad entre los sitios y tratamientos, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

En todos los casos, previo al ANOVA, se realizaron pruebas de normalidad de los datos (prueba de Kolmogorov-Smirnov y de Shapiro-Wilk's W) y de homogeneidad de varianzas (prueba de Levene y prueba de Brown-Forsythe) para conocer si se cumplían los supuestos de este tipo de análisis. Cuando el ANOVA mostró diferencias significativas, se realizó una prueba de comparación múltiple (prueba de Tukey HSD) para conocer qué grupo (o grupos) fue diferente del resto. Se utilizó el programa Statistica (7.0). Todos los análisis estadísticos fueron realizados con un nivel confianza de un 95%.

2.4 Resultados

i. Variables edáficas.

Densidad aparente del suelo.

El efecto del tratamiento sobre la densidad aparente fue dependiente del sitio (término del modelo: Sitio * Tratamiento; Cuadro 2). El S1 y S3 presentaron una densidad aparente promedio menor en tratamiento de barbecho ($1.166 \pm 0.041 \text{ g cm}^{-3}$ y $1.081 \pm 0.054 \text{ g cm}^{-3}$ para el S1 y S3 respectivamente) que en

control ($1.414 \pm 0.041 \text{ g cm}^{-3}$ y $1.280 \pm 0.045 \text{ g cm}^{-3}$ para el S1 y S3 respectivamente). Mientras que el S2 no presentó diferencias significativas entre barbecho ($1.180 \pm 0.041 \text{ g cm}^{-3}$) y control ($1.197 \pm 0.048 \text{ g cm}^{-3}$; Fig. 5).

Cuadro 2. Resultados del ANOVA para evaluar diferencias en: densidad aparente (a), contenido de agua gravimétrico (b) y temperatura a 10 cm de profundidad del suelo (c), entre los factores tratamiento, sitio y tiempo, según corresponda. En negritas diferencias significativas ($p < 0.05$).

a)	Densidad aparente	F	g.l.	p
	Sitio	4.484	2	0.026
	Tratamiento	21.939	1	<0.001
	Sitio * Tratamiento	4.469	2	0.027
	Tiempo	1.709	5	0.141
	Tiempo * Sitio	0.213	10	0.213
	Tiempo * Tratamiento	1.110	5	0.361
	Tiempo * Sitio * Tratamiento	0.545	10	0.854
b)	Contenido de agua gravimétrico	F	g.l.	p
	Sitio	4.069	2	0.035
	Tratamiento	0.034	1	0.857
	Sitio * Tratamiento	2.581	2	0.103
	Tiempo	61.335	1	<0.001
	Tiempo * Sitio	5.477	2	0.002
	Tiempo * Tratamiento	0.011	1	0.989
	Tiempo * Sitio * Tratamiento	1.792	2	0.152
c)	Temperatura a 10 cm	F	g.l.	p
	Sitio	20.2	2	<0.001
	Tratamiento	0.7	1	0.409
	Sitio * Tratamiento	0.9	2	0.422
	Tiempo	10.3	3	<0.001
	Tiempo * Sitio	9.0	6	<0.001
	Tiempo * Tratamiento	0.8	3	0.520
	Tiempo * Sitio * Tratamiento	2.4	6	0.039

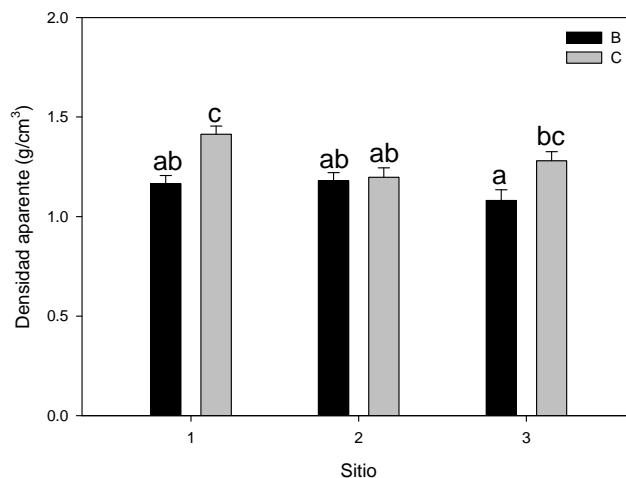


Figura 5. Densidad aparente según tratamiento y sitio (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas

Contenido de agua del suelo.

El contenido de agua gravimétrico en promedio fue significativamente mayor en el sitio 3 ($0.093 \pm 0.016 \text{ g g}^{-1}$) que en el sitio 1 ($0.063 \pm 0.009 \text{ g g}^{-1}$) y no se encontró un efecto del tratamiento (término del modelo: Sitio * Tratamiento; Cuadro 2). El contenido del agua del suelo fue significativamente diferente en el tiempo, aunque esto dependió del sitio (término del modelo: Tiempo * Sitio; Cuadro 2). De manera general, el contenido de agua gravimétrico en promedio fue mayor en julio de 2009 ($0.135 \pm 0.009 \text{ g g}^{-1}$), seguido por diciembre de 2008 ($0.066 \pm 0.012 \text{ g g}^{-1}$) y menor en marzo de 2009 ($0.023 \pm 0.001 \text{ g g}^{-1}$; Cuadro 2).

Temperatura del suelo.

La temperatura a 10 cm de profundidad del suelo en promedio fue significativamente mayor en el sitio 2 ($28.435 \pm 0.220 \text{ °C}$) en comparación con el sitio 1 ($28.058 \pm 0.152 \text{ °C}$) y sitio 3 ($27.470 \pm 0.139 \text{ °C}$). No se encontró un efecto del tratamiento (término del modelo: Sitio * Tratamiento; Cuadro 2). La temperatura a 10 cm fue significativamente diferente en el tiempo, aunque esto dependió del sitio (término del modelo: Tiempo * Sitio; Cuadro 2). De manera

general, en septiembre se registró la mayor temperatura promedio del suelo (28.730 ± 0.169 °C), y difirió significativamente con las mediciones realizadas en julio de 2008 (27.930 ± 0.224 °C) y julio de 2009 (26.958 ± 0.112 °C; Cuadro 2).

ii. Comunidad arbustiva y arbórea. En total en mayo de 2008, se registraron y marcaron 64 individuos de especies arbustivas y arbóreas de DAP > 1 cm, pertenecientes a 18 especies. La especie más abundante fue *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir (Fabaceae; Fig. 6), con una abundancia relativa promedio de $28.575 \pm 9.6\%$ del total de individuos, y no fue significativamente diferente entre los sitios (Kruskal-Wallis, $H_{(2,12)} = 1.448$, $p = 0.485$). La segunda especie con mayor abundancia correspondió a *Apoplanesia paniculata* Presl. (Fabaceae), mientras que, las familias con mayor representación en número de especies y número de individuos, fueron Fabaceae, seguida por Euphorbiaceae (Anexo I).

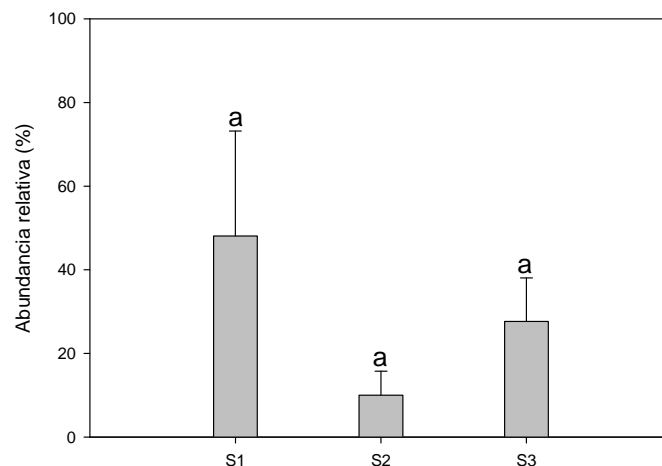


Figura 6. Abundancia relativa de individuos de *M. arenosa* según el sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios.

Área basal.

El AB promedio de los individuos de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP 1-5 cm y ≥ 5 cm no difirió estadísticamente entre los sitios. No hubo

diferencias significativas entre los tratamientos ni en las interacciones tratamiento-sitio y tratamiento-tiempo. En general, el AB fue aumentando significativamente desde mayo hasta noviembre de 2008, disminuyendo en marzo (Fig. 7 y 8, Cuadro 3).

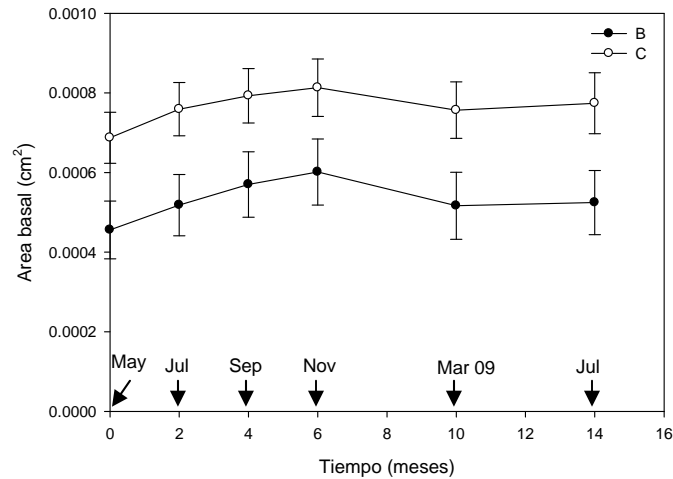


Figura 7. Área basal promedio de los individuos de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP 1-5 cm a través del tiempo para cada tratamientos (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar.

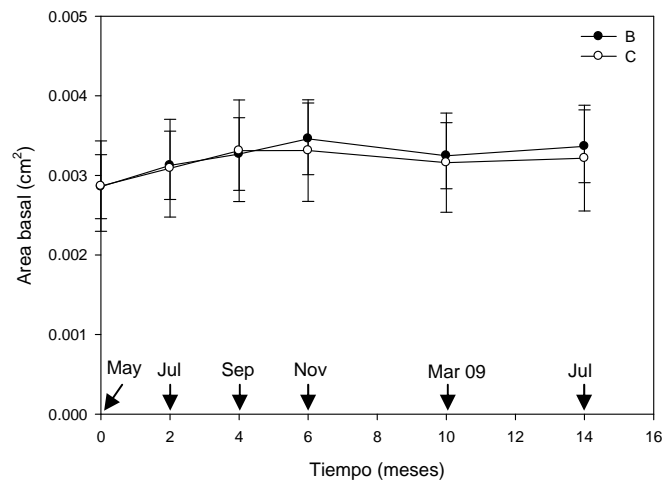


Figura 8. Área basal promedio de los individuos de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP ≥ 5 cm a través del tiempo para cada tratamientos (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar.

Cuadro 3. Resultados del ANOVA de medidas repetidas para evaluar diferencias en el área basal de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP 1-5 cm (a) y DAP \geq 5 cm (b) y cobertura de la copa de la comunidad de DAP 1-5 cm (c) y DAP \geq 5 cm (d) entre tratamiento, sitio y tiempo. En negrita diferencias significativas ($p < 0.05$).

a)	Área basal DAP 1-5 cm	F	g.l.	p
	Sitio	2.772	2	0.068
	Tratamiento	1.220	1	0.272
	Sitio * Tratamiento	1.797	2	0.171
	Tiempo	27.736	5	<0.001
	Tiempo * Sitio	2.153	10	0.020
	Tiempo * Tratamiento	0.819	5	0.537
	Tiempo * Sitio * Tratamiento	1.341	10	0.206
b)	Área basal DAP > 5 cm	F	g.l.	p
	Sitio	0.996	2	0.378
	Tratamiento	1.337	1	0.255
	Sitio * Tratamiento	1.066	2	0.354
	Tiempo	34.510	5	<0.001
	Tiempo * Sitio	0.646	10	0.773
	Tiempo * Tratamiento	1.908	5	0.095
	Tiempo * Sitio * Tratamiento	4.390	10	<0.001
c)	Cobertura de la copa DAP 1-5 cm	F	g.l.	p
	Sitio	0.445	2	0.646
	Tratamiento	0.443	1	0.512
	Sitio * Tratamiento	0.207	2	0.815
	Tiempo	3.517	3	0.019
	Tiempo * Sitio	0.089	6	0.997
	Tiempo * Tratamiento	0.855	3	0.468
	Tiempo * Sitio * Tratamiento	0.482	6	0.820
d)	Cobertura de la copa DAP > 5 cm	F	g.l.	p
	Sitio	0.729	2	0.506
	Tratamiento	1.008	1	0.339
	Sitio * Tratamiento	3.488	2	0.071
	Tiempo	2.267	3	0.101
	Tiempo * Sitio	0.147	6	0.988
	Tiempo * Tratamiento	0.368	3	0.776
	Tiempo * Sitio * Tratamiento	0.513	6	0.793

Cobertura de la copa.

La CC promedio de los individuos de DAP 1-5 cm no fue significativamente diferente entre sitios, ni entre tratamientos ni en ninguna de sus interacciones mientras que la CC fue significativamente menor en julio de 2009 en comparación con julio, septiembre y noviembre de 2008 (Fig. 9; Cuadro 3). La CC promedio de los individuos de DAP ≥ 5 cm no fue significativamente diferente entre sitios, tratamientos y tiempo, ni en ninguna de sus interacciones (Cuadro 3).

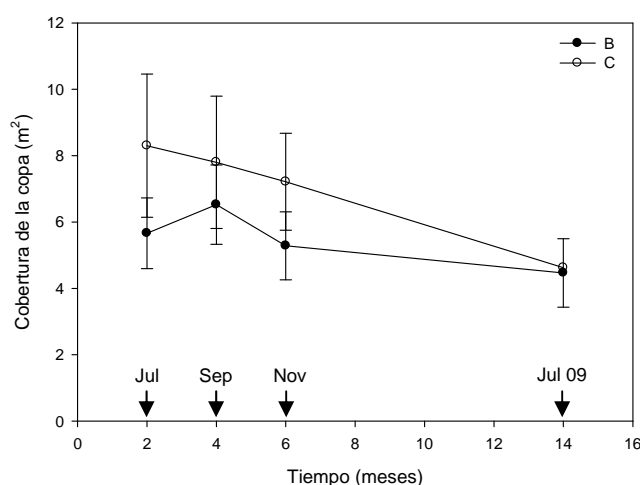


Figura 9. Cobertura de la copa de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP 1-5 cm a través del tiempo para cada tratamientos (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar.

Tasas de crecimiento, reclutamiento y mortalidad.

Las tasas R_{AB} , R_{NT} , M_{AB} y M_{NT} no difirieron significativamente entre barbecho y control (Fig. 10 y 11). La tasa C_{AB} fue mayor en barbecho ($0.154 \pm 0.017 \text{ cm}^2 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) que en control ($0.115 \pm 0.019 \text{ cm}^2 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$), pero no difirieron estadísticamente (Fig. 12).

