



Universidad Autónoma de Querétaro  
 Facultad de Ciencias Naturales  
 Maestría en Recursos Biótico

Evaluación de ensambles de especies arbóreas nativas como estrategia para la restauración del Bosque Tropical Caducifolio.

**TESIS**

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro en Recursos Bióticos

**Presenta:**

Mariela Berenice Soria Saborío

**Dirigido por:**

Dra. Guadalupe X. Malda Barrera

**SINODALES**

Dra. Guadalupe X. Malda Barrera  
 Presidente

Firma

Dr. Víctor H. Cambrón Sandoval  
 Secretario

Firma

Mtra. Sara Solís Valdez  
 Vocal

Firma

Dra. Tamara G. Osorno Sánchez  
 Suplente

Firma

Dr. Humberto Suzán Azpiri  
 Suplente

Firma

Dra.  
 Dire

Progrado

eco  
 ón y

Centro Universitario  
 Querétaro, Qro.  
 Diciembre 2013  
 México

## Resumen

El Bosque Tropical Caducifolio (BTC) es de gran importancia nacional y mundial debido a su amplia distribución y su alto grado de endemismo y diversidad. Al ser un ecosistema fuertemente amenazado se requiere la implementación de técnicas de restauración y monitoreo que regeneren exitosamente la funcionalidad, diversidad e interacciones biológicas existentes en el bosque maduro. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de dos sistemas de plantación (mixto y monocultivo) sobre la supervivencia, el crecimiento y desarrollo de brazos de dos especies fijadoras de nitrógeno (*Prosopis laevis* y *Lysiloma microphyllum*) y dos no fijadoras (*Ipomea murucoides* y *Celtis pallida*) especies arbóreas nativas del BTC, durante un período de 14 meses. Se evaluó la supervivencia, desarrollo y crecimiento mediante los parámetros de altura, grosor de tallo y número de brazos. El diseño experimental utilizado fue bloques al azar con 10 bloques y dos sistemas de plantación (monocultivo y mixto) con cuatro individuos por especies dentro de cada bloque. La supervivencia, crecimiento y ganancia de brazos de las cuatro especies fue similar en los ensambles mixtos como en monocultivo. La respuesta particular de cada especie fue diferente de acuerdo a las características fisiológicas y funcionales propias. *Ipomea murucoides* mostró la mejor respuesta con la supervivencia e incremento en volumen más altos. La supervivencia de las dos leguminosas fue similar pero *L. microphyllum* sobrepasó a *P. laevis* en crecimiento y desarrollo. En contraste *C. pallida* no fue capaz de establecerse exitosamente en el experimento. Se sugiere que la restauración de sitios perturbados se realice por etapas, la primera sería la colocación de especies de rápido crecimiento y posterior a su establecimiento interpretar especies de lento crecimiento y pertenecientes a etapas sucesionales tardías y del bosque maduro.

**(Palabras clave:** BTC, restauración, arboles fijadores de nitrógeno, sistema de plantación)

## Abstract

The Tropical Deciduous Forest (TDF) is of great national and global importance because of its wide distribution. Being a highly threatened ecosystem it requires the implementation of restoration and monitoring techniques to successfully regenerate functionality, diversity and biological interactions existing in the climax forest. The aim of this study was to evaluate the effect of two planting systems (mixed and monoculture) on survival, growth and development of two nitrogen fixing species (*Prosopis laevigata* and *Lysiloma microphyllum*) and two non-fixing (*Ipomea murucoides* and *Celtis pallida*) native tree species, as well as to understand the behavior of each species according to neighbor species, climatic and soil conditions for a period of 14 months. Evaluated parameters were survival, development and growth measured as height, stem thickness and arms total number. The experimental design was randomized blocks with 10 blocks and two planting systems (monoculture and mixed) with four individuals per species within each block. Both plantation systems did not influenced the survival, development and species growth. The particular response of each species was different according to their physiological and functional characteristics. *Ipomea murucoides* showed the better response to site conditions with the higher survival and biomass increase (both height and diameter). Survival on the two legume trees was similar, but *L. microphyllum* surpassed *P. laevigata* growth and development. In contrast, *C. pallida* was not able to successfully establish the experiment. We recommend using fast growing species and the interplanting of legume in restoration programs.

**(Keywords:** BTC, restoration, nitrogen-fixing trees, planting system)

Dedicado a Miguel y Emilio

## AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Lupita Malda por el apoyo académico, económico y personal brindado para la realización de este trabajo y de crecimiento profesional.

A la Mtra. Sara Solís por la disposición tanto en tiempo como de materiales y equipos para la realización del análisis del suelo.

A la Dra. Tamara Osorno y al Doc. Víctor Cambron por su orientación y apoyo.

Al Dr. Israel Carrillo por la asesoría y consejos en estadística y discernimiento de cuestiones biológicas y ecológicas.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico otorgado de la beca No. 333219 para la obtención de grado de Maestría en Ciencias.

A mis compañeros Judith, Karla, Julio, Diana e Ileana. Pero en especial a **Oscar, Efrén y Adriana** que me apoyaron en los trabajos duros de reforestación, muestreos, deshierbe, colocación de la cerca y medición de los árboles entre otras actividades.