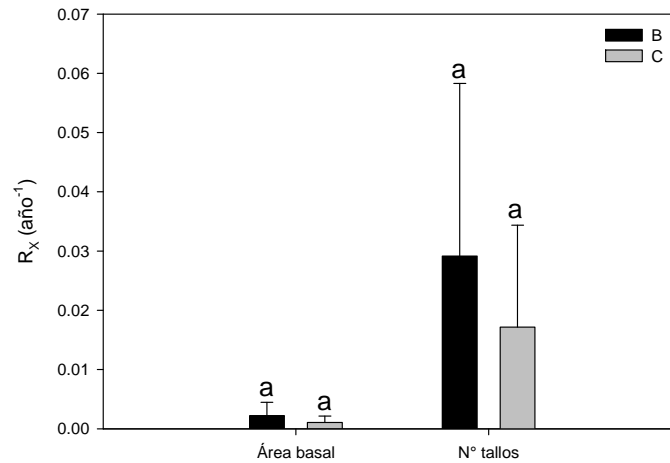


Figura 10. Tasa de reclutamiento relativa anual para área basal ($\text{cm}^2 \text{cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) y número de tallos ($\text{n}^\circ \text{tallos} \text{n}^\circ \text{tallos}^{-1} \text{año}^{-1}$) según tratamiento. Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes en cada variable indican diferencias significativas entre tratamientos.

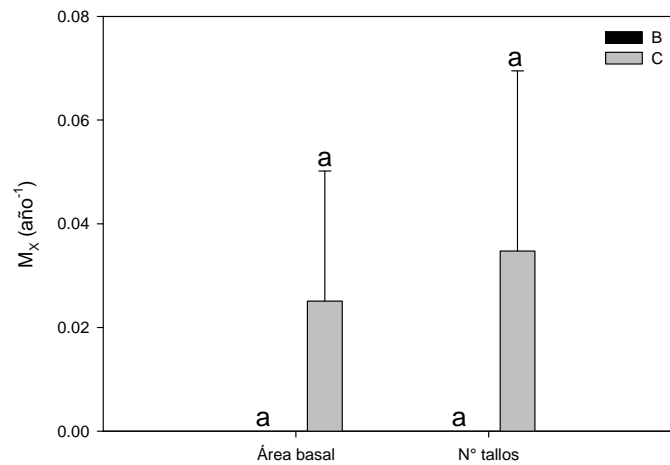


Figura 11. Tasa de mortalidad relativa anual para área basal ($\text{cm}^2 \text{cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) y número de tallos ($\text{n}^\circ \text{tallos} \text{n}^\circ \text{tallos}^{-1} \text{año}^{-1}$) según tratamiento. Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes en cada variable indican diferencias significativas entre tratamientos.

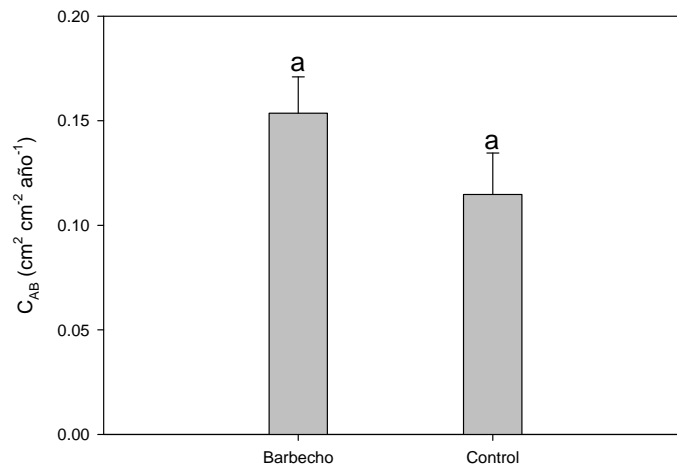


Figura 12. Tasa de crecimiento relativa anual de área basal ($\text{cm}^2 \text{cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) según tratamiento. Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

iii. Comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas. En total se reclutaron 62 plántulas en el tratamiento de barbecho y 48 plántulas en el control pertenecientes a 17 especies durante la estación de lluvia (Cuadro 4). De las 17 especies, 11 se encontraron en el tratamiento de barbecho, 8 en el control y sólo 2 especies están presentes en ambos tratamientos. La especie más abundante fue *Coursetia caribaea* (Jacq.; Fabaceae), que representó el 69.355% de todas las plántulas reclutadas en barbecho y 68.750% en control. La segunda especie más abundante correspondió a *Mimosa sp.* que obtuvo una abundancia relativa de 14.516% en barbecho y de 4.167% en control.

Cuadro 4. Lista de las especies reclutadas y su abundancia durante la estación de lluvia según sitio y tratamiento (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio3, B: barbecho, C: control). Un signo de interrogación indica una determinación problemática.

Familia	Género	Especie	S1		S2		S3	
			B	C	B	C	B	C
Acanthaceae	<i>Tetramerium</i>	<i>Tetramerium sp.</i>				2		
Boraginaceae	<i>Cordia</i>	<i>Cordia sp.?</i>						1
Fabaceae	<i>Coursetia</i>	<i>Coursetia caribaea</i> (Jacq.)	9	10	20	17	14	6
	<i>Mimosa</i>	<i>Mimosa sp.</i>	2	1	4		3	1
	<i>Caesalpinia</i>	<i>Caesalpinia eriostachys</i> Benth.				2		
		indeterminada (1)					7	
		indeterminada (2)					1	
Sapindaceae	<i>Thouinia</i>	<i>Thouinia paucidentata</i> Radlk.					1	
Sterculiaceae	<i>Ayenia</i>	<i>Ayenia micrantha</i> Standl.						1
		Morfoespecie (1)				1		
		Morfoespecie (2)				1		
		Morfoespecie (3)				1		
		Morfoespecie (4)				1		
		Morfoespecie (5)				1		
		Morfoespecie (6)				1		
		Morfoespecie (7)						1
	Morfoespecie (8)						1	
Total			11	11	32	28	19	9

Densidad de plántulas reclutadas.

La densidad promedio de plántulas reclutadas durante el periodo de estudio fue significativamente mayor en el sitio 2 (7.5 ± 1.108 plántulas m^{-2}) en comparación con el sitio 1 (2.75 ± 0.977 plántulas m^{-2}) y sitio 3 (3.5 ± 1.150 plántulas m^{-2} ; Tukey HSD $p < 0.001$; Fig. 13; Cuadro 5). No hubo diferencias significativas entre los tratamientos ni en la interacción entre sitio-tratamiento (Cuadro 5).

Cuadro 5. Resultados del ANOVA para evaluar diferencias en la densidad total de plántulas reclutadas (a), supervivencia (b), crecimiento en altura (c) y riqueza de especies (d) entre los factores tratamiento y sitio. En negrita diferencias significativas ($p < 0.05$).

a) Densidad	F	g.l.	p
Sitio	5.220	2	0.016
Tratamiento	0.624	1	0.440
Sitio * Tratamiento	0.208	2	0.814
b) Supervivencia	F	g.l.	p
Sitio	0.623	2	0.554
Tratamiento	6.233	1	0.030
Sitio * Tratamiento	0.205	2	0.818
c) Crecimiento en altura	F	g.l.	p
Sitio	1.496	2	0.234
Tratamiento	8.381	1	0.006
Sitio * Tratamiento	1.067	2	0.351
Tiempo	5.261	1	0.026
Tiempo * Sitio	3.340	2	0.043
Tiempo * Tratamiento	0.718	1	0.401
Tiempo * Sitio * Tratamiento	0.679	2	0.512
d) Riqueza	F	g.l.	p
Sitio	6.318	2	0.008
Tratamiento	2.909	1	0.105
Sitio * Tratamiento	0.591	2	0.564

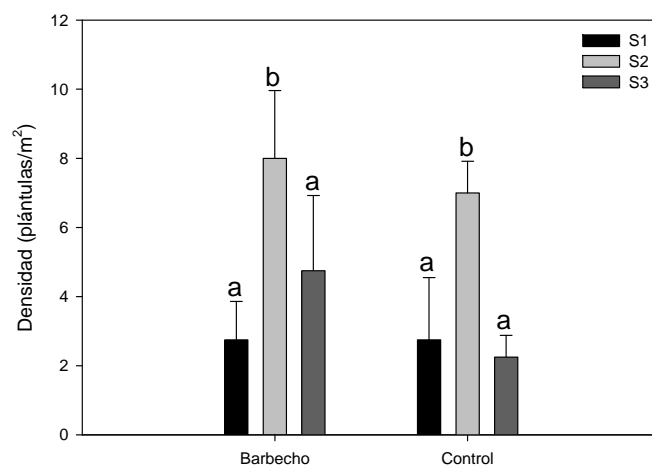


Figura 13. Densidad de plántulas reclutadas durante el periodo de estudio según tratamiento y sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios.

Supervivencia.

La supervivencia en julio de 2009 de la cohorte de plántulas reclutadas en julio de 2008 no difirió entre los sitios y fue significativamente mayor en barbecho ($85.648 \pm 7.052\%$) que en control ($46.080 \pm 12.809\%$). No hubo diferencias significativas en la interacción sitio-tratamiento (Fig. 14; Cuadro 5).

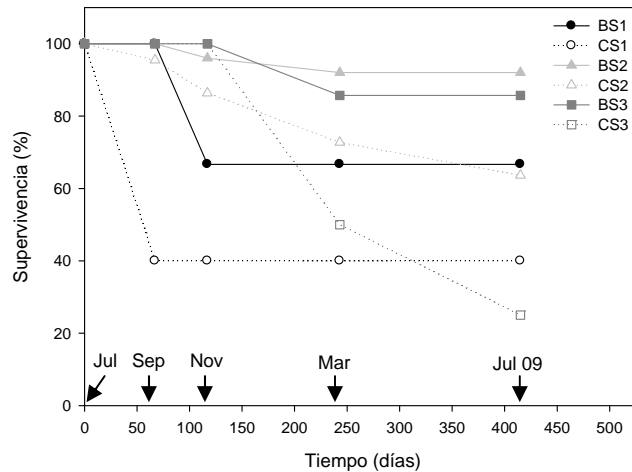


Figura 14. Curvas de supervivencia de la cohorte de plántulas reclutadas en julio según tratamiento y sitio (B: barbecho, C: control; S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3).

Crecimiento en altura.

El crecimiento en altura no fue estadísticamente diferente entre los sitios y fue significativamente mayor en el tratamiento de barbecho (4.305 ± 1.122 cm) que en el control (0.75 ± 0.991 cm; Fig. 15). A la vez, fue significativamente mayor en el periodo julio-septiembre (3.345 ± 0.601 cm) que en septiembre-noviembre (1.900 ± 0.535 cm), aunque esto fue dependiente del sitio (término del modelo: Tiempo * Sitio; Cuadro 5). Principalmente, en el sitio 2 existió un crecimiento significativamente menor que en el sitio 1 y sitio 3 en el periodo de julio a septiembre.

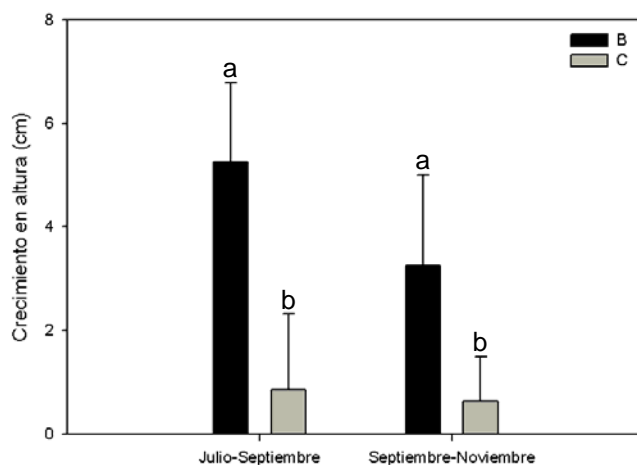


Figura 15. Crecimiento en altura en las plántulas reclutadas para los periodos de julio a septiembre y de septiembre a noviembre (B: barbecho, C: control). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Riqueza, diversidad y equitatividad.

La riqueza de especies fue significativamente mayor en el sitio 2 (2.875 ± 0.250 especies m^{-2}) que en el sitio 3 (1.625 ± 0.375 especies m^{-2}) y el sitio 1 (1.250 ± 0.250 especies m^{-2} ; Fig. 16). La riqueza total para los 3 sitios fue de 11 especies para el tratamiento de barbecho y de 8 especies para el control (Cuadro 5 y 6). La riqueza de especies promedio no difirió significativamente entre barbecho (2.250 ± 0.392 especies m^{-2}) y control (1.583 ± 0.260 especies m^{-2}). Los índices de diversidad y de equitatividad no fueron significativamente diferentes entre los tratamientos y sitios (Cuadro 6).

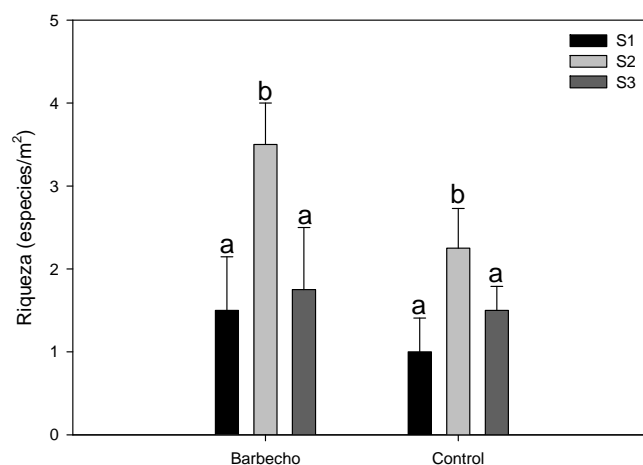


Figura 16. Riqueza de especies del total de plántulas reclutadas según tratamiento y sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios.

Cuadro 6. Características de la comunidad regenerativa según tratamiento y sitio (B: barbecho, C: control; S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3).

	S1		S2		S3	
	B	C	B	C	B	C
Número total de especies	2	2	9	5	4	4
Número total de individuos (N)	11	11	32	28	19	9
Equitatividad (J)	0.684	0.439	0.627	0.669	0.596	0.723
Diversidad de Simpson (1-S)	0.327	0.182	0.603	0.582	0.45	0.583
Diversidad de Shannon (H)	0.474	0.305	1.377	1.076	0.826	1.003

2.6 Discusión

i. Variables edáficas. Los resultados obtenidos muestran de manera general que el tratamiento de barbecho de suelo disminuyó la densidad aparente del suelo en dos de los tres sitios. Este efecto se mantiene por lo menos durante los 14 meses de estudio, lo cual concuerda con lo esperado. Por otra parte, la densidad aparente de estos bosques secundarios ($\approx 1.3 \text{ g cm}^{-3}$) es mayor que la del bosque primario del BTS, donde en general toma valores cercanos a 1 ($0.92 \pm 0.14 \text{ g cm}^{-3}$; Burgos 2004, Chirino 2008). Sumado a esto, se ha reportado que en praderas

ganaderas, la densidad aparente del suelo es un 53.6% mayor y la tasa de infiltración es de diez veces menor que en el bosque primario (Burgos 2004). Considerando que la densidad aparente es un indicador del grado de compactación del suelo y que, una menor densidad se relaciona con una mejor aireación, infiltración y retención de agua en el suelo (Maass 1995), se observa que las condiciones edáficas en praderas ganaderas son diferentes a las del bosque conservado, y que la técnica de barbecho del suelo, permite reducir significativamente la densidad aparente y con esto mejorar las condiciones preexistentes del suelo. Sin embargo, esta variable continúa siendo más alta que en el bosque primario. Por otro lado, el efecto del tratamiento sobre la densidad aparente fue dependiente del sitio. Es decir, el efecto significativo sólo se observó en dos de los tres sitios de estudio. Sin embargo, el sitio que no presentó efecto del tratamiento (Sitio 2) mostró una densidad aparente más baja en comparación con los otros dos sitios. Esto puede indicar que este sitio estuvo expuesto a un pastoreo menos intensivo, lo que implicaría una menor compactación del suelo.