## ÍNDICE.

Resumen.....	i
Summary.....	ii
Dedicatorias.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Índice.....	v
Índice de cuadros.....	vi
Índice de figuras.....	vii
1. INTRODUCCIÓN.....	<b>1</b>
2. ANTECEDENTES GENERALES.....	<b>5</b>
Descripción del bosque tropical caducifolio.....	5
Estado de conservación de BTC.....	7
Especies potenciales para la restauración.....	7
Estrategias de restauración y reforestación.....	9
3. HIPOTESIS.....	<b>12</b>
4. OBJETIVOS.....	<b>13</b>
Objetivo general.....	13
Objetivos particulares.....	13
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	<b>14</b>
Descripción del sitio.....	14
Preparación del sitio.....	14
Análisis del suelo.....	15
Especies vegetales.....	17
Procedimiento de siembra y riego.....	19
Diseño experimental.....	19
Medición de parámetros de las plantas.....	20
Análisis estadístico.....	21
6. RESULTADOS.....	<b>23</b>
Materia orgánica.....	23
Micorrización.....	23
Sistema de plantación.....	24
Desempeño de las especies.....	26
Supervivencia.....	26
Incremento de volumen.....	26
Ganancia de brazos.....	27
7. DISCUSIÓN.....	<b>29</b>
Materia orgánica.....	29
Micorrización.....	29
Sistema de plantación.....	30
Desempeño de las especies.....	32
Supervivencia.....	32
Incremento de volumen.....	33
Ganancia de brazos.....	33
8. CONCLUSIONES.....	<b>34</b>
9. BIBLIOGRAFIA.....	<b>35</b>

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro	Pagina
1. Caracterización físico-química del suelo del área experimental.....	16
2. Características de las especies arbóreas seleccionadas.....	18
3. Efecto del sistema de plantación y especie sobre las variables de supervivencia, incremento de volumen y ganancia de brazos.....	25
4. Supervivencia, incremento de volumen y ganancia de brazos de las cuatro especies arbóreas por tipo de ensamble (promedio $\pm$ error estándar).....	25

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Pagina
1. Diseño experimental de los ensambles. La letra A hace referencia a la especie <i>P. leavigata</i> , B es <i>I.murucoides</i> , C es <i>C. pallida</i> y D es <i>L. microphyllum</i> . De los ensambles mixtos solo se muestran dos de los cuatro arreglos.....	20
2. Porcentaje de materia orgánica en el muestreo inicial en mayo 2013 y después de un año de la colocación de los ensambles (promedio $\pm$ error estándar). Letras diferentes muestran diferencias significativas, pruebas de contraste.....	23
3. Porcentaje de micorrización de las raíces de las cuatro especies arbóreas (promedio $\pm$ error estándar). Letras diferentes muestran diferencias significativas, pruebas de contraste.....	24
4. Porcentaje de supervivencia (promedio $\pm$ error estándar) de las cuatro especies a los 14 meses después de su establecimiento. Letras diferentes muestran diferencias significativas, pruebas de contraste.....	26
5. Incremento de volumen (promedio $\pm$ error estándar) de las 4 especies tras 14 meses de su establecimiento. Letras diferentes muestran diferencias significativas mediante pruebas de contraste..	27
6. Numero de brazos ganados (promedio $\pm$ error estándar de las cuatro especies arbóreas 14 meses después del establecimiento. Letras diferentes muestran diferencias significativas. Pruebas de contraste.....	28

# 1. INTRODUCCIÓN

El Bosque Tropical Caducifolio (BTC) conocido también como Selva Baja Caducifolia es el conjunto de comunidades vegetales de baja estatura, que se desarrollan en condiciones de clima cálido y se caracteriza principalmente por su marcada estacionalidad ya que en temporada seca más del 75% de las especies que la integran pierden sus hojas, mientras que en la época de lluvias producen su follaje y su floración (INEGI, 2009). EL BTC está presente en gran parte del territorio mexicano (25 de los 32 estados del país) (Rzedowski y Calderon, 2013) y es de gran importancia biológica debido al intercambio que tiene con las comunidades sub-húmedas y secas presentes a lo largo de su distribución lo que genera un alto nivel de endemismo y de riqueza (Hernández-Oria, 2007). En la zona del Bajío se desarrolla en condiciones particulares al del BTC presente en otras regiones del país debido a la presencia de heladas, baja precipitación pluvial y al desarrollo a alturas mayores a los 2000 msnm (Zamudio et al., 1992; Trejo 1996).

La problemática de esta comunidad vegetal radica en que se encuentra fuertemente amenazado ya que a nivel nacional solo una cuarta parte esta conservado, mientras que el resto se encuentra transformado en diferentes comunidades sucesionales o destinado para diferentes actividades humanas como la agricultura, la industria o la vivienda, entre otras (Trejo y Dirzo, 2000; Monroy-Ata et al., 2007). Existen tres factores que potencializan la desaparición de este bosque: la fragilidad de la comunidad o baja resiliencia ya que las comunidades secundarias son más estables que el bosque maduro. La baja cantidad de especies con utilidad o interés económico para la población, por lo que se sustituyen por especies exóticas. Y finalmente que las condiciones climáticas donde se desarrolla el BTC son las propicias para el asentamiento humano y el desarrollo de muchos cultivos agrícolas (Portillo-Quintero y Sánchez-Azoferra, 2010;

Rzedowski y Calderón, 2013). En base a lo anterior es primordial atender estas comunidades fuertemente vulneradas mediante la creación de programas de conservación y restauración que eviten el total deterioro de sus recursos naturales, así como la realización de estudios que proporcionen información sobre las técnicas apropiadas de manejo, conservación y restauración que permitan su recuperación (Rincón et al., 2000; Vera, 2003).

La forma más eficiente de optimizar recursos y potenciar los resultados de la restauración ecológica es a través del entendimiento de las funciones del ecosistema, de los procesos de sucesión natural, así como el reconocimiento de especies vegetales que demandan menores costos, esfuerzo y que se establezcan exitosamente en sitios con condiciones de suelo y clima desfavorables (suelos erosionados y pobres nutricionalmente, con mayor radiación solar, temperaturas extremas, menor humedad relativa, etc.) (Lugo, 1997). Así mismo existen ciertas especies vegetales nativas tanto herbáceas como leñosas que permiten la recuperación integral del sistema natural en sus condiciones físicas, químicas y biológicas ya que se encuentran adaptadas para crecer en zonas alteradas y son capaces de desarrollar una vegetación protectora que propicia la recuperación de la fertilidad del suelo, la generación un microclima y un ciclo hidrológico, similares a los originales y el restablecimiento de al menos parte de la flora y fauna nativa del sitio (Døckersmith et al., 1999; Vázquez et al., 1999).

Además de la correcta selección de las especies y la estrategia en la que se realiza la restauración es un factor importante que determinará el éxito o fracaso de la actividad. Existen varios modelos de restauración basadas en características ecológicas de la comunidad vegetal: Establecimiento de especies arbóreas en islas de recursos (Monroy-Ata et al., 2007). Reforestación con especies sucesionales tardías para enriquecer la diversidad y complementar la regeneración del bosque maduro (Martínez-Garza et al., 2005). Colocación de especies pioneras y no pioneras (De Souza y Batista, 2004). Plantaciones mixtas que tienen mayor productividad, uso más eficiente de nutrientes y proveen mayores bienes y servicios ambientales en comparación a las plantaciones puras

(Piotto, et al., 2004; Erskine et al., 2006; Da Gama-Rodríguez et al., 2007). Utilización de comunidades sintéticas o plantación multiespecífica para la restauración sucesional que favorece una heterogeneidad ambiental, el reclutamiento de nuevos individuos, así como el enriquecimiento de la diversidad vegetal (Mendoza- Hernandez, 2013).

La productividad, crecimiento y sustentabilidad de una plantación son el resultado de las interacciones positivas y negativas establecidas entre las especies e individuos seleccionados tanto arriba cómo bajo el suelo (Jose et al., 2006). Así mismo los factores nutricionales del suelo juegan un papel importante en los procesos ecológicos e interacciones en las reforestaciones (Forrester et al., 2005). Carpenter y colaboradores (2004) señalaron que árboles de leguminosas tienen un efecto positivo de nodrismo cuando son interplantados con especie arbóreas no fijadoras de nitrógeno, ya que aumentan el crecimiento de estas últimas incluso en áreas erosionadas. El incremento en el número y riqueza de especies en las plantaciones ha demostrado que aumentan significativamente los niveles de productividad como el área basal promedio (Eirskén et al., 2006). Las plantaciones mixtas de especies han demostrado en lo general un incremento en el diámetro y la tasa de crecimiento de estas plantaciones en comparación con los monocultivos (Piotto., 2008). Entender los diferentes atributos de las especies sometidas a cultivos mixtos permiten establecer dinámicas de crecimiento compatibles, evitar la supresión y disminuir la competencia (Forrester et al., 2005). También se observó que bajo el dosel de los monocultivos se generan nuevas condiciones climáticas que permiten la dispersión y establecimiento de especies umbrófilas y la inhibición de especies heliófilas (Lugo, 1997).

En este trabajo se decidió utilizar ensambles de especies que se define como plantaciones mixtas o de varias especies y plantaciones de una sola especie o monocultivo, para conocer cuál es la mejor estrategia de restauración vegetal del BTC en Querétaro, México en términos de establecimiento, crecimiento y desarrollo de las especies seleccionadas y los posibles beneficios al suelo del sitio. Bajo la premisa de que las

plantaciones multiespecíficas mejoran la cobertura vegetal, incorporan heterogeneidad al sistema, aceleran la sucesión, introducen distintos recursos alimenticios para la fauna silvestre, así como materia orgánica y otros nutrientes al suelo (Mendoza-Hernandez, 2013). Las cuatro especies arbustivas o arbóreas utilizadas se eligieron a partir de sus diferentes velocidades de crecimiento, su capacidad fijadora de nitrógeno y pertenecer a diferentes etapas sucesionales.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de dos sistemas de plantación “ensambles” (mixto y monocultivo) sobre la supervivencia, el crecimiento y desarrollo de cuatro especies arbóreas nativas del BTC; así como conocer el comportamiento de cada especie a las condiciones particulares del sitio y de manejo durante un período de 14 meses.

## 2. ATECEDENTES GENERALES

### ***Descripción del bosque tropical caducifolio.***

El Bosque Tropical Caducifolio (BTC) es de gran importancia nacional y mundial debido a su amplia distribución; respectivamente el 60 y 42% de las comunidades tropicales estacionalmente secas corresponden a BTC (Murphy and Lugo, 1986; Trejo y Dirzo, 2000).

A nivel continental México cuenta con la mayor extensión de bosque seco (38%), así como la mayor variedad de ecorregiones pero con el valor más bajo de áreas protegidas (Portillo-Quintero y Azofeifa, 2010).