El contenido de agua gravimétrico del suelo no fue diferente entre barbecho y control a los 7 meses de aplicado el tratamiento (diciembre de 2008; época de sequía). Esto puede deberse a que las últimas precipitaciones registradas en la región se produjeron durante la primera quincena de octubre, por lo que es posible que en diciembre, el contenido de agua del suelo haya disminuido lo suficiente para poder observar diferencias entre los tratamientos. El contenido de agua disminuyó de diciembre a marzo, a medida que fue avanzando la estación de sequía. A principios de julio de 2009 (época de lluvia), hubo un aumento significativo en ésta, pero no se encontraron diferencias entre los tratamientos. Esto puede explicarse por dos motivos. En primer lugar, que la precipitación acumulada hasta esa fecha no haya sido la suficiente para observar diferencias en el contenido de agua entre los tratamientos, considerando que las primeras lluvias comenzaron a finales de junio, o, que el tratamiento de barbecho del suelo tenga un efecto temporal sobre esta variable, el cual sólo fue significativo durante la primera estación de lluvia, que precedió a la aplicación del tratamiento, y que para

la próxima temporada de lluvia, este efecto ya no se observe, por lo cual sea necesario aplicar este tratamiento anualmente.

La temperatura a 10 cm de profundidad del suelo no se vio afectada por el tratamiento de barbecho. Los tres sitios de estudio tienen una cobertura vegetal leñosa, la cual reduce la entrada de luz solar directa a la superficie del suelo. Esta pudo ser la razón por la que el barbecho del suelo no aumentara significativamente la temperatura en el suelo, contrario a lo que se esperaba, ya que al estar el suelo menos compactado, la entrada de luz al suelo debió ser mayor y con esto la temperatura de éste, como se ha observado en praderas barbechadas donde la temperatura del suelo entre los 5 y 15 cm de profundidad aumentó significativamente (Liu *et al.* 2008).

Considerando que el suelo es determinante en el establecimiento y desarrollo de la vegetación (Vargas-Rodríguez *et al.* 2005), y que en el BTS la principal limitante para las plantas es el agua (Lieberman & Li 1992, Ceccon *et al.* 2004, Ceccon *et al.* 2006, Vieira & Scariot 2006), esta técnica puede ser importante en praderas ganaderas abandonadas, y otras áreas perturbadas, donde el suelo se encuentre compactado, producto de su historia de uso y manejo, ya que permite disminuir la compactación, lo cual mejoraría las condiciones (*e.g.* mayor contenido de agua, mayor aireación) para la comunidad vegetal. Un factor importante a considerar es el efecto temporal que puede tener esta técnica al momento de diseñar un plan de recuperación, ya que es posible que se requiriera su aplicación periódica.

Este es uno de los primeros estudios que evalúa los efectos directos que tiene esta técnica sobre variables edáficas. Esto es relevante ya que nos permite cuantificar los cambios a nivel del suelo, su comportamiento en el tiempo, y por último, poder relacionarlos con cambios a nivel de la comunidad vegetal. Sin embargo, es necesario realizar las mediciones con mayor frecuencia para poder observar los cambios temporales de estas variables. A la vez, es necesario evaluar el efecto de esta técnica sobre otras variables edáficas, que son importantes para el desarrollo de la vegetación como lo es el contenido y disponibilidad de nutrientes (Ceccon *et al.* 2003, Ceccon *et al.* 2004), ya que se ha

reportado que la roza, tumba y quema provoca cambios en el contenido de nutrientes en el suelo (Maass 1995) y el barbecho del suelo pudiera favorecer la disponibilidad de nutrientes para las plantas y con esto acelerar el proceso de recuperación de la vegetación. Aunque se ha determinado en la región de Chamela, que en bosques secundarios de 26 años de abandono, el suelo presenta una mejor condición de fertilidad que en praderas ganaderas, siendo la fertilidad del suelo más similar a la del bosque primario (Sandoval-Pérez *et al.* 2009).

ii. Comunidad arbustiva y arbórea. La especie más abundante en los tres sitios fue *M. arenosa*, aunque en promedio presentó una menor abundancia que la reportada por Romero-Duque *et al.* (2007). Sin embargo, el presente estudio abarcó una superficie menor, por lo cual los resultados podrían variar al ampliar el área de muestreo. Tanto el área basal como la cobertura de la copa de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP ≥ 1 cm no fueron diferentes entre los sitios ni fueron afectadas por el tratamiento de barbecho del suelo mientras que, hubo un aumento de estas variables en el tiempo durante la estación de lluvia de 2008, debido al crecimiento de los individuos. Por otro lado, las tasas de reclutamiento, mortalidad y crecimiento no fueron afectadas por el tratamiento y hubo una gran varianza entre los sitios. Particularmente, la tasa de crecimiento en área basal tuvo una tendencia a ser mayor bajo el tratamiento de barbecho, diferencia que pudiera acentuarse con el tiempo.

Los resultados sugieren que los cambios en las condiciones del suelo, producidos por esta técnica, no afectarían la dinámica de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP ≥ 1 cm. Esto pudiera explicarse de varias maneras. En primer lugar, el tiempo de estudio pudo no ser suficiente para observar un efecto del tratamiento. En una pradera ganadera de 4 años de abandono en la misma región, se observó un efecto positivo sobre la comunidad arbórea sólo después de 17 meses de aplicado el tratamiento de barbecho de suelo junto con la eliminación de plantas trepadoras (Méndez 2009). En segundo lugar, es posible que el efecto del tratamiento se haya manifestado en otras variables no evaluadas en este estudio,

como por ejemplo en una mayor producción de hojarasca. En tercer lugar, la intensidad y frecuencia del barbecho del suelo pudo no ser suficiente para generar un efecto positivo sobre la comunidad arbórea y arbustiva.

iii. Comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas. La densidad de plántulas reclutadas en la estación de lluvia, no fue afectada por el tratamiento de barbecho del suelo. Esto sugiere que el tratamiento no modificó las condiciones para la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas arbustivas y arbóreas. Aunque es posible que el efecto del tratamiento se haya manifestado en un mayor reclutamiento de plántulas, pero de otras formas de vidas no evaluadas en esta investigación (e.g. trepadoras leñosas, herbáceas), como se ha reportado en otro estudio (Méndez 2009). La riqueza, diversidad y equitatividad de especies no fue afectada por el tratamiento, lo que sugiere que no existió un efecto diferencial entre las especies presentes en el banco de semillas. Por otro lado, la supervivencia y crecimiento de las plántulas reclutadas fue mayor bajo el tratamiento. Específicamente, la supervivencia fue aproximadamente el doble, y el crecimiento fue en promedio cinco veces mayor que en el control. Estos resultados sugieren que el tratamiento mejoró el desempeño de las plántulas reclutadas. En general, se ha observado que la supervivencia de las plántulas es baja en ecosistemas altamente estacionales. En un bosque seco en Ghana, la supervivencia de las plántulas alcanzó un 38.1% (Lieberman & Li 1992). En este estudio, la supervivencia fue de un 46.1% en las parcelas sin manipulación mientras que en el tratamiento de barbecho la supervivencia aumentó considerablemente (85.7%). El estrés por agua ha sido considerado un factor importante en la supervivencia de las plántulas en este ecosistema (Turner 1990), por lo que la disponibilidad de agua en el suelo es considerado un factor clave para la germinación, establecimiento, supervivencia y crecimiento de la comunidad de plántulas en el BTS (Lieberman & Li 1992, Ceccon *et al.* 2004, Ceccon *et al.* 2006, Vieira & Scariot 2006). Entonces, es posible interpretar que al disminuir la compactación del suelo con el barbecho, haya habido un aumento en el contenido

de agua en el suelo en los primeros meses después de la aplicación del tratamiento, y esto permitió que las plántulas tuvieran un mejor desempeño. Por otro lado, se encontraron diferencias entre los sitios y en el tiempo. En el sitio 2, la densidad de plántulas reclutadas, y la riqueza de especies fueron aproximadamente el doble y el crecimiento fue menor en comparación con los sitios 1 y 3. A la vez, el crecimiento de las plántulas fue mayor en el periodo de julio a septiembre, que de septiembre a noviembre, lo que se explica ya que la mayor cantidad de precipitación para el 2008 ocurrió en julio (618 mm), siendo aproximadamente tres veces mayor que el promedio de precipitación para ese mes, y luego, la precipitación fue disminuyendo a partir de septiembre (Fig. 2).

Aunque esto fue dependiente del sitio, es decir, en el sitio 2 no se observaron diferencias para esta variable entre los periodos. Como podemos observar, el sitio 2 se comportó de manera diferente con respecto a la densidad, riqueza y crecimiento de las plántulas reclutadas. Esto puede estar relacionado con la heterogeneidad intrínseca de este ecosistema, es decir, factores abióticos y bióticos pueden estar influyendo en esta respuesta diferencial como por ejemplo características de suelo, disponibilidad de propágulos, entre otros. Además, aunque los tres sitios tienen una historia de uso similar, puede que hayan existido diferencias en ciertos aspectos no considerados en este estudio (e.g. uso y frecuencia del fuego; Sampaio *et al.* 1993, Maass 1995, Miller & Kauffman, 1998 a,b, Miller 1999, Burgos & Maass 2004). Sumado a esto, los sitios pueden diferir en el grado de perturbación que han tenido desde su abandono, ya que son sitios de libre acceso para el ganado y para las personas, lo cual pudiera estar afectando los procesos de regeneración.

De manera general, estos resultados indican que la técnica de barbecho del suelo no afecta la germinación y establecimiento de las plántulas arbustivas y arbóreas, pero si aumenta el crecimiento y la supervivencia de las plántulas reclutadas. Esto tiene importantes implicancias en la recuperación de áreas perturbadas del BTS, ya que permite facilitar el proceso de regeneración de la vegetación. De esta manera, el barbecho del suelo puede ser considerado una estrategia útil y de bajo costo para el manejo de bosques secundarios, ya que

modifica el ambiente edáfico, y con esto, mejora el desempeño de la comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas, acelerando con esto el proceso de recuperación de estos sitios. Aunque se debe tener en cuenta que una gran parte de las plántulas reclutadas correspondieron a una especie de leguminosa, y que por ende, es relevante evaluar si existen limitantes bióticas (e.g. dispersión y lluvia de semillas) para la regeneración de las especies arbóreas nativas del BTS, y enfocar los esfuerzos en enriquecer la fuente de propágulos de estos sitios.

2.7 Conclusiones

Los resultados indican que el barbecho del suelo tiene un efecto positivo sobre la densidad aparente, lo cual afecta principalmente a la comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas, mejorando su desempeño, en términos de supervivencia y crecimiento. En contraste, la comunidad arbustiva y arbórea de $DAP \geq 1$ cm no fue afectada por el tratamiento.

Los diferentes atributos evaluados responden de manera positiva o neutra frente al tratamiento de barbecho. Sin embargo, es necesario notar que este estudio tuvo una duración de corto plazo (14 meses), y que esta puede ser una de las causas por las que en ciertas variables no se observara una respuesta positiva, particularmente, a nivel de la comunidad arbustiva y arbórea. Por otro lado, se observó que las respuestas de ciertas variables estudiadas fueron dependientes del sitio, lo cual se explica por la heterogeneidad intrínseca del ecosistema, aunque es posible que otros factores relacionados con su historia de uso y manejo, estén influyendo en este comportamiento.

Finalmente, es importante ampliar estos estudios, con el objetivo de evaluar el efecto del barbecho del suelo en el largo plazo, como también estudiar una mayor cantidad de variables a nivel del suelo y que estas mediciones sean con mayor frecuencia, para poder entender los efectos directos que esta técnica tiene sobre éste.

CAPÍTULO III

TRASPLANTE DE PLÁNTULAS DE DOS ESPECIES ARBÓREAS EN BOSQUES SECUNDARIOS DE UN BOSQUE TROPICAL SECO, JALISCO

3.1 Introducción

La reintroducción de especies vegetales, a través del trasplante de plántulas y siembra de semillas, es una importante herramienta para la restauración ecológica, ya sea en sitios degradados donde la regeneración natural es difícil, debido por ejemplo a condiciones microambientales rigurosas y/o a la ausencia de propágulos, como también en sitios sucesionales, donde la composición y diversidad de especies difiere con el ecosistema original, permitiendo el enriquecimiento de especies (Hobbs & Norton 1996, Burgos 2004, Sampaio *et al.* 2007, Griscom *et al.* 2009).

En el Bosque Tropical Seco (BTS), la restauración ecológica es relevante debido a su estado crítico de conservación (Janzen 1988, Mooney *et al.* 1995, Murphy & Lugo 1995, Trejo & Dirzo 2000, Cabin *et al.* 2002b, Griscom *et al.* 2009). Actualmente, los bosques secundarios son la cobertura vegetal más extendida en regiones tropicales (Brown & Lugo 1990, Challenger & Soberón 2008), por lo que se hace necesario dirigir estudios que permitan establecer las bases para la recuperación de atributos relacionados con su estructura, composición y funcionamiento.

En el BTS, la disponibilidad estacional del agua es el principal factor que está determinando la supervivencia de las plántulas (Lieberman & Li 1992, Ceccon *et al.* 2004, Vargas-Rodríguez *et al.* 2005, Ceccon *et al.* 2006, Vieira & Scariot 2006). Además, luz y nutrientes pueden también ser factores limitantes y su disponibilidad está asociada a la estacionalidad (Khurana & Singh 2001, Ceccon *et al.* 2006). En general, el trasplante de plántulas presenta mejores resultados, en términos de supervivencia y establecimiento, que la siembra de semillas debido a las fuertes limitantes para la germinación (Ray & Brown 1995). Se ha observado que la supervivencia de las plántulas reintroducidas en sitios perturbados del BTS

es variable (0 al 90%), lo cual ha dependido de diferentes factores como por ejemplo características físicas de los sitios (e.g. exposición, pendiente), la historia de uso (e.g. uso del fuego), interacciones bióticas (e.g. herbivoría, competencia), condiciones microclimáticas y condiciones edáficas (e.g. grado de compactación, contenido de agua; Hammond 1995, Gerhardt 1996, Burgos 2004, Griscom *et al.* 2005, Barajas-Guzmán *et al.* 2006, Galindo 2006, Ulloa 2006, Ayala 2008).

En México, el 73% de la superficie original del BTS se encuentra bajo algún grado de perturbación (Trejo & Dirzo 2000). La conversión a praderas ganaderas ha sido la principal causa de perturbación (SEDESOL & INE 1993, Maass 1995), lo cual ha tenido importantes consecuencias ecológicas como por ejemplo la compactación y erosión del suelo (Maass 1995, García-Oliva & Maass 1998, Greenwood & McKenzie 2001; Maass 2002, Burgos 2004, Sharrow 2007). En la región de Chamela (Estado de Jalisco), grandes áreas de praderas ganaderas, originalmente cubiertas por BTS, han sido abandonadas, lo que ha permitido el desarrollo de vegetación secundaria (Maass 1995, Maass 2002). Sin embargo, en bosques secundarios de ca. 30 años de abandono, la estructura y composición difiere de la del bosque primario (Ortiz 2001, Burgos & Maass, 2004, Romero-Duque *et al.* 2007), por lo que herramientas como la reintroducción de especies, puede permitir acelerar la recuperación de estos sitios, enriqueciéndolos con especies nativas arbóreas (Hobbs & Norton 1996). A la vez, el barbecho del suelo puede ser una importante herramienta de restauración en sitios donde el suelo se encuentra compactado, ya que permite mejorar las condiciones edáficas, y con esto, podría facilitar el establecimiento de plántulas trasplantadas.

Este estudio evaluó el desempeño, en términos de supervivencia y crecimiento, de plántulas trasplantadas de dos especies arbóreas del BTS, *Tabebuia rosea* y *Caesalpinia platyloba*, y el efecto del barbecho del suelo sobre su desempeño, en tres sitios de bosque secundario en la región de Chamela, que corresponden a praderas ganaderas de ca. 30 años de abandono. Los resultados de la presente investigación buscan ampliar el conocimiento sobre la reintroducción de especies en este ecosistema, y con esto, aportar al establecimiento de bases para la recuperación de sitios perturbados del BTS.

3.2 Objetivos

3.2.1 Objetivo General

Evaluar el efecto del trasplante de plántulas de dos especies arbóreas nativas en bosques secundarios del BTS para el establecimiento de bases para su restauración.

3.2.2 Objetivos Específicos

1. Evaluar y comparar la supervivencia y crecimiento de plántulas de dos especies arbóreas nativas trasplantadas en bosques secundarios.
2. Estudiar el efecto del barbecho del suelo sobre la supervivencia y crecimiento de plántulas trasplantadas de dos especies arbóreas nativas en bosques secundarios.

3.3 Hipótesis

1. La supervivencia y crecimiento de las plántulas trasplantadas será dependiente de la especie, debido a diferencias en sus características ecofisiológicas.
2. El barbecho del suelo mejorará las condiciones del suelo, lo cual beneficiará la supervivencia y crecimiento de las plántulas trasplantadas.

3.4 Metodología

3.4.1 Área de Estudio

Este estudio se realizó en la región de Chamela (Municipio de La Huerta, Estado de Jalisco), en los alrededores de la Reserva de las Biósfera Chamela-Cuixmala (19° 29' y 19°34' N y 104° 58' y 105°04' W). En esta región, el clima es altamente estacional, con una pronunciada estación seca. La precipitación anual

promedio es de 746 mm (1983-2004), distribuida principalmente desde junio a octubre, con una marcada variabilidad interanual (Fig. 1 y 2). En promedio, anualmente el 31% de la precipitación cae en septiembre. La temperatura media anual es de 24.6° C, con una oscilación media anual de 4.3° C (García-Oliva *et al.* 1995, 2002). La región de Chamela posee una alta riqueza de especies y endemismos (Lott *et al.* 1987). La flora comprende al menos 1149 especies de plantas vasculares, en 125 familias y 572 géneros (Lott 2002). Las familias de plantas con mayor riqueza son Fabaceae, Euphorbiaceae, Rubiaceae y Bignoniaceae, y más del 10% de las especies son endémicas de los Estados de Jalisco y Colima. El tipo de vegetación dominante es el BTS (Lott 2002). La mayor parte de las plantas (75–90%) pierden sus hojas durante la estación seca; a partir de noviembre hasta junio (Rzedowski 2006). El paisaje está conformado por lomeríos bajos (120 a 250 msnm) con escasas zonas planas (Solís 1993, Rodríguez 1999). Existen diferentes tipos de suelo en la región, entre los que se encuentran Regosoles, Cambisoles, Litosoles y Faeozems (SPP 1981).

3.4.2 Diseño Experimental

Se seleccionaron tres sitios de bosque secundario, que corresponden a praderas ganaderas abandonadas, los cuales tuvieron una historia de uso y manejo similar (Cuadro 1). En estos sitios, el bosque primario fue expuesto al sistema de roza, tumba y quema hace ca. 30 años (1972-1976), apoyado por el Programa Nacional de Desmonte (PRONADE), para el cultivo de pastos para forrajeo, específicamente pasto Guinea (*Panicum maximum* Jacq.) y pasto Buffel (*Pennisetum ciliare* L.). Estos sitios fueron abandonados a los pocos años de uso, debido principalmente a una baja productividad de la tierra. Los sitios están localizados cerca del pueblo Quémaro, aproximadamente a 20 km al norte de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala (Fig. 3). Para cada sitio, se determinó la densidad de árboles y arbustos (individuos ha⁻¹), densidad de tallos (tallos ha⁻¹), riqueza y composición de especies del área estudiada (Cuadro 1, Anexo I). Considerando la historia de manejo y uso del suelo, y sus características físicas y bióticas, los tres sitios son considerados réplicas. Sin embargo, de todas maneras

se evaluará si existen diferencias entre los sitios para las variables estudiadas en esta investigación.

El experimento se montó en mayo de 2008. En cada uno de los 3 sitios se estableció un área de 7 m x 12 m (84 m²), el cual fue cercado con alambre de púas para evitar la entrada de ganado. Al interior de esta área, se establecieron dos parcelas de 5 m x 5 m (25 m²). En una parcela escogida al azar, se barbechó el suelo, mientras que la otra no fue manipulada (control). El tratamiento de barbecho del suelo consistió en el picado de los primeros 10 cm del suelo, con limpieza de piedras y materiales gruesos. Posteriormente, en cada parcela (barbecho y control) se dispusieron, de manera aleatoria, 4 cuadros de 1 m² (1 m x 1 m) en donde se realizó el trasplante de plántulas (Fig. 17).

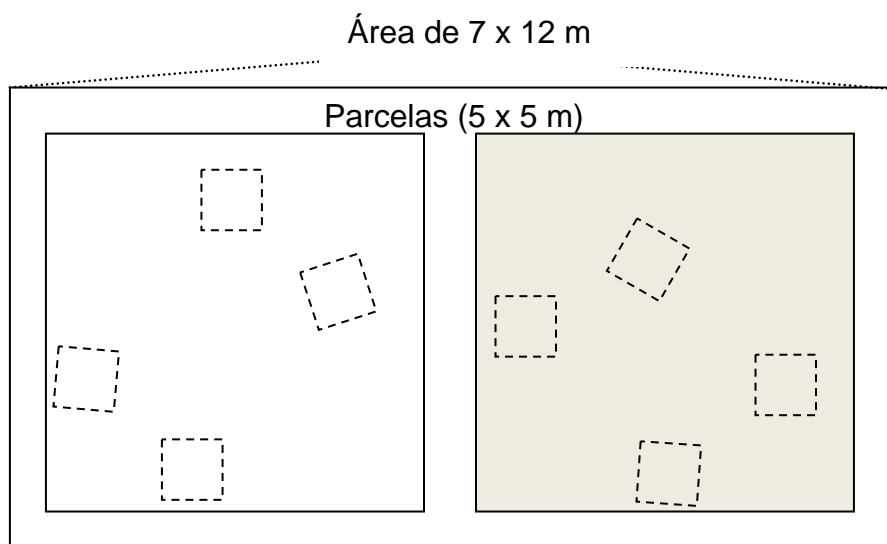


Figura 17. Diseño del experimento replicado en cada sitio. Área en gris corresponde a la parcela donde se barbecho el suelo. Cuadros en línea punteada (1 m x 1 m) se realizó el trasplante de plántulas.

En julio de 2008, en cada cuadro se trasplantaron plántulas de similar tamaño, germinadas y mantenidas en invernadero por aproximadamente un mes, de dos especies nativas: *Caesalpinia platyloba* S. Wats. (nombre común: coral; Fabaceae) y *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. (nombre común: palo de rosa; Bignoniaceae). Estas especies fueron escogidas por ser especies nativas

características del BTS que poseen usos múltiples, y que por ende pueden ser importantes en la restauración y manejo de sitios perturbados. A la vez, son especies de fácil germinación y producción en invernadero.

El palo de rosa coloniza de manera natural sitios con cierto grado de perturbación y se le puede encontrar en diversos estadios sucesionales (Salazar 1997). Aunque en los sitios estudiados esta especie no estuvo presente (Romero-Duque *et al.* 2007). Se ha observado que su reclutamiento y establecimiento se beneficia con la disponibilidad de luz, y que es una especie de rápido crecimiento (Salazar 1997, Duran *et al.* 2002, Mora-Santacruz *et al.* 2006). Por todo lo cual es considerado como especie valiosa para la restauración (Vázquez-Yanes *et al.* 1999). Esta especie es utilizada para fines ornamentales, construcción de utensilios y herramientas, y construcción de cercas vivas (Pennington & Sarukhán, 1998).

El coral es una especie con una tasa de crecimiento intermedia en comparación con otras especies del BTS, tolerante a la sombra (Rincón & Huante 1993, Huante *et al.* 1998) y se asocia a sitios poco perturbados del BTS en México, aunque se encuentra presente en los sitios de estudio (Romero-Duque *et al.* 2007). Principalmente es utilizado como árbol de sombra, de forraje, construcción de cercos vivos y como postes (Sosa *et al.* 2004, González *et al.* 2006; Román *et al.* 2006).

Específicamente, en cada cuadro se trasplantaron 4 plántulas de cada especie, distanciadas entre sí por aproximadamente 20 cm (8 plántulas por cuadro). En total se trasplantaron 96 plántulas de cada especie (4 plántulas/cuadro * 4 cuadros/parcela * 2 parcelas/sitio * 3 sitios). Las plántulas fueron marcadas con etiquetas de aluminio, y se midió su altura inicial. La altura se midió desde la base del tallo hasta el meristema apical. Se determinó su supervivencia y crecimiento en altura. El crecimiento (altura final – altura inicial) se calculó para dos periodos julio-septiembre y septiembre-noviembre, que corresponden al periodo de lluvia de 2008. Las observaciones en campo se realizaron en julio (estación de lluvia), septiembre, noviembre (final de la estación de lluvia), marzo de 2009 (estación de sequía) y julio de 2009.

3.4.3 Análisis de los datos

Para cada especie, se evaluó si existen diferencias significativas en la supervivencia entre los factores tratamiento y especie, y entre los sitios, para lo cual se realizó un análisis de supervivencia utilizando la prueba de Cox's F, que es la que se recomienda cuando el N por grupo es menor a 50. Para evaluar si existen diferencias en el crecimiento con respecto al sitio, tratamiento, tiempo y especie se realizó un ANOVA de medidas repetidas.

En todos los casos, previo al ANOVA, se realizaron pruebas de normalidad de los datos (prueba de Kolmogorov-Smirnov y de Shapiro-Wilk's W) y de homogeneidad de varianzas (prueba de Levene y prueba de Brown-Forsythe) para conocer si se cumplían los supuestos de este tipo de análisis. Cuando el ANOVA mostró diferencias significativas, se realizó una prueba de comparación múltiple (prueba de Tukey HSD) para conocer qué grupo (o grupos) fue diferente del resto. Se utilizó el programa Statistica (7.0). Todos los análisis estadísticos fueron realizados con un nivel confianza de un 95%.

3.5 Resultados

Supervivencia.

En julio de 2009, *C. platyloba* tuvo una mayor supervivencia que *T. rosea* en todos los casos (Fig. 18; Cuadro 7). La supervivencia de *C. platyloba* y *T. rosea* fue significativamente distinta entre los sitios, siendo para *C. platyloba* mayor en el sitio 1 ($62.5 \pm 0\%$), seguida por el sitio 3 ($31.25 \pm 0\%$) y menor en el sitio 2 ($28.175 \pm 3.125\%$). Similarmente, para *T. rosea* la supervivencia fue mayor en el sitio 1 ($46.875 \pm 28.125\%$), seguida por el sitio 3 ($3.125 \pm 3.125\%$), y con una supervivencia igual a 0 en el sitio 2. Al final del experimento, las plántulas de *C. platyloba* tuvieron una supervivencia similar bajo el tratamiento de barbecho ($37.500 \pm 13.010\%$) y control ($35.417 \pm 13.661\%$). Para *T. rosea*, la supervivencia fue mayor en barbecho ($27.083 \pm 24.026\%$) que en control ($6.25 \pm 6.25\%$; Fig. 18) pero no fue significativamente diferente.

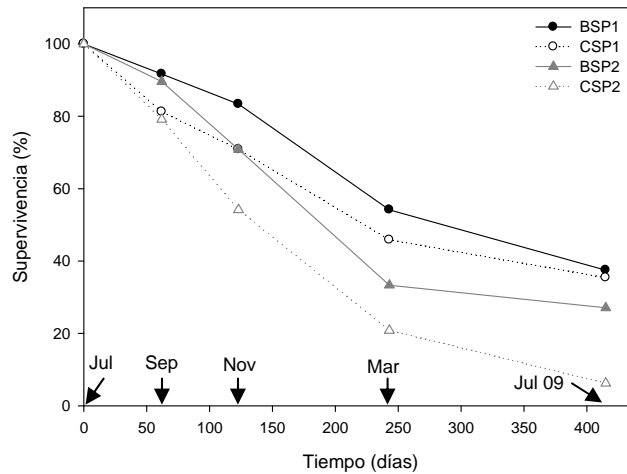


Figura 18. Curvas de supervivencia de *T. rosea* y *C. platyloba* según tratamiento (B: barbecho, C: control, SP1: *C. platyloba*, SP2: *T. rosea*).

Cuadro 7. Valores de F de la prueba de Cox's F donde se comparan las diferentes curvas de supervivencia entre tratamientos y especies. Los valores significativos están marcados en gris (B: barbecho, C: control, SP1: *C. platyloba*, SP2: *T. rosea*).

	BSP1	BSP2	CSP1	CSP2
BSP1	-	-	-	-
BSP2	$F_{(60, 86)} = 2.220$ $p = 0.001^{**}$	-	-	-
CSP1	$F_{(60, 62)} = 1.143$ $p = 0.301$	$F_{(62, 86)} = 1.714$ $p = 0.010$	-	-
CSP2	$F_{(60, 90)} = 2.610$ $p << 0.001^{**}$	$F_{(86, 90)} = 1.390$ $p = 0.062$	$F_{(62, 90)} = 2.190$ $p << 0.001^{**}$	-

Crecimiento en altura.

El crecimiento en altura promedio fue significativamente mayor en *T. rosea* (3.076 ± 0.374 cm) que en *C. platyloba* (0.853 ± 0.336 cm), aunque esto fue dependiente del tiempo. Para el periodo de julio a septiembre el crecimiento fue mayor en las plántulas de *T. rosea* que en *C. platyloba*, mientras que, de

septiembre a noviembre el crecimiento de ambas especies fue negativo y no se diferenci6 estadisticamente (Tukey HSD $p < 0.0001$; Cuadro 8).

Cuadro 8. Resultados del ANOVA de medidas repetidas para evaluar diferencias en el crecimiento en altura entre especies (a) y para *C. platyloba* (b) y *T. rosea* (c), entre los factores tratamiento, sitio y tiempo. En negrita diferencias significativas ($p < 0.05$).

a) Crecimiento en altura entre especies	F	g.l.	p
Especie	21.503	1	<0.001
Tiempo	108.550	1	<0.001
Tiempo * Especie	9.318	1	<0.001
b) Crecimiento en altura <i>C. platyloba</i>	F	g.l.	p
Sitio	12.232	2	<0.001
Tratamiento	0.295	1	0.589
Sitio * Tratamiento	0.448	2	0.641
Tiempo	27.235	1	<0.001
Tiempo * Sitio	11.549	2	<0.001
Tiempo * Tratamiento	2.733	1	0.103
Tiempo * Sitio * Tratamiento	0.243	2	0.785
c) Crecimiento en altura <i>T. rosea</i>	F	g.l.	p
Sitio	16.112	2	<0.001
Tratamiento	1.483	1	0.229
Sitio * Tratamiento	2.439	2	0.097
Tiempo	99.424	1	<0.001
Tiempo * Sitio	12.197	2	<0.001
Tiempo * Tratamiento	0.112	1	0.739
Tiempo * Sitio * Tratamiento	4.111	2	0.022

Para *C. platyloba*, el crecimiento fue significativamente mayor en el sitio 1 (0.983 ± 0.712 cm), con respecto al sitio 2 (-1.016 ± 0.385 cm) y sitio 3 (-0.655 ± 0.360 cm), aunque esto dependi6 del tiempo (t6rmino del modelo: Tiempo * Sitio, Cuadro 8). De manera general, el crecimiento fue significativamente mayor en el sitio 1 para julio-septiembre en comparaci6n con los dem6s valores de crecimiento

(Tukey HSD $p < 0.001$; Fig. 19; Cuadro 8). No se encontró diferencias significativas en el tratamiento (término del modelo: Sitio * Tratamiento).