El BTC en México es el ecosistema con mayor riqueza de México ya que cuenta con el 33% del total de las especies de vertebrados terrestres (mamíferos, aves, reptiles y anfibios) del país (Ceballos y García, 1995). Esta presente desde la península de Baja California y sur de Sonora, siguiendo por la vertiente del Pacífico, en una franja casi continua hasta Chiapas y de forma discontinua desde Tamaulipas hasta Yucatán y en la zona del Bajío. De manera general el BTC en México se desarrolla desde el nivel del mar hasta los 2000 msnm; con climas desde los semiáridos cálidos a los semicálidos subhúmedos; con precipitaciones anuales desde 350 mm hasta los 1500 mm; temperatura media anual entre 18 a 28°C; asentándose mayoritariamente en rocas de origen ígneo y sedimentario y sustratos edáficos que varían desde los regosoles y feozems a litosoles y vertisoles. El gran rango de condiciones climáticas y edafológicas en la que se desarrolla repercute en los patrones de diversidad, estructura y composición de este bosque (Trejo, 1996).

El BTC en el estado de Querétaro ocupa el 4.5 % de su territorio y es una comunidad vegetal de baja estatura (4-12 m), copas anchas y muy ramificadas. Las familias mejor representadas son la Fabaceae y Burseraceae. Existen dos zonas de BTC en el estado: La primera y más extensa se encuentra en la zona noreste del estado en los municipios de Jalpan, Arroyo Seco, Landa de Matamoros y Pinal de Amoles, donde se

desarrolla entre los 300 y 1400 msnm sobre roca sedimentaria. En la zona del Altiplanicie esta vegetación se distribuye en los alrededores de Querétaro, San Juan del Rio y Tequisquiapan entre los 1900 y 2200 msnm de altura, en sitios más secos y más frescos incluso con temperaturas inferiores a los 0°C. Las especies arbustivas representativas de esta zona son *Bursera fagaroides*, *Celtis caudata*, *Eysenhardtia polystachya*, *Ipomea murucoides*, *Lysiloma microphyllum*, *Sena polyantha*, *Prosopis laevigata*, *Cieba aesculifolia*, *Acacia farnesiana*, *Karwinskia humboldtiana*, *Mimosa biuncifera*, *Mirtillocactus geometrizers*, *Opuntia spp.*, *Stenocereus queretaroensis* y *S. dumortieri*. Las comunidades secundarias más extendidas son las dominadas por *Ipomea murucoides*, *Lysiloma micriphyllum* *Acacia farnesiana* y *Eysenhardtia polystachya* (Zamudio et al, 1992).

El BTC no solamente tiene alta diversidad y endemismo, sino que también mantiene vínculos para el desarrollo de los países latinoamericanos, donde su conservación es primordial para asegurar la disponibilidad de agua dulce, protección de la fertilidad del suelo y beneficios económicos como ecoturismo y pago de servicios ambientales (Portillo-Quintero y Azofeifa, 2010). Según Maass y colaboradores (2005) existen 9 servicios ecosistémicos que el BTC proporciona a la población local: 1) Abastecimiento de agua dulce, 2) Beneficios a la agricultura y ganadería por la fertilidad de los suelos del BTC. 3) Fuente de diferentes recursos vegetales y animales como medicina, alimento, combustible, madera, bebidas especias entre otros. 4) Origen de biodiversidad y especies tolerantes al cambio climático (las especies nativas del BTC están adaptadas a baja disponibilidad de agua y podrán ser utilizadas como fuente de germoplasma y material genético para los cultivos actuales y futuros). 5) Regulación climática ya que el bosque captura alrededor de 2.3 Pg de carbono. 6) Mantenimiento de la fertilidad del suelo mediante mecanismos de reciclaje que evitan la pérdida de nutrientes en el sistema. 7) Control de inundaciones. 8) Servicio de polinización para gran cantidad de cultivos agrícolas, 9) Belleza escénica.

### ***Estado de conservación del BTC***

Desafortunadamente este ecosistema se encuentra fuertemente amenazado (Janzen, 1998; Trejo y Dirzo, 2000). Como claro ejemplo Trejo (1996) afirma que esta asociación vegetal presente en el Bajío corresponde a relictos del BTC, debido a la gran intensidad de la actividad humana. La disminución en su extensión, su fragmentación, la simplificación de las comunidades vegetales en cuanto a diversidad y abundancia son solo una parte de los efectos de la deforestación y mal aprovechamiento. Debido a que el bosque caducifolio se desarrollan en suelos someros generalmente sobre las laderas de los cerros con pendientes de moderadas a altas, el suelo es susceptible a la erosión cuando se elimina la vegetación (Trejo 1996), también se disminuye la infiltración de agua al suelo (Nava et al, 2007). La fragmentación provoca que las condiciones microclimáticas como temperatura del suelo y aire o la radiación fotosintéticamente activa de los sitios perturbados sea más fluctuantes tanto en espacio como en tiempo (Asbjornsen et al, 2004). Así mismo, con la pérdida de cubierta vegetal la materia orgánica del suelo disminuye ocasionando la pérdida de los nutrimentos como el carbono y el fósforo, lo cual limita el crecimiento de las plantas (Maass, 1995)

La marcada estacionalidad, las grandes variaciones en duración y cantidad de la precipitación pluvial, así como la baja capacidad de colonización de algunas especies más la frecuente expansión de la agricultura y ganadería inducen una vegetación secundaria permanente. Lo anterior impacta en las dinámicas naturales de sucesión, regeneración y conservación (Ceccon et al, 2006). Por lo que se requiere la implementación de técnicas de restauración y monitoreo que regeneren exitosamente la funcionalidad, diversidad e interacciones biológicas existentes en el bosque maduro (De Souza y Batista, 2004).