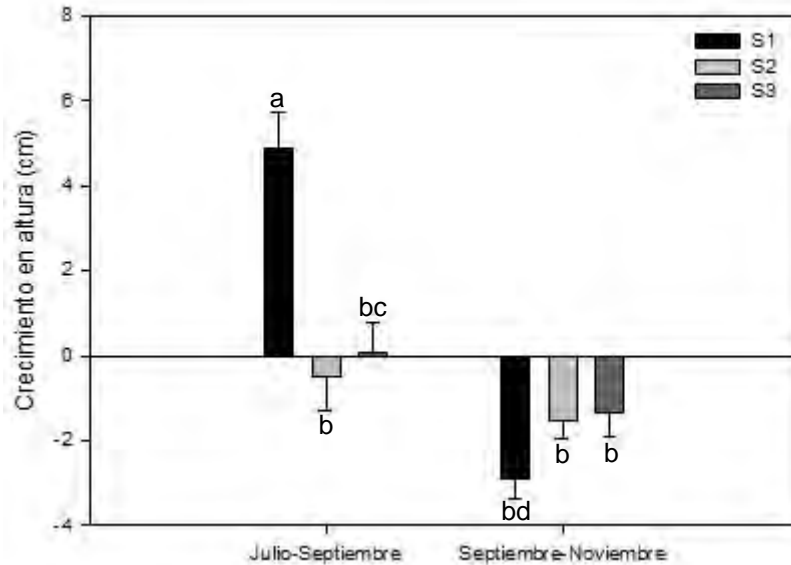


Figura 19. Crecimiento en altura en las plántulas de *C. platyloba* para los periodos de julio a septiembre y de septiembre a noviembre (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre periodos y sitios.

Para *T. rosea*, el crecimiento fue significativamente mayor en el sitio 1 (1.774 ± 0.613 cm), con respecto al sitio 2 (-0.175 ± 0.565 cm) y sitio 3 (0.292 ± 0.748 cm), aunque esto dependió del tiempo (término del modelo: Tiempo * Sitio; Cuadro 8). De manera general, el crecimiento fue significativamente mayor en el sitio 1 y sitio 3 para julio-septiembre en comparación con los demás valores de crecimiento (Tukey HSD $p < 0.01$; Fig. 20; Cuadro 8). El crecimiento en altura promedio no fue significativamente diferente entre los tratamientos (término del modelo: Sitio * Tratamiento).

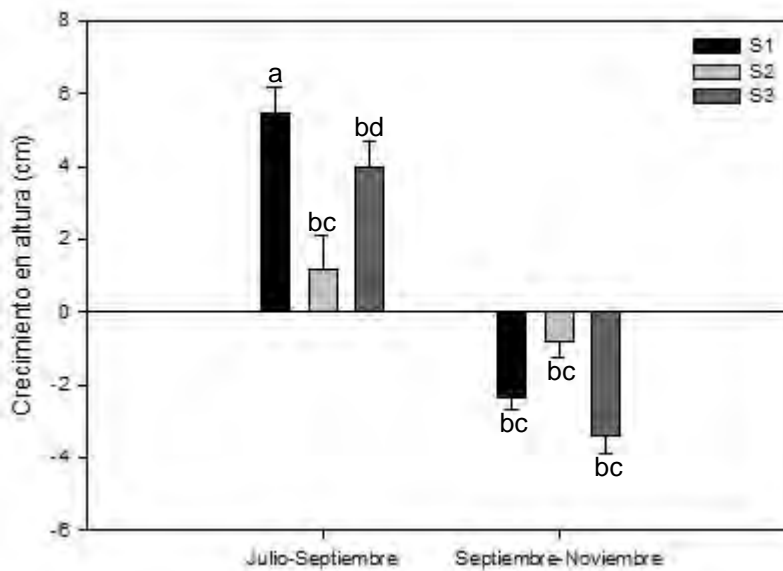


Figura 20. Crecimiento en altura en las plántulas de *T. rosea* para los periodos de julio a septiembre y de septiembre a noviembre (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Los valores indican promedio y error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre periodos y sitios.

3.6 Discusión

La supervivencia y el crecimiento de las plántulas trasplantadas tanto de *C. platyloba* como de *T. rosea* no fueron afectadas por el tratamiento de barbecho del suelo. La supervivencia de las dos especies fue baja y disminuyó abruptamente al final la estación de sequía (36% y 17% para *C. platyloba* y *T. rosea*, respectivamente). Esto es algo esperable en áreas con una fuerte estacionalidad en los patrones de precipitación. En la región de Chamela, la supervivencia de plántulas trasplantadas de 5 especies del BTS fue de un 40.5% en bosque primario (Burgos 2004) mientras que, en praderas ganaderas abandonadas la supervivencia de tres especies de plántulas trasplantadas fue menor al 20% (Barajas-Guzmán *et al.* 2006), y de otras 5 especies de plántulas fue del 42% (Burgos 2004). La baja supervivencia de las plántulas del BTS se asocia a que la principal limitante para las plantas en este ecosistema es la disponibilidad de agua

(Lieberman & Li 1992, Ceccon *et al.* 2004, Vargas-Rodríguez *et al.* 2005, Ceccon *et al.* 2006, Vieira & Scariot 2006, Poorter & Markesteijn 2008). Para este estudio en particular, las últimas precipitaciones registradas fueron en la primera quincena de octubre de 2008, a partir de esa fecha el agua fue haciéndose un recurso cada vez más limitante, lo cual provocó un aumento en la mortalidad a medida que la estación de sequía avanzaba.

Se ha relacionado una mayor tasa de supervivencia de las plantas con una mayor tolerancia a la sequía en praderas abandonadas en la Amazonia (Nesptad *et al.* 1990). En este caso, las plántulas de *T. rosea* tuvieron una menor supervivencia y por ende, sería una especie menos tolerante al estrés por agua que *C. platyloba*. Además, considerando que *T. rosea* es considerada una especie que se beneficia con la disponibilidad de luz (Mora-Santacruz *et al.* 2006), la menor supervivencia presentada puede deberse a que la entrada de luz directa al sotobosque estaba restringida por el dosel de los árboles y arbustos presentes en los sitios, lo cual no afectó a las plántulas de *C. platyloba* por ser una especie tolerante a la sombra (Rincón & Huante 1993, Huante *et al.* 1998, Duran *et al.* 2002). En un bosque tropical subcaducifolio en el Estado de Jalisco, plántulas de *T. rosea* tuvieron una supervivencia del 12.76% (Mora-Santacruz *et al.* 2006) mientras que en la región de Chamela, *C. platyloba* mostró ser una de las especies con una mayor supervivencia tanto en praderas ganaderas como en bosque primario ($\approx 60\%$; Burgos 2004).

Por otro lado, el crecimiento de las plántulas fue positivo en el periodo de julio a septiembre, pero negativo de septiembre a noviembre. La causa en la reducción del tamaño puede relacionarse con la pérdida de agua en los tejidos vegetales al empezar a ser el agua un recurso limitante, como también a la depredación por herbívoros y patógenos. La mayor cantidad de precipitación para el 2008 ocurrió en julio y agosto, disminuyendo fuertemente a partir de septiembre (Fig. 2), lo que explicaría el decrecimiento en tamaño en el periodo de septiembre a noviembre. El mayor crecimiento en el periodo de julio a septiembre que presentó *T. rosea* en comparación *C. platyloba*, puede deberse a que la primera es una especie con una mayor tasa de crecimiento y plasticidad, que la segunda

(Rincón & Huante 1993, Huante *et al.* 1998, Duran *et al.* 2002). A nivel del sitio estas diferencias pueden estar relacionadas con las diferencias intrínsecas de estos sitios, como ya se ha mencionado anteriormente (Cuadro 1).

Las plántulas trasplantadas tuvieron un desempeño bajo en términos de su supervivencia y crecimiento, en comparación con las plántulas reclutadas de regeneración natural. Las causas principales pudieron ser el tamaño de las plántulas y el periodo en que fueron trasplantadas. Ambas especies fueron trasplantadas al mes de su germinación (\approx 10 cm de altura), lo cual pudo ser un tamaño muy pequeño para llegar a establecerse satisfactoriamente en estos sitios como también pudieron ser afectadas negativamente al manipularlas durante el trasplante. Se ha reportado que la supervivencia aumenta a medida que las plantas trasplantadas tengan una mayor edad y tamaño (Galindo 2006, Ayala 2008). Por otro lado, las plántulas fueron introducidas a finales de julio de 2008, cuando ya se había iniciado la temporada de lluvias y con esto, el reclutamiento y establecimiento de plántulas de regeneración natural, por lo que es posible que la competencia por los recursos disponibles con plántulas ya establecidas afectara negativamente su desempeño.

En bosques secundarios, con aproximadamente 30 años de abandono, sólo se presentan la mitad de las especies más dominantes del bosque maduro del BTS, y a la vez, *Mimosa arenosa*, especie no nativa, alcanza una abundancia del 44% del total de individuos (Duran *et al.* 2002; Romero-Duque *et al.* 2007), por lo que el enriquecer estos bosques con especies características del BTS, que no han logrado colonizar de manera natural, es una técnica útil para la restauración de estos sitios. Sin embargo, previamente, es importante conocer más sobre las características ecofisiológicas de las especies arbóreas del BTS y evaluar su desempeño en campo de manera de seleccionar las especies más adecuadas y con esto lograr diseñar un plan de restauración eficiente. Así como también considerar el estudio de otras técnicas menos costosas, como por ejemplo la siembra directa. Se ha observado que el éxito en el establecimiento de las plántulas es variable entre las especies, por lo que será necesario la

experimentación para seleccionar la estrategia de restauración más viable para cada especie (Sampaio *et al.* 2007, Cabin *et al.* 2002a, Camargo *et al.* 2002).

3.7 Conclusiones

La supervivencia y crecimiento de las plántulas trasplantadas fue bajo, y esto sugiere que para obtener un mejor resultado se requiere de individuos de mayor edad y tamaño. A pesar de esto, fue posible observar que existen diferencias en el desempeño de las plántulas según la especie y el sitio, por lo que es importante ampliar los estudios sobre las características ecológicas y fisiológicas de las especies vegetales presentes en estos ecosistemas, como también evaluar técnicas de restauración en sitios perturbados con diferentes condiciones ambientales para poder establecer planes de restauración adecuados. Particularmente, en estos bosques secundarios de ca. 30 años de abandono es importante el enriquecimiento con especies arbóreas características del BTS, ya que la composición y diversidad de especies difiere con la del bosque maduro.

CAPÍTULO IV

ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS EN BOSQUES SECUNDARIOS DE UN BOSQUE TROPICAL SECO, JALISCO

4.1 Introducción

El banco de semillas está constituido por todas las semillas viables presentes en el suelo y asociadas con la hojarasca, y está determinado por la lluvia de semillas, que puede provenir de una dispersión local o regional (Leck *et al.* 1989). El banco de semillas juega un rol importante en la regeneración natural, ya que de éste depende la composición futura de la vegetación, y constituye un recurso primordial para la restauración. La composición y dinámica del banco de semillas son importantes para predecir el curso de la sucesión secundaria después de un disturbio (Garwood 1989).

En el Bosque Tropical Seco (BTS) y en general, en los bosques tropicales, se ha observado que pocas especies forman un banco de semillas, debido a que gran parte de las semillas germinan rápidamente después de ser dispersadas, como también a que éstas dejan de ser viables al poco tiempo de permanecer en el suelo. Es por lo cual se considera que el banco de semillas juega un rol reducido en la regeneración natural del BTS (Rico-Gray & García-Franco 1992, Skoglung 1992, Miller 1999, Ceccon *et al.* 2006). Actualmente, existen pocos estudios sobre la estructura y composición del banco de semillas en sitios sucesionales del BTS (Rico-Gray & García-Franco 1992, Miller 1999, Lemus 2008). Se ha observado que la regeneración por semillas es fuertemente afectada por el fuego. En Chamela, la densidad de semillas viables en el banco después de la quema, se reduce un 93% y la riqueza de especies en un 81%, lo cual muestra la baja adaptación al fuego de estas especies (Miller 1999). Similarmente, en un BTS en Bolivia, la densidad de semillas viables se redujo entre un 50 y 94% bajo una quema de baja y alta intensidad, respectivamente (Kennard *et al.* 2002). Esto genera cambios en la abundancia y composición de las especies como también en la representación de las diferentes formas de crecimiento que componen el banco

de semillas. En sitios perturbados en Yucatán y Chamela, se encontró una fuerte disminución de semillas de especies arbóreas en el banco, con una amplia representación de especies herbáceas (Rico-Gray & García-Franco 1992, Miller 1999).

En bosques sucesionales tempranos del BTS se ha observado que *Mimosa arenosa* (wild) Poir. var. *leiocarpa* Barneby (Fabaceae), especie no nativa, domina estos ambientes, y ya que persiste por varias décadas se ha sugerido que “arresta” la sucesión (Ortiz 2001, Burgos & Maass 2004). Por otro lado, un estudio reciente sugiere que por el contrario, esta especie podría tener un papel facilitador de la sucesión (Chazdon *et al.* 2008), al asociarse con bacterias fijadoras de nitrógeno y proveer una cobertura vegetal en sitios degradados todo lo cual podría beneficiar el establecimiento de especies vegetales. Sin embargo, en bosques secundarios de ca. 30 años de abandono, *M. arenosa* presenta una alta abundancia, alcanzando el 44% del total de individuos, y con una importante presencia de individuos juveniles (Romero-Duque *et al.* 2007).

Considerando lo anterior, estudiar la estructura (en términos de abundancia, riqueza y diversidad) y composición del banco de semillas en bosques secundarios del BTS es relevante para mejorar la comprensión sobre el rol que juega en el proceso sucesional del BTS, y a la vez, conocer cuál es la contribución de *M. arenosa* al banco de semillas en estos bosques secundarios, ya que el banco de semillas es una de las principales fuentes de propágulos que determina la composición futura de la vegetación (Leck *et al.* 1989). Este estudio se realizó en 3 sitios de bosque secundario que se desarrollan en praderas ganaderas que fueron abandonadas hace aproximadamente 30 años; en la región de Chamela (Municipio de La Huerta, Estado de Jalisco).

4.2 Objetivos

4.2.1 Objetivo General

Determinar la estructura y composición del banco de semillas en bosques secundarios del BTS.

4.2.2 Objetivos Específicos

1. Determinar la abundancia, composición, riqueza, diversidad y equitatividad de especies en el banco de semillas presente en bosques secundarios.
2. Evaluar la contribución de las diferentes formas de vida en relación con la abundancia y riqueza de especies del banco de semillas presente en bosques secundarios.
3. Determinar la abundancia relativa de *M. arenosa* en el banco de semillas presente en bosques secundarios.

4.3 Metodología

4.3.1 Área de Estudio

Este estudio se realizó en la región de Chamela (Municipio de La Huerta, Estado de Jalisco), en los alrededores de la Reserva de las Biósfera Chamela-Cuixmala (19° 29' y 19°34' N y 104° 58' y 105°04' W). En esta región, el clima es altamente estacional, con una pronunciada estación seca. La precipitación anual promedio es de 746 mm (1983-2004), distribuida principalmente desde junio a octubre, con una marcada variabilidad interanual (Fig. 1 y 2). En promedio, anualmente el 31% de la precipitación cae en septiembre. La temperatura media anual es de 24.6° C, con una oscilación media anual de 4.3° C (García-Oliva *et al.* 1995, 2002). La región de Chamela posee una alta riqueza de especies y endemismos (Lott *et al.* 1987). La flora comprende al menos 1149 especies de plantas vasculares, en 125 familias y 572 géneros (Lott 2002). Las familias de plantas con mayor riqueza son Fabaceae, Euphorbiaceae, Rubiaceae y Bignoniaceae, y más del 10% de las especies son endémicas de los Estados de Jalisco y Colima. El tipo de vegetación dominante es el BTS (Lott 2002). La mayor parte de las plantas (75–90%) pierden sus hojas durante la estación seca; a partir de noviembre hasta junio (Rzedowski 2006). El paisaje está conformado por

lomeríos bajos (120 a 250 msnm) con escasas zonas planas (Solís 1993, Rodríguez 1999). Existen diferentes tipos de suelo en la región, entre los que se encuentran Regosoles, Cambisoles, Litosoles y Faeozems (SPP 1981).

4.3.2 Diseño Experimental

Se seleccionaron tres sitios de bosque secundario, que corresponden a praderas ganaderas abandonadas, los cuales tuvieron una historia de uso y manejo similar (Cuadro 1). En estos sitios, el bosque primario fue expuesto al sistema de roza, tumba y quema hace ca. 30 años (1972-1976), apoyado por el Programa Nacional de Desmonte (PRONADE), para el cultivo de pastos para forrajeo, específicamente pasto Guinea (*Panicum maximum* Jacq.) y pasto Buffel (*Pennisetum ciliare* L.). Estos sitios fueron abandonados a los pocos años de uso, debido principalmente a una baja productividad de la tierra. Los sitios están localizados cerca del pueblo Quémaro, aproximadamente a 20 km al norte de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala (Fig. 3).

En este estudio, se caracterizó el banco de semillas en términos de su estructura y su composición. El muestreo se realizó en época de sequía (mayo de 2008), que es el periodo donde la mayor parte de las especies dispersan sus semillas (Bullock & Solís-Magallanes 1990). Se tomaron 20 muestras de suelo (incluyendo la hojarasca) de manera aleatoria en un área de 100 m² aproximadamente en cada uno de los tres sitios. Las muestras fueron tomadas con un cilindro de acero de 10 cm de diámetro y una profundidad de 10 cm. El volumen de cada muestra fue de 785 cm³. De esta manera, se muestreó aproximadamente una superficie de 0.15 m² por sitio.

Se evaluó el banco de semillas a través del método de separación de semillas (Roberts 1981), para lo cual cada muestra de suelo fue tamizada y revisada bajo lupa, de manera de extraer todas las semillas presentes. Los tamices utilizados fueron de diferentes diámetros (0.5, 1, 2.38 y 6.35 mm). Se clasificaron las semillas según su forma de crecimiento en arbórea, arbustiva, trepadora leñosa, trepadora herbácea y herbácea.

Para determinar la riqueza y composición de especies se utilizó material identificado en un estudio anterior de bosques sucesionales del BTS en la misma región de estudio (Lemus 2008). Las semillas se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible o bien como morfoespecie, siguiendo la nomenclatura propuesta por Lott (2002). Además se calcularon los índices de diversidad de Shannon (H) y de Simpson (1-S), y el índice de equitatividad de Pielou (J). Se utilizó el programa Primer 5 (Versión 5.2.9) para calcular estos índices. No se evaluó la viabilidad de las semillas producto de que las muestras fueron analizadas después de varios meses, tiempo en el cual muchas semillas pudieron dejar de ser viables (Ceccon *et al.* 2006).

4.3.3 Análisis de los datos

Para caracterizar la estructura de la comunidad de semillas, en términos de abundancia de especies, se obtuvieron curvas de abundancia-dominancia para cada sitio. Las especies se ordenaron en una secuencia de mayor a menor abundancia en el eje X, y en el eje Y, se graficó la abundancia relativa de cada especie, en escala logarítmica. Las curvas de abundancia-dominancia generadas para cada sitio se ajustaron, por análisis de regresión simple, a los modelos exponencial ($y = a e^{bx}$) y potencial ($y = a x^b$). La pendiente de la curva (b) está relacionada con la equitatividad de la comunidad de manera que al aumentar b (curva más pronunciada) la equitatividad de la comunidad disminuye (Magurran 2004).

4.4 Resultados

La abundancia total registrada para los 3 sitios fue de 1579 semillas, en un área de muestreo de 0.45 m^2 , con una densidad promedio $3508.889 \text{ semillas m}^{-2}$. La abundancia de semillas fue mayor en sitio 1 en comparación con los otros dos sitios (Cuadro 10). La densidad de semillas fue de $5966.667 \text{ semillas m}^{-2}$ en el sitio 1, de $2486.667 \text{ semillas m}^{-2}$ para el sitio 2 y $2073.333 \text{ semillas m}^{-2}$ para el sitio 3. Se encontraron un total de 76 especies, de las cuales 19 fueron identificadas a

nivel de especie (25% del total), 8 a nivel de género (13.158%) 5 a nivel de familia (6.579%), y 42 a nivel de morfoespecie (55.263%; Anexo II). La riqueza de especies fue de 53 especies en el sitio 1, 30 especies en el sitio 2 y de 36 especies en el sitio 3. Los índices de diversidad de Simpson (1-S) y Shannon (H) fueron relativamente similares entre los sitios. Un comportamiento similar mostró el índice de equitatividad (J; Cuadro 9).

Cuadro 9. Características del banco de semillas en los sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3).

	S1	S2	S3
Número total de especies	53	30	36
Número total de semillas en 0.15 m ² (N)	895	373	311
Equitatividad (J)	0.598	0.754	0.687
Diversidad de Simpson (1-S)	0.810	0.899	0.815
Diversidad de Shannon (H)	2.375	2.563	2.462

Del total de especies, las formas de crecimiento que obtuvieron una mayor representación fueron la herbácea (18.421%; N = 14) y arbórea (18.421%; N = 14), siguiendo en orden decreciente, trepadora herbácea (3.947%; N = 3) y arbustiva (1.316%; N = 1). El resto de las especies (57.895%; N = 44) no fueron identificadas. A nivel de sitio, la tendencia fue similar (Fig. 21). Entre las semillas que se lograron identificar no se encontraron trepadoras leñosas en ninguno de los 3 sitios. Las otras formas de crecimiento fueron encontradas en los tres sitios, exceptuando en el sitio 2, donde no se encontraron trepadoras herbáceas entre las semillas identificadas.

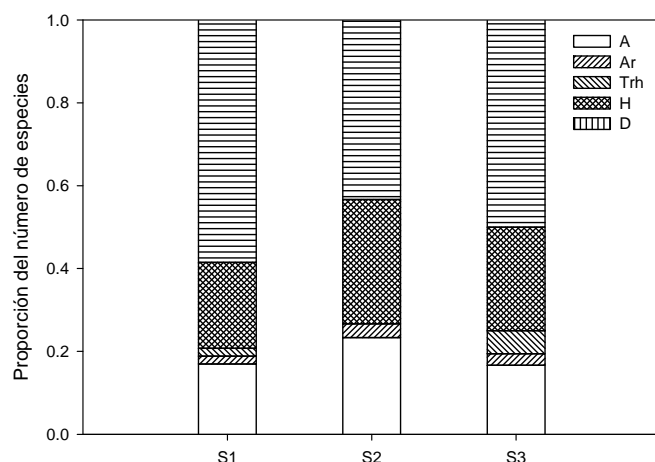


Figura 21. Proporción del número de especies según forma de crecimiento (A: arbórea; Ar: arbustiva; Trh: trepadora herbácea; H: herbácea; D: desconocida) en los tres sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3).

La abundancia de semillas identificadas según su forma de crecimiento fue más alta para herbácea (61.178%), seguida en orden decreciente, por arbórea (24.003%), arbustiva (1.330%) y trepadora herbácea (0.317%). Sin embargo, a nivel de sitio esto difiere. Para el sitio 1, las herbáceas alcanzaron un 78.548% del total de semillas, mientras que, para los otros dos sitios fueron las arbóreas las que tuvieron una mayor abundancia, específicamente, el 46.113% para el sitio 2 y 49.839% para el sitio 3 (Fig. 22).

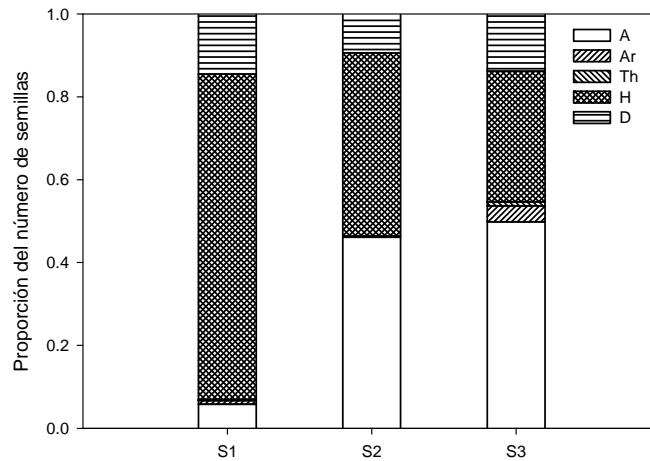


Figura 22. Proporción del número de semillas según forma de crecimiento (A: arbórea; Ar: arbustiva; Trh: trepadora herbácea; H: herbácea; D. desconocida) en los tres sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3).

La especie herbácea más abundante fue *Setaria sp.* (Poaceae), que representó el 24.319% mientras que, *M. arenosa* fue la especie arbórea más abundante representando el 12.223% del total de semillas y el 50.924% del total de semillas arbóreas identificadas. A nivel de sitio, esta especie fue la más abundante en dos de los tres sitios (Fig. 23). El sitio 1 fue el que presentó la menor abundancia relativa de esta especie. Sin embargo, a nivel de la comunidad arbustiva y arbórea de DAP ≥ 1 cm, *M. arenosa* representó cerca del 48% de abundancia relativa (Fig. 6).

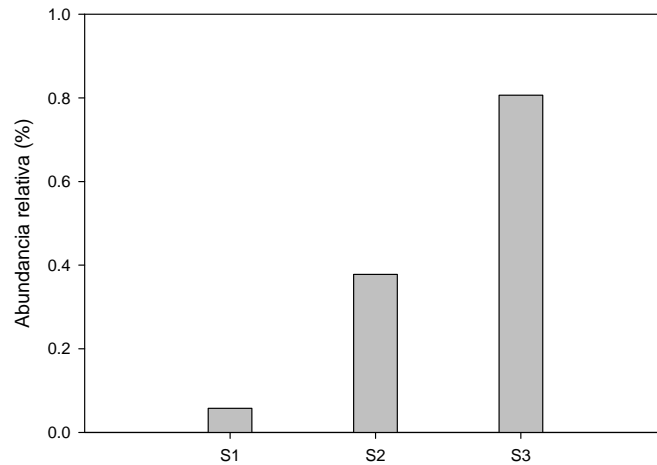


Figura 23. Abundancia relativa de semillas de *M. arenosa* en relación con el total de semillas arbóreas identificadas según el sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2; S3: sitio 3).

Para las curvas de abundancia-dominancia de los sitios 1 y 3, el modelo que resultó con la mejor bondad de ajuste fue el potencial ($y = a x^b$) mientras que, para el sitio 2 fue el modelo exponencial ($y = a^{-bx}$). La pendiente de la curva de abundancia-diversidad de la comunidad de semillas varió entre los sitios. La mayor pendiente se encontró en el sitio 3 ($b=-1.509$), indicando una baja equitatividad entre las especies. La primera especie más abundante, *M. arenosa*, representó el 40.193% de la abundancia total de semillas (Fig. 24). Para el sitio 1, la pendiente fue levemente menos pronunciada ($b = -1.332$), y estuvo dominada por pocas especies. Las primeras tres especies representaron el 65.587% de la abundancia total, las cuales fueron *Setaria sp.* (Poaceae), *Trianthema portulacastrum* (Aizoaceae) y *Desmodium sp.1* (Familia Fabaceae; Fig. 24). La especie arbórea más abundante en este sitio fue *Apoplanesia paniculata* (Fabaceae). Finalmente, el sitio 2 presentó la menor pendiente ($b = -0.200$), lo que indica que la comunidad presenta una mayor diversidad y equitatividad. La especie más abundante fue *M. arenosa*, que representó el 17.426% de la abundancia total (Fig. 24).

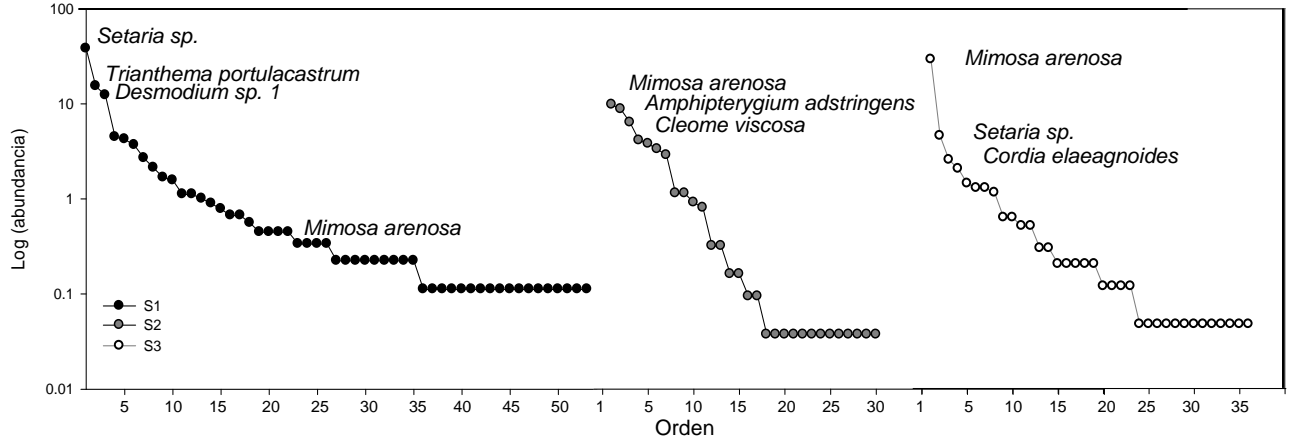


Figura 24. Curvas de abundancia-diversidad del banco de semillas de los sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3). Eje X muestra las especies ordenadas según la abundancia de semillas.

4.5 Discusión

En este estudio se logró identificar taxonómicamente cerca de la mitad de las especies presentes en el banco de semillas, lo cual concuerda con otros estudios realizados en el BTS (Rico-Gray & García-Franco 1992, Miller 1999, Lemus 2008). Esto se debe a que la determinación taxonómica es una de los principales problemas en este tipo de estudio, ya que existe poca información disponible sobre la descripción de las especies vegetales del BTS. Las especies identificadas a algún nivel taxonómico fueron las más abundantes dentro del banco, mientras que, las morfoespecies que quedaron sin determinar estuvieron representadas en la mayoría por una sola semilla, lo que podría indicar que corresponden a especies raras. Es importante hacer notar que este muestro se realizó en una sola ocasión en época de sequía (mayo 2008), por lo que es de esperar que especies que se dispersan en época de lluvia no estén representadas, como también especies que no hayan producido semillas en el año del muestro (Bullock & Solís-Magallanes 1990).