### ***Especies potenciales para la restauración.***

La restauración vegetal requiere de especies que permitan la estabilización de suelo, así como mejorar su calidad y que a la vez provean un microambiente propicio para el establecimiento de especies vegetales secundarias y tardías (Carrillo-García et al., 2000). Las leguminosas son plantas nodrizas ampliamente utilizadas en restauraciones y plantaciones forestales por la gran cantidad de beneficios que aportan al ecosistema; disminuyen los extremos térmicos, permiten una mayor retención de humedad ya que cambian la estructura del suelo y acumulan nutrientes bajo su dosel (Carrillo-García et al., 1999). Las plantas nodrizas son especies que modifican su hábitat y facilitan el establecimiento de otras especies. Esta capacidad se presenta en dos formas. Efectos sobre el suelo como el mejoramiento microclimático y protección contra herbívoros (Carrillo-García et al., 1999; Gómez-Aparicio et al., 2005). Y efectos bajo el suelo como el incremento en el contenido de nitrógeno total y asimilable (Alper y Mooney, 1996; Franco-Pizaña et al., 1996; Carrillo-Gracia et al., 2000), incremento del potasio disponible (Gómez-Aparicio et al., 2005), fósforo y carbono (Carrillo-Gracia et al., 2000) así como acumulación de materia orgánica (Aguiar y Sala, 1994).

Con el objetivo de reconocer y seleccionar especies con los mejores atributos para la restauración se han utilizado diferentes criterios de selección, tales como: Fase de la sucesión ecológica a la que pertenecen (sucesión temprana, secundaria o tardía), las necesidades de luz (heliófilas o umbrófilas), el síndrome de dispersión de la semilla (viento, gravedad, aves, etc.), tipo de crecimiento (rápido o lento), así como tener una utilidad productiva (forraje, leña, madera, artesanía, etc.) (Dañobeytia et al., 2007; Martínez-Garza et al., 2013; Piotto et al., 2003).

Las características deseables de las especies vegetales utilizadas en la restauración son: fácil propagación, resistentes a condiciones limitantes, como baja fertilidad, sequía, suelos compactados, etc.; un rápido crecimiento de las especies elegidas ayudaría a la producción rápida de materia orgánica y de hojarasca, especies que favorezcan el establecimiento de las especies nativas, tanto de flora como de fauna, proporcionándoles hábitat y alimento. Así como

proporcionar beneficios a las comunidades aledañas al presentar una utilidad adicional a su efecto restaurador (Vázquez-Yanes y Batis 1996).

### ***Estrategias de restauración y reforestación.***

Las técnicas tradicionales, monoespecíficas y extensivas no siempre logran cumplir con los objetivos complejos de la restauración (Aerts et al., 2007). Recientemente el Programa Nacional de Reforestación (PRONARE) ha promovido cambios en las estrategias de reforestación comúnmente utilizadas, dando mayor énfasis en el uso de especies nativas y al incremento de la supervivencia de los árboles plantados (SEMARNAT, 2011). Erróneamente muchos programas de reforestación han utilizado especies de árboles exóticos de rápido crecimiento, descartando las especies arbóreas nativas debido a que no cuentan con la productividad o tasa de crecimiento requerida para satisfacer las necesidades de los programas y de la población que las utiliza (Foroughbakhch et al., 2006).

Históricamente la acción más común para recuperar un sitio degradado ha sido el abandono para que la sucesión natural restablezca la fertilidad del suelo, la riqueza y productividad. Pero esto solo genera panoramas menos favorables como lo es la pérdida de la productividad de la tierra y su subutilización para actividades agropecuarias que finalmente fracasan. En estados avanzados de degradación, las barreras físicas, químicas y biológicas, así como el estrés hídrico evitan los procesos de sucesión natural del bosque (Parrota et al, 1997).

La restauración ecológica permite la regeneración o aproximación de un ecosistema a sus condiciones previas a la perturbación, mediante técnicas que favorezcan o aceleren el proceso de sucesión. Existen varias estrategias de restauración que se utilizan generalmente en las zonas tropicales como el enriquecimiento del banco de semillas, la introducción directa de plántulas de especies nativas (Rincón et al, 2000) la utilización de especies nodrizas para favorecer el establecimiento de la plántulas (Aerts et al., 2007; Monroy-Ata et al., 2007). Las plantaciones forestales han demostrado favorecer la rehabilitación de

áreas degradadas ya que facilitan los procesos de sucesión en el sotobosque, gracias a los cambios en las condiciones microclimáticas, al incremento en la complejidad estructural de la vegetación, el desarrollo de hojarasca y acumulación de carbono orgánico en las capas superiores del suelo (Parrota et al, 1997)

Aunque las leguminosas juegan un papel importante en los sistemas de plantación, lo ideal es tener una combinación de especies que aporten diferentes cantidades de carbono y nitrógeno ya que se genera humus de mejor calidad y así mejorar los conglomerados edáficos. Además las especies leñosas pueden prestar servicios valiosos como: sombra, protección al cultivo contra el viento, control de erosión eólica, e hídrica, reducción de la evapotranspiración, acumulación de materia orgánica en el suelo, reciclaje eficiente de nutrientes minerales, retención e infiltración del agua en el suelo y un hábitat adecuado para algunas especies nativas (Vázquez et al, 1999).