La densidad promedio de semillas fue mayor en los bosques secundarios de ca. 30 años de abandono (3509 semillas m⁻²) que en el bosque primario del BTS en la misma región (aproximadamente 900 semillas m⁻²; Lemus 2008). Como también, fue mayor que en praderas ganaderas de 1 a 12 años de abandono, en donde se encontraron aproximadamente un promedio total de 1700 semillas m⁻² (Lemus 2008). Sin embargo, hay que considerar que tanto en este estudio como en Lemus (2008) no fue evaluada la viabilidad de las semillas, por lo que la densidad de semillas viables debe ser menor que la reportada. En sitios perturbados entre 10 y 30 de abandono en Yucatán, el número de semillas viables fue menor (220 a 855 semillas m⁻²), con la presencia de una sola especie arbórea (Rico-Gray & García-Franco 1992).

El sitio 1 presentó una abundancia de semillas de aproximadamente el doble y una de riqueza de especies un 50% mayor que los otros dos sitios. Esto puede estar relacionado con la heterogeneidad intrínseca de este ecosistema, como también a otros factores como la historia de uso y manejo, matriz circundante todo lo cual puede estar influyendo en esta respuesta diferencial.

Las especies herbáceas y arbóreas fueron las formas de crecimientos con una mayor representación de las especies identificadas. Con respecto a la abundancia, las herbáceas representaron el 61% del total de semillas en el banco, lo cual concuerda con otros estudios realizados en praderas abandonadas (Rico-Gray & García-Franco 1992, Miller 1999, Lemus 2008), y difiere con el bosque primario, donde representan menos del 20% (Lemus 2008). En contraste, las especies arbustivas y arbóreas representan más del 80% en el BTS (Lemus 2008), mientras que en estos bosques secundarios su representación fue del 24%. Sin embargo, esto difiere a nivel de sitio. En el sitio 1, las herbáceas fueron la forma de crecimiento más abundante, mientras que, en los sitios 2 y 3 fueron las arbóreas.

De acuerdo con Lemus (2008), las especies pioneras en la sucesión en praderas ganaderas abandonadas en Chamela, corresponden a herbáceas como *Cleome viscosa* junto a la especie arbórea *Mimosa arenosa*. Específicamente, *M. arenosa* fue la especie más abundante y estructuralmente más importante en el

banco de semillas de dos de los tres sitios. Estos resultados sugieren que *M. arenosa* continuará siendo un componente importante en estos bosques en el largo plazo.

4.6 Conclusiones

El banco de semillas en los sitios de bosques secundarios (praderas ganaderas de ca. 30 años de abandono;) difiere en estructura y composición al del bosque primario, con una importante presencia de especies herbáceas, y de *M. arenosa*, especie arbórea no nativa. Considerando que el banco de semillas es una de las principales fuentes de propágulos, estos resultados indican que estos sitios en el largo plazo, continuaran difiriendo del bosque primario con respecto a ciertos atributos como la abundancia, composición y riqueza de especies vegetales. Considerando la importancia que juegan estos bosques secundarios en la conservación del BTS y en la provisión de servicios ecosistémicos, es importante el estudio de técnicas que faciliten el proceso sucesional hacia un bosque que posea una estructura y composición más similar al ecosistema original.

CAPÍTULO V. CONCLUSIÓN GENERAL

- El barbecho modificó las condiciones del suelo, disminuyendo la densidad aparente, lo cual promovió un mejor desempeño, en términos de supervivencia y crecimiento, de las plántulas arbustivas y arbóreas reclutadas en estos sitios. De esta manera, esta técnica puede ser considerada una estrategia útil y de bajo costo para el manejo de bosques secundarios, ya que modifica el ambiente edáfico, y con esto, mejora el desempeño de la comunidad regenerativa de plántulas arbustivas y arbóreas, acelerando con esto el proceso de recuperación de estos sitios.

- La comunidad arbustiva y arbórea de $DAP \geq 1$ cm no fue afectada por el tratamiento de barbecho, aunque puede que una respuesta positiva se manifestará en un periodo de tiempo mayor que el que abarcó el presente estudio (14 meses).

- La supervivencia y crecimiento de las plántulas trasplantadas fue en general bajo, aunque dependió de la especie y no hubo un efecto del tratamiento de barbecho.

- Se observó que *M. arenosa* tiene una abundante presencia en el banco de semillas y es un componente importante en la comunidad arbórea y arbustiva, lo cual indicaría que continuará presente en estos bosques en el largo plazo. Esto reafirma la importancia del enriquecimiento con especies arbóreas características del BTS en estos sitios.

- Las respuestas de ciertas variables estudiadas fueron dependientes del sitio, lo cual se explica tanto por la heterogeneidad intrínseca del ecosistema como por otros factores relacionados como por ejemplo la historia de uso y manejo actual de los sitios y las características de la matriz circundante. Lo cual hace importante

poder ampliar el número de réplicas, e incluir la variable de heterogeneidad ambiental en los análisis.

- Se requiere de estudios que permitan evaluar técnicas de restauración en sitios perturbados con diferentes condiciones ambientales, y que a la vez, se desarrollen por un periodo de tiempo mayor, con el objeto de evaluar la temporalidad de estas técnicas. A la vez, es importante ampliar el conocimiento sobre las características ecológicas y fisiológicas de las especies vegetales presentes en este ecosistema. Todo lo anterior es indispensable para poder establecer planes de restauración exitosos.

BIBLIOGRAFÍA

- Ayala, F. 2008. Desempeño de plantas de tres especies arbóreas en tres unidades de ladera de la estación de restauración “Barranca del río Tembembe”, Morelos, México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Barajas-Guzmán, M. G., Campo, J. & V. L. Barradas. 2006. Soil water, nutrient availability and sapling survival under organic and polyethylene mulch in a seasonally dry tropic forest. *Plant Soil* 287: 347-357.
- Borchet, R. 1996. Phenology and flowering periodicity of neotropical dry forest species: evidence from herbarium collections. *Journal of Tropical Ecology* 12: 65-80.
- Brown B. J. & A. E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14: 161-187.
- Brown S. & A. E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1-32.
- Bullock, S. H. & J. A. Solís-Magallanes. 1990. Phenology of canopy trees a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 1:22-35.
- Bullock, S. H. 1995. Plant reproduction in neotropical dry forest. Pag. 1-8. En: Bullock, S. H., Mooney, H. A. & E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 450 pp.
- Burgos, A. & J. M. Maass. 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western México. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104:475–481.
- Burgos, A. 2004. Estrategia para el abordaje ecosistémico de una investigación en restauración ecológica, aplicada al caso del bosque tropical seco en la región de Chamela. Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Michoacán, México.
- Cabin, R. J., Weller, S. G., Lorence, D. H., Cordell, S. & L. J. Hadway. 2002a. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry. *Biological Conservation* 104: 181-190.

- Cabin, R. J., Weller, S. G., Lorence, D. H., Cordell, S., Hadway, L. J., Montgomery, R., Goo, D. & A. Urakami. 2002b. Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry forest restoration. *Ecological Applications* 12: 1595-1610.
- Camargo, J. L., Kossman, I. D. & A. M. Imakawa. 2002. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration Ecology* 4: 636-644.
- Castellanos, J. 1997. Efecto de la roza, tumba y quema sobre la dinámica de las raíces finas de una selva baja caducifolia. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology, and conservation in neotropical dry forest. Pag. 95-220. En: Bullock, S. H., Mooney, H. A. & E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 450 pp.
- Ceccon, E., Huante, P. & E. Rincón. 2006. Abiotic factors influencing tropical dry forest regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 305-312.
- Ceccon, E., Huante, P. & J. Campo-Alves. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatán, Mexico. *Journal of Forest Ecology and Management* 182: 387-402.
- Ceccon, E., Sánchez, S. & J. Campo-Alves. 2004. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecology* 170: 12-26.
- Challenger, A. & J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres de México. En: Soberón, J., Halffter, G. & J. Llorente (eds.). *Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), D. F., México. 189 pp.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), D. F., México. 867 pp.

- Chapin, F. S., Matson, P. A. & H. A. Mooney. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer, USA. 436 pp.
- Chazdon R. L., Harvey, C., Martínez-Ramos, M., Schondube, J., Ávila, L. D. & M. Flores-Hidalgo. 2008. Tropical dry forest biodiversity and conservation value in agricultural landscapes of Mesoamerica. En: Dirzo, R., Mooney, H. & G. Ceballos (eds.). Ecology and conservation of neotropical dry forests. Island press, E.U. A. En prensa.
- Chirino, I. 2008. Almacenes y fracciones de fósforo en el suelo de tres ecosistemas en la región de Chamela, Jalisco. Tesis de Maestría, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Michoacán, México.
- De Ita-Martínez, C. 1983. Patrones de producción agrícola en un ecosistema tropical estacional en la costa de Jalisco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Duran, E., Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Pérez-Jiménez, A., Islas, A. & M. Franco. 2002. Estructura, composición y dinámica de la vegetación. Pag. 443-472. En: Noguera, F., Vega, J., García-Alderete, A. & M. Quesada (eds.). Historia Natural de Chamela, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México. 568 pp.
- Flores, V.O. & P. Gérez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: Vertebrados, vegetación y uso del Suelo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México. 493 pp.
- Galindo, A. 2006. Problemática para el establecimiento de seis especies nativas de selva baja caducifolia en la recuperación de un sitio perturbado en las Barrancas del Tembembe, Morelos. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- García-Oliva, F. & J. M. Maass. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes en un ecosistema tropical estacional en México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 62: 39-48.

- García-Oliva, F., Camou, A. & J. M. Maass. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico mexicano. En: Noguera, F., Vega, J., García-Alderete, A. & M. Quesada (eds.). *Historia Natural de Chamela*, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México. 568 pp.
- García-Oliva, F., Maass, J.M. & L. Galicia. 1995. Rainstorm analysis and rainfall erosivity of a seasonal tropical region with a strong cyclonic influence on the Pacific coast of Mexico. *J. Appl. Meteorol.* 34: 2491–2498.
- García-Oliva, F., R. L. Sanford Jr. & E. Kelly. 1999a. Effect of burning of Tropical Deciduous forest soil in Mexico on the microbial degradation of organic matter. *Plant and Soil* 206: 29-36.
- García-Oliva, F., R. L. Sanford Jr. & E. Kelly. 1999b. Effects of Slash-and-burn Management on Soil Aggregate Organic C and N in a tropical Deciduous Forest. *Geoderma* 88: 1-12.
- Garwood, N. 1989. Tropical soil seed banks: a review. Pag. 149-204. En: Allesio, M., Parker, T. & R. Simpson (eds.). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, USA. 462 pp.
- Gebhardt, M. R., Daniel, T. C., Schweizer, E. E. & R. R. Allmaras. 1985. Conservation tillage. *Science* 230: 625-630.
- Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Pag. 146-194. En: Bullock, S. H., Mooney, H. A. & E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 450 pp.
- Gerhardt, K. 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management* 82: 33-48.
- González J. C., Madrigal, X., Ayala, A., Juárez, A. & E. Gutiérrez. 2006. Especies arbóreas de uso múltiple para la ganadería en la región de Tierra Caliente del Estado de Michoacán, México. *Livestock Research for Rural Development* 8: 109.
- Greenwood, K. & B. McKenzie 2001. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 41:1231-1250.

- Griscom, H. P., Ashton, P. M. S. & G. P. Berlyn. 2005. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: Implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. *Forest Ecology and Management* 218: 306-318.
- Griscom, H. P., Griscom, B. W. & M. Ashton 2009. Forest regeneration from pasture in the dry tropics of Panama: effects of cattle, exotic grass and forested riparia. *Restoration Ecology* 17: 117-126.
- Groom, M. J. & N. Schumaker. 1993. Evaluating landscape change: pattern of worldwide deforestation and local fragmentation. Pag: 24-33. En: Kareiva, P. M., Kingsolver, J. G. & R. B. Huey (eds.). *Biotic interactions and global change*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA. 559 pp.
- Gutiérrez, A. R. 1993. La ganadería extensiva en el trópico seco mexicano: causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social. Tesis de licenciatura, Facultad de Filosofía, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Hammond, D. S. 1995. Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forests trees after shifting agriculture, Chiapas, México. *Journal of Tropical Ecology* 11: 295-313.
- Hobbs, R. J. & D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110
- Hobbs, R. J. 1991. Disturbance as a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly* 6:99-104.
- Holdridge, L. R. 1967. *Life zone ecology*. Tropical Science Center, San José, Costa Rica. 206 pp.
- Huante, P, Rincón, E. & F. Stuart Chapin III. 1998. Effect of Changing Light Availability on Nutrient Foraging in Tropical Deciduous Tree-Seedlings. *Oikos* 3: 449-458.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. Pag. 130-137. En: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, USA. 538 pp.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L. C. & G. Ganade. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. Pag. 33–44. En: Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard Jr. (eds). *Tropical*

- Kennard, D. K., Gould, K., Putz, F. E., Fredericksen, T. S. & F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162: 197-208.
- Khurana, E. & J. S. Singh 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28: 39-52.
- Landon, J. 1991. *Booker tropical soil manual: a handbook for soil survey and agricultural land evaluation in the tropics and subtropics*. Longman Scientific and Technical, England. 474 pp.
- Leck, M. A., V. T. Parker & R. L. Simpson. 1989. *Ecology of soil seed banks*. Academic Press Limited, USA. 462 pp.
- Lemus, C. 2008. Estructura y composición del banco de semillas en diferentes estadios sucesionales del bosque tropical caducifolio en el Municipio de La Huerta, Jalisco. Tesis de Licenciatura, Centro de Investigación en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Lieberman, D. & M. Li. 1992. Seedling recruitment patterns in tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science* 3: 375-382.
- Liu, G. X., P. S. Mao, S. Q. Huang, Y. C. Sun & J. G. Han. 2008. Effects of soil disturbance, seed rate, nitrogen fertilizer and subsequent cutting treatment on establishment of *Bromus inermis* seedlings on degraded steppe grassland in China. *Grass and Forage Science* 63: 331-338.
- Lott, E. J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela bay region, Jalisco, México. *Occasional papers of the California Academy of Sciences* 148:1-60
- Lott, E. J. 2002. Lista anotada de las plantas vasculares de Chamela-Cuixmala. Pag. 93-136. En: Noguera, F., Vega, J., García-Alderete, A. & M. Quesada (eds.). *Historia Natural de Chamela*, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México. 568 pp.

- Lott, E. J., Bullock, S. H. & J. A. Solís-Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests of Coastal Jalisco. *Biotropica* 3: 228-235.
- Luken, J. O. 1990. *Directing ecological succession*. Chapman and Hall, New York, USA. 260p.
- Luken, J. O., L. M. Kuddes & T. C. Tholemeier. 1997. Response to understory species gap formation and soil disturbance in *Lonicera maackii* thickets. *Restoration Ecology* 5:229-235.
- Maass, J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agricultura. Pag. 399-422. En: Bullock, S. H., Mooney, H. A. & E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 450 pp.
- Maass, J. M., Jaramillo, V., Martínez-Yrizar, A., García-Oliva, F., Pérez-Jiménez, A. & J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. Pag. 525-542. En: Noguera, F., Vega, J., García-Alderete, A. & M. Quesada (eds.). *Historia Natural de Chamela*, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México. 568 pp.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford, Reino Unido. 256 pp.
- Marod, D., Kutintara, U., Tanaka, H. & T. Nakashizuka. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. *Plant Ecology* 161: 41-57
- McLaren, K. P. & M. A. McDonald. 2003. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management* 183: 61-75.
- Méndez, M. 2009. Efecto del barbecho y remoción de trepadoras sobre la biomasa vegetal arbórea y diversidad del sotobosque en bosques secundarios del trópico seco. Tesis de Maestría, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Michoacán, México.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. & J. E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491-505.

- Miller, P. M. & J. B. Kauffman. 1998a. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30: 538-546.
- Miller, P. M. & J. B. Kauffman. 1998b. Effects of slash-and-burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 103:191-201.
- Miller, P. M. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 15: 179-188.
- Mooney, H. A., Bullock, S. H. & E. Medina. 1995. Introduction. Pag. 1-8. En: Bullock, S. H., Mooney, H. A. & E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 450 pp.
- Mora-Santacruz, A., Valdez Hernández, J., Ángeles Pérez, G., Musálem Santiago, M. & H. Vaquera Huerta. 2006. Establecimiento y desarrollo de plántulas de *Tabebuia rosea* (Bignoniaceae) en una selva subcaducifolia manejada de la costa Pacífica de México. *Revista de Biología Tropical* 54: 1215-1225.
- Morin, P. J. 1999. *Community ecology*. Blackwell Science, Malden, USA. 424 pp.
- Murphy, P. G. & A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual review of Ecology and Systematic* 17: 67-88.
- Murphy, P. G. & A. E. Lugo. 1995. Dry forests of Central America and the Caribbean. Pag. 9-34. En: Bullock, S. H., Mooney, H. A. & E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 450 pp.
- Myers, N. 1988. Tropical forest and their species. Going, going...? Pag. 28-35. En: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, USA. 538 pp.
- Nepstad, D., Uhl, C. & A. E. Serrao. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. Pag. 215–229. En: Anderson, A. (ed.). *Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon Rain Forest*. Columbia University Press, New York, USA. 281 pp.

- Noguera, F. A., Vega, J. H. & A. N. García-Aldrete. 2002. Introducción. Pag. 15-21. En: Noguera, F., Vega, J., García-Alderete, A. & M. Quesada (eds.). Historia Natural de Chamela, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México. 568 pp.
- Olson, D. M. & E. Dinerstein. 2002. The global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89: 199-224.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2002. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2000. Roma, Italia. 367 pp.
- Ortiz, T. 2001. Estructura arbórea en sitios perturbados y caracterizados por la presencia de *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. Var. *leiocarpa* (D.C) Barneby, en el Bosque Tropical Seco de la Costa de Jalisco, México. Tesis de. Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Parrotta, J. A., Knowles, O. H. & J. M. Wunderle, Jr. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 99:21–42.
- Pennington, R. T. & J. Sarukhán. 1998. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo de Cultura Económica, México. 523 pp.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & J. J. Armesto 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review* 53: 335-371.
- Poorter, L. & L. Markesteijn. 2008. Seedlings traits determine drought tolerance of tropical tree species. *Biotropica* 3: 321-331.
- Ray, G. J. & B. J. Brown. 1995. Restoring Caribbean dry forests: Evaluation of tree propagation techniques. *Restoration Ecology* 3: 86-94.
- Rico-Gray, V. & J. G. García-Franco. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetation Science* 3: 617-624.
- Rincón, E. & P. Huante. 1993. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. *Trees* 7: 202-207.
- Roberts, H. A. 1981. Seed banks in soils. *Advances in Applied Biology* 6:1-56.

- Rodríguez, R. 1999. Cartografía morfogénica jerárquica a tres escalas del área del microbloque “El Colorado”, Chamela, Jalisco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Román, M. L., A. Mora & H. Ochoa. 2006. Especies forestales con diversidad de usos en un bosque tropical caducifolio de la comunidad indígena de Tomatlán, Jalisco, México. *Avances de la Investigación Científica*, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias: 163-171.
- Romero, L. 2008. Diversidad y almacenes de carbono y nitrógeno en bosques tropicales caducifolios secundarios de la región de Chamela, Jalisco, con diferentes historias de uso. Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Michoacán, México.
- Romero-Duque, L. P., Jaramillo, V. J. & A. Pérez-Jiménez. 2007. Structure and diversity of secondary tropical dry forest in Mexico, differing in their prior land-use history. *Forest Ecology and Management* 253:38-47.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. Primera edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 504 pp.
- Salazar, R. 1997. *Tabebuia rosea* (Bertol) DC. Nota Técnica sobre Manejo de Semillas Forestales, CATIE, No. 8. 2 pp.
- Sampaio, A. B., Holl, K. D. & A. Scariot. 2007. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in Central Brazil? *Restoration Ecology* 3: 462-471.
- Sampaio, E. V. S. B., Salcedo, I. H. & J. B. Kauffman. 1993. Effect of different fire severities on coppicing of caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brasil. *Biotropica* 25: 452-460.
- Sandoval-Pérez, A. L., Gavito, M. E., García-Oliva, F. & V. J. Jaramillo. 2009. Carbon, nitrogen, phosphorus and enzymatic activity under different land uses in a tropical, dry ecosystem. *Soil Use and Management* 4: 419-426.
- Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) & Instituto Nacional de Ecología (INE). 1994. México, informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección del ambiente 1993-1994. D. F., México. 374 pp.

- Secretaría de Programación y Presupuesto (SPP). 1981. Síntesis geográfica de Jalisco. 306 pp.
- Sharrow, S. 2007. Soil compaction by grazing livestock in silvopastures as evidenced by changes in soil physical properties. *Agroforestry Systems* 71: 215-223.
- Silva, J. M. C. & M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future of flora of the Atlantic forest of Northeast Brazil. *Nature* 404:72–74.
- Skoglund, J. 1992. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical systems. *Journal of Vegetation Science* 3: 357-360.
- Solís, E. 1993. Características fisicoquímicas del suelo en un ecosistema tropical caducifolio de Chamela, Jalisco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Sosa, E., Pérez, D., Ortega, L. & G. Zapata. 2004. Evaluación del potencial forrajero de árboles y arbustos tropicales para la alimentación de ovinos. *Técnica Pecuaria en México*. 42: 129-144.
- Trejo, I. & R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Trejo, R. I. 1998. Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Turner, I. M. 1990. The seedling survivorship and growth of three *Shorea* species in a Malaysian tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 6: 469-478.
- Ulloa, J. A. 2006. Establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies arbóreas potencialmente útiles para la restauración de pastizales degradados de NO de Morelos. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F., México.
- Van Breugel, M., Martínez-Ramos, M. & F. Bongers. 2006. Community dynamics during early secondary succession in Mexican tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 22: 663-674.

- Vargas-Rodríguez, Y. L., Vázquez-García, J. A. & G. B. Williamson. 2005. Environmental correlates of tree and seedling-sapling distributions in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecology* 180: 117-134.
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis Muñoz, M. I. Alcocer Silva, M. Gual Díaz & C. Sánchez Dirzo. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, UNAM.
- Vesik, P. A. & M. Westoby. 2004. Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. *Journal of Ecology* 92: 310-320.
- Vieira, D. L. & A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. *Restoration Ecology* 14: 11-20.
- Vieira, D. L., Scariot, A. & K. Holl. 2006. Effects of habitat, cattle grazing and selective logging on seedling survival and growth in dry forests of Central Brazil. *Biotropica* 39: 269-274.
- White, P. S. & S. T. A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics an introduction. Pag. 3-13. En: Pickett, S. T. A. & P. S. White (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, USA. 472 pp.
- Whitmore, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pag. 3-12. En: Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard Jr. (eds). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Illinois, USA.

ANEXO I

Lista de especies arbustivas y arbóreas presentes en los tres sitios de estudio de bosques secundarios (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio3, •: especie presente). Un signo de interrogación indica una determinación problemática.

Familia	Género	Especie	S1	S2	S3
Acanthaceae	<i>Justicia</i>	<i>Justicia candidans</i> (Nees) L. Benson	•		•
Anarcadiaceae	<i>Spondias</i>	<i>Spondias purpurea</i> L.		•	
Apocynaceae	<i>Plumeria</i>	<i>Plumeria rubra</i> L.	•		
Boraginaceae		indeterminada (1)	•		
		indeterminada (2)	•		
		indeterminada (3)		•	
Burseraceae	<i>Bursera</i>	<i>Bursera instabilis</i> McVaugh & Rzed.			•
	<i>Bursera</i>	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.		•	•
Celastraceae	<i>Shaefferia</i>	<i>Schaefferia lottiae</i> Lundell.		•	
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscylus</i>	<i>Cnidoscylus spinosus</i> Lundell.	•		
	<i>Croton</i>	<i>Croton</i> sp.	•		
	<i>Croton</i>	<i>Croton suberosus</i> HBK.			•
	<i>Croton</i>	<i>Croton alamosanus</i> Rose.			•
	<i>Jatropha</i>	<i>Jatropha</i> sp.	•		
	<i>Jatropha</i>	<i>Jatropha malacophylla</i> Standl.			•
	<i>Phyllanthus</i>	<i>Phyllanthus botryanthus</i> Muel. Arg.?	•		
	<i>Phyllanthus</i>	<i>Phyllanthus botryanthus</i> Muel. Arg.?	•		
Fabaceae	<i>Acacia</i>	<i>Acacia</i> sp.	•		
	<i>Apoplanesia</i>	<i>Apoplanesia paniculata</i> Presl.	•	•	•
	<i>Caesalpinia</i>	<i>Caesalpinia platyloba</i> S. Wats.	•		
	<i>Caesalpinia</i>	<i>Caesalpinia eriostachys</i> Benth.		•	•
	<i>Chloroleucon</i>	<i>Chloroleucon mangense</i> (Jacq.)?			•
	<i>Erythrina</i>	<i>Erythrina lanata</i> Rose	•		•
	<i>Mimosa</i>	<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir	•	•	•
Flacourtiaceae	<i>Casearia</i>	<i>Casearia tremula</i> (Griseb.) Wright	•	•	•
Julianaceae	<i>Amphipterygium</i>	<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schlecht.) Schiede.		•	
Malpighiaceae	<i>Malpighia</i>	<i>Malpighia</i> sp.		•	
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i>	<i>Coccoloba liebmannii</i> Lindau.		•	
Rubiaceae	<i>Randia</i>	<i>Randia thurberi</i> S. Wats.	•		•
	<i>Randia</i>	<i>Randia</i> sp.	•		
		indeterminada		•	

Familia	Género	Especie	S1	S2	S3
Sterculiaceae	<i>Ayenia</i>	<i>Ayenia micrantha</i> Standl.			•
		Morfoespecie (1)	•		
		Morfoespecie (2)		•	
		Morfoespecie (3)		•	
		Morfoespecie (4)		•	
		Morfoespecie (5)		•	
		Morfoespecie (6)		•	
		Morfoespecie (7)			•
		Morfoespecie (8)			•
		Morfoespecie (9)			•
		Morfoespecie (10)			•

ANEXO II

Lista de las especies encontradas en el banco de semillas por sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2, S3: sitio 3, •: especie presente, F.C: forma de crecimiento, A: arbórea; Ar: arbustiva; Trh: trepadora herbácea; H: herbácea).

Familia	Especie	F.C	S1	S2	S3
Aizoaceae	<i>Trianthema portulacastrum</i> L.	H	•	•	•
Asteraceae	Indeterminada	H	•	•	•
Boraginaceae	<i>Cordia elaeagnoides</i> DC.	A	•	•	•
	<i>Cordia</i> sp.	A/ar	•		•
Burseraceae	<i>Bursera</i> sp.1	A	•		
	<i>Bursera</i> sp.2	A	•	•	
	<i>Bursera</i> sp. 3	A	•		•
Capparaceae	<i>Cleome viscosa</i> L.	H	•	•	•
Chrysobalanaceae	<i>Licania</i> sp.	D			•
Convolvulaceae	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	Trh			•
	<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth.	Trh			•
	<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose.	A	•		
	<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urb.	Trh	•		
Euphorbiaceae	<i>Croton suberosus</i> HBK.	ar	•	•	•
	Indeterminada	D	•		
Fabaceae	<i>Apoplanesia paniculata</i> Presl.	A	•	•	•
	<i>Senna atomaria</i> (L.) I. & B.	A	•		
	<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir	A	•	•	•
	<i>Desmodium</i> sp.1	H	•	•	•
	<i>Desmodium</i> sp.2	H	•		
	<i>Caesalpinia coriaria</i> (Jacq.) Willd.	D			•
	<i>Piptadenia</i> sp.	A			•
	<i>Caesalpinia platyloba</i> S. Wats.	A	•		
Flacourtiaceae	<i>Casearia corymbosa</i> H. B. K.	A		•	
Julianaceae	<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schlecht.) Schiede.	A		•	
Lamiaceae	<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	H	•		
Malvaceae	Indeterminada	H	•	•	•
Poaceae	<i>Panicum</i> sp.	H	•		
	<i>Setaria</i> sp.	H	•	•	•
	Indeterminada (1)	H		•	

Familia	Especie	F.C	S1	S2	S3
	Indeterminada (2)	H			•
Rubiaceae	<i>Hintonia latiflora</i> (Sessé & Moc. Ex DC.) Bullock	A		•	
Solanaceae	<i>Solanum deflexum</i> Greenm.	H	•	•	•
Tiliaceae	<i>Heliocarpus pallidus</i> Rose.	A			•
	Morfoespecie (1)	D	•	•	•
	Morfoespecie (2)	H	•	•	
	Morfoespecie (3)	D	•	•	•
	Morfoespecie (4)	D	•		
	Morfoespecie (5)	D	•		
	Morfoespecie (6)	D	•	•	•
	Morfoespecie (7)	D	•	•	
	Morfoespecie (8)	D	•		
	Morfoespecie (9)	D	•		•
	Morfoespecie (10)	D	•		
	Morfoespecie (11)	D	•		
	Morfoespecie (12)	D	•	•	
	Morfoespecie (13)	D	•	•	
	Morfoespecie (14)	D	•	•	
	Morfoespecie (15)	D	•		
	Morfoespecie (16)	D	•		
	Morfoespecie (17)	D	•		
	Morfoespecie (18)	D	•		
	Morfoespecie (19)	D	•		
	Morfoespecie (20)	D	•		
	Morfoespecie (21)	D	•		
	Morfoespecie (22)	D	•		
	Morfoespecie (23)	D	•	•	
	Morfoespecie (24)	D	•	•	
	Morfoespecie (31)	D		•	
	Morfoespecie (32)	D		•	
	Morfoespecie (34)	D			•
	Morfoespecie (35)	D			•
	Morfoespecie (25)	D	•		•
	Morfoespecie (26)	D	•	•	•
	Morfoespecie (36)	D			•
	Morfoespecie (37)	D			•

Familia	Especie	F.C	S1	S2	S3
	Morfoespecie (38)	H			•
	Morfoespecie (27)	D	•		•
	Morfoespecie (28)	D	•		
	Morfoespecie (29)	D	•		
	Morfoespecie (30)	D	•		
	Morfoespecie (33)	D		•	
	Morfoespecie (39)	D			•
	Morfoespecie (40)	D			•
	Morfoespecie (41)	D			•
	Morfoespecie (42)	D			•