Para este trabajo se tomo como base importante para la selección de las especies vegetales el trabajo realizado por Hernández-Oria (2007) donde se estudió la organización estructural y de ensamble de comunidades sucesionales tempranas del BTC. El patrón de organización de las comunidades sucesionales se da en forma de parches o mosaicos de más de una especie de diferentes grupos funcionales (definidos por criterios morfológicos y ecológicos). Esta secuencia natural en la conformación de la comunidad sucesional tiene el siguiente patrón de colonización: especies pioneras leñosas, seguido por especies intermedias ubicuistas (suculentas y leñosas multicaules) y finalmente arboles tardíos o de vegetación primaria.

La asignación de cada especie a un grupo funcional está basada en las siguientes consideraciones:

Grupo funcional A: especies arbustivas leñosas que actúan como primeros colonizadores, tallo solitario, hojas presentes, con y sin presencia de espinas en tallos y ramas. Ejemplo de especies que pertenecen a esta grupo son *Acacia farnesiana*, *Mimosa monantrista* y *Prosopis laevigata*.

Grupo funcional B: especies arbustivas leñosas, multicaules, hojas presentes, con y sin presencia de espinas en tallos y ramas. *Karwinskia humboldtiana*, *Condalia mexicana* y *Celtis pallida* son algunas de las especies que corresponden a este grupo.

Grupo funcional C: especies arbóreas, con tronco presente y corteza exfoliante. A este grupo pertenecen algunas especies como: *Ipomea murucoides*, *Bursera fagaroides* y *Lysiloma microphyllum*.

Grupo funcional D: especies suculentas, sin hojas, con presencia de espinas, tallos fotosintéticos, raquetiformes, arborescentes o candelabroiformes. Las cactáceas como *Mirtilocactus geometrizers* y varias especies de *Opuntia* pertenecen a este grupo.

Hernández-Oria sugiere utilizar la técnica de ensamblajes aditivo de especies de grupos funcionales de la sucesión ya que podría tener una respuesta rápida para la restauración del BTC, dado que potencialmente es posible reproducir el proceso en áreas con escasas posibilidades de recuperación y acelerar o manejar el proceso en otras. Este tipo de acciones podrían incidir positivamente en la conservación de esta vegetación fuertemente amenazada.

Con base en este planteamiento se decidió utilizar especies pertenecientes a diferentes grupos funcionales de la sucesión del BTC del Bajío mexicano y colocarlos en dos sistemas de ensamblaje: plantación mixta y monocultivo.

### 3. HIPOTESIS

El sistema de plantación (mixto y monoespecífico) influirá de manera diferencial en el desarrollo, crecimiento y supervivencia de las especies arbóreas seleccionadas.

Las especies de rápido crecimiento *Ipomea murucoides* y *Lisyloma mocrphyllum* serán superiores en supervivencia, crecimiento y/o desarrollo a las especies *Celtis pallida* y *Prosopis laevigata* de crecimiento lento.

## 4. OBJETIVOS

### ***Objetivo General.***

Evaluar el desempeño de *Ipomea murucoides*, *Prosopis laevigata*, *Celtis pallida* y *Lysiloma microphyllum* colocadas en dos sistemas de plantación (mixto y monocultivo) mediante las mediciones de supervivencia, diámetro basal, altura y número de brazos, durante un período de 14 meses.

### ***Objetivos Particulares.***

Establecer la plantación de especies nativas en un área perturbada del municipio de Querétaro.

Caracterizar físico-químicamente el suelo del área utilizada para la reforestación experimental. Así como examinar los posibles cambios sobre algunas características del suelo (materia orgánica), tras los 14 meses de plantación.

Evaluar la supervivencia, crecimiento y desarrollo de las cuatro especies nativas sometidas a dos sistemas de plantación.

Conocer el desempeño de cada especie arbórea a las condiciones biológicas, climáticas y edáficas del sitio perturbado.

## 5. MATERIALES Y MÉTODOS

### ***Descripción del sitio.***

El experimento se realizó en una parcela de 10 x 20 m ubicada a 20°41'58" N, 100°26'36.0" W y 1917 msnm, dentro del campus de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Autónoma de Querétaro, en el municipio de Querétaro. El suelo del sitio pertenece a un vertisol, de color oscuro, textura arcillosa, contenido medio de materia orgánica y pH neutro. La tabla 1 muestra las características fisicoquímicas del sitio.

Las familias más abundantes y diversas presentes dentro de la Facultad de Ciencias Naturales son: Cactacea, Convolvulaceae, Ulmaceae, Fabaceae, Bureseraceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae y Gramineae. Especies arbustivas y arbóreas abundantes como *Prosopis laevigata*, *Ipomea murucoides*, *Bursera fagaroides*, *B. palmieri*, *Acacia farnesiana*, *Acacia schaffneri*, *Mimosa sp*, *Celtis pallida*, *Lisyloma microphyllum*, *Mirtilocartus geometrizzans*, *Opuntia sp*.

El sitio utilizado para este experimento está dominado por vegetación secundaria ya que anteriormente fue removido el suelo y la vegetación para la construcción del campus. Las herbáceas presentes en el sitio experimental son *Melinis ripens*, *Avena sp.*, *Bromus sp*, *Urochloa fusca*, *Jatrofa dioica*, *Ipomea purpurea*, *Crotalaria sp*, *Eupatorium sp.*, *Malvácea sp.*, *Euforbia sp*, *Cilindropuntia sp.*, entre otras de menor abundancia. También se encontraban presentes varios árboles del género *Acacia* con alturas menores a los 2.5 m, un arbusto de *Celtis pallida* y algunos juveniles de *Bursera fagaroides*.

### ***Preparación del sitio experimental.***

Todos los individuos de *B. fagaroides* fueron removidas ya que eran plantas que no superaban los 50 cm de altura. Los demás árboles, arbustos y hierbas se podaron hasta la base del tallo y se mantuvieron de esa forma durante el período de estudio para evitar el sombreado de la parcela experimental.

Una semana posterior al trasplante se cercó el perímetro de la parcela para excluir las liebres que consumieron principalmente el follaje de las dos especies de leguminosas trasplantadas.

### ***Análisis del suelo.***

El análisis físico-químico del suelo del sitio se realizó en el mes de mayo de 2012 antes de hacer el trasplante de los árboles de la siguiente manera. El sitio experimental se dividió en 6 cuadrantes de tamaño similar; de cada cuadrante se tomó un kilogramo de suelo de los 0 a 30 cm de profundidad. Las muestras fueron secadas, molidas, tamizadas, homogenizadas y almacenadas de acuerdo a la Norma mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Así mismo las determinaciones de las diferentes características se realizaron con base a la misma norma: densidad aparente y porcentaje de humedad por el método del cilindro colocado a diferentes profundidades (ver cuadro 1), densidad real y porosidad mediante picnómetro, textura por el método de Bouyoucos, color en suelo seco y húmedo, determinación de pH con potenciómetro en agua y cloruro de potasio, materia orgánica por el método de Walkley y Black, capacidad de intercambio catiónico para suelos neutros, cationes intercambiables donde el calcio y magnesio se determinaron por titulación con el método EDTA-Versenato, mientras que el sodio y potasio se cuantificaron por espectroscopia de emisión de flama. Los resultados se desglosan en el cuadro 1 tanto de forma individual como en promedio.

Para cumplir con el segundo objetivo de la tesis se muestreo por segunda vez el suelo en el mes de mayo de 2013. De cuatro ensambles mixtos y cuatro monocultivos seleccionados al azar, se tomaron 3 muestras de suelo en la zona central de cada ensamble, así como 2 muestras "control" que se obtuvieron de un lugar dentro de la parcela donde no fue colocado ningún ensamble. El procesamiento de las muestras fue el mismo realizado para el primer muestreo y se determinó el contenido de materia orgánica por el método de Walkley y Black de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Cuadro 1. Caracterización físico-química del suelo del área experimental.

CUADRANTE		1	2	3	4	5	6	Promedio *
Profundidad del cilindro <sup>1</sup> (cm)		10-20	0-10	20-30	20-30	10-20	0-10	
Densidad aparente(g/cm <sup>3</sup> )		0.85	0.66	0.95	1.11	1.05	0.83	<b>0.91 ± 0.14</b>
Humedad (%)		17.93	20.63	22.01	18.97	16.62	15.67	<b>18.64 ± 2.19</b>
Densidad real (g/cm <sup>3</sup> )		2.24	2.64	2.25	2.42	2.76	2.27	<b>2.43 ± 0.22</b>
Porosidad total (%)		62.25	74.74	57.82	53.92	61.89	63.48	<b>62.35 ± 7.02</b>
Textura (%)	Arcilla	64	58.8	58.8	66	60.4	62.4	<b>61.73 ± 2.9</b>
	Limo	20	23.6	23.6	20	21.6	16	<b>20.46 ± 2.5</b>
	Arena	16	17.6	17.6	14	18	21.6	<b>17.81 ± 2.6</b>
Color		Brownishblack (10YR 3/1; 7.5YR 2/1, húmedo)						
pH		7.34	7.30	7.19	7.41	7.31	7.22	<b>7.29 ± 0.08</b>
Acidez potencial		5.50	5.38	5.48	5.55	5.54	5.56	<b>5.50 ± 0.06</b>
% C orgánico		2.03	1.18	1.65	1.28	1.38	0.64	<b>1.36 ± 0.46</b>
% Materia orgánica		3.75	2.91	3.37	3.00	3.11	2.37	<b>3.08 ± 0.46</b>
CIC (cmol/kg)		310.4	282.2	300.1	307.8	302.7	307.8	<b>301.9 ± 10.3</b>
Cationes intercambiables (cmol/kg)	Ca <sup>+1</sup>	43.70	39.33	38.19	41.51	39.72	38.23	<b>40.11 ± 2.13</b>
	Mg <sup>+1</sup>	13.11	14.20	9.54	14.20	11.03	10.92	<b>12.17 ± 1.94</b>
	Na <sup>+1</sup>	0.362	0.289	0.317	0.362	0.330	0.309	<b>0.328 ± 0.02</b>
	K <sup>+1</sup>	0.293	0.259	0.240	0.266	0.257	0.269	<b>0.264 ± 0.01</b>

<sup>1</sup> La profundidad del cilindro solo aplica para los resultados de densidad aparente.

\* Los valores se reportan como promedio ± desviación estándar.

### ***Especies vegetales.***

Las especies arbóreas utilizadas se seleccionaron de acuerdo a dos criterios. Especies pertenecientes a diferentes grupos funcionales diferenciados por sus características morfológicas y ecológicas (Hernández-Oria, 2007) así como especies fijadoras de nitrógeno (leguminosas) y no fijadoras de nitrógeno. Las especies elegidas se agruparon mezclando ambos criterios tal y como se describe en la cuadro 2.

Las especies *L. microphyllum* e *I. muruoides* se obtuvieron del vivero manejado por el Fideicomiso Queretano para la conservación del Medio Ambiente (FIQMA), mientras que *P. leavigata* y *C. pallida* se adquirieron en el Jardín Botánico Regional de Cadereyta “Ing. Manuel González de Cosío”. Los lotes de plantas se seleccionaron por mantener en lo posible tallas y edades similares. Previo a su colocación en el sitio experimental se mantuvieron en vivero, primero bajo sombra y después a sol directo para su aclimatación a la condición de del sitio experimental.

A causa de las diferentes procedencias del material vegetal, la utilización de sustratos no estériles en ambos viveros y la alta tasa de micorrización que se da de manera natural se realizó un análisis del grado de colonización de hongos micorrizicos arbusculares (HMA) del sistema radicular de acuerdo a la metodología de Phillips y Hayman (1970) ya que se sabe que la simbiosis planta-HMA favorece el establecimiento y crecimiento de las plantas, así como proporcionar una mayor resistencia a diferentes condiciones de estrés (Guadarrama et al., 2008).

**Cuadro 2.** Características de las especies arbóreas seleccionadas.\*

<p><b><i>Prosopis laevigata</i> Humb. et Bonpl. ex Will (Fabaceae)</b></p>	<p><b><i>Celtis pallida</i> Torr (Ulmaceae)</b></p>
 <ul style="list-style-type: none"> <li>• Especie arbórea leñosa.</li> <li>• Fijadora de nitrógeno.</li> <li>• Crecimiento moderado a lento</li> <li>• Primer colonizador.</li> </ul>	 <ul style="list-style-type: none"> <li>• Especie arbustiva leñosa.</li> <li>• Crecimiento moderado a lento.</li> <li>• Presente en las etapas iniciales de la sucesión.</li> </ul>
<p><b><i>Lysiloma microphyllum</i> Benth (Fabaceae)</b></p>	<p><b><i>Ipomea murucoides</i> Roem. &amp; Schult (Convolvulaceae)</b></p>
 <ul style="list-style-type: none"> <li>• Especie arbórea.</li> <li>• Fijadora de nitrógeno.</li> <li>• Crecimiento rápido.</li> <li>• Presente en todas las etapas de la sucesión y en bosque maduro.</li> </ul>	 <ul style="list-style-type: none"> <li>• Especie arbórea.</li> <li>• Crecimiento rápido.</li> <li>• Presente en todas las etapas de sucesión y en bosque maduro.</li> </ul>

\* Datos obtenidos de Hernandez-Oria (2007) y Malda et al. (2009).

***Procedimiento de siembra y riego.***

El trasplante de las plantas se realizo en el mes de mayo de 2012. Debido a que era época de secas se realizo un riego a capacidad de campo 24 hrs antes de

elaborar los hoyos para facilitar el trabajo. La colocación de los arboles en el sitio experimental se hizo realizando hoyos con un ancho y profundidad de 20 x 30 cm aproximadamente y una distancia de 50 cm entre cada sepa. El trasplante de las especies se realizó sacando cuidadosamente el cepellón de la maceta, eliminando totalmente el sustrato presente y colocando la planta inmediatamente en el hoyo correspondiente, se relleno con el suelo del sitio extraído previamente y se regó hasta saturar el suelo circundante de cada planta. Aquellas raíces que se encontraban enrolladas por causa del contenedor fueron podadas para evitar problemas futuros. Únicamente durante los primeros dos meses posteriores al día de trasplante se realizo el cambio de los individuos que murieron.

Los riegos suplementarios posteriores al trasplante se realizaron hasta finales del mes de junio 2012 fecha en la cual dio inicio a la época de lluvias, la actividad se realizo durante un mes con la cantidad suficiente de agua para saturar el suelo circundante de cada árbol y con una frecuencia de cada tercer día durante la primera semana, 2 veces por semana las siguientes dos semanas y finalmente solo 1 vez a la semana hasta el inicio de los periodos naturales de lluvia. A partir de esta época no se volvió a suministrar ningún riego posterior, siendo el único aporte de agua la precipitación pluvial de la temporada de lluvias del año 2013 y años posteriores.

### ***Diseño experimental.***

Las cuatro especies arbóreas fueron colocadas en dos sistemas ensamble o de plantación: plantación mixta con la intención de tener una combinación de las cuatro especies y el monocultivo donde se colocaron individuos de una misma especie. La plantación experimental se realizó con un diseño de bloques al azar. Cada bloque o ensamble consiste en un cuadrado con 16 individuos y con una distancia entre planta y planta de 50 cm. Para la plantación mixta se colocaron cuatro individuos de las cuatro especies variando la posición de las especies en cada bloque, mientras que el monocultivo consto de 16 plantas de una misma

especie, ver figura 1. La distancia entre cada bloque fue de 1 m. En total se colocaron 6 bloques mixtos y 4 monocultivos.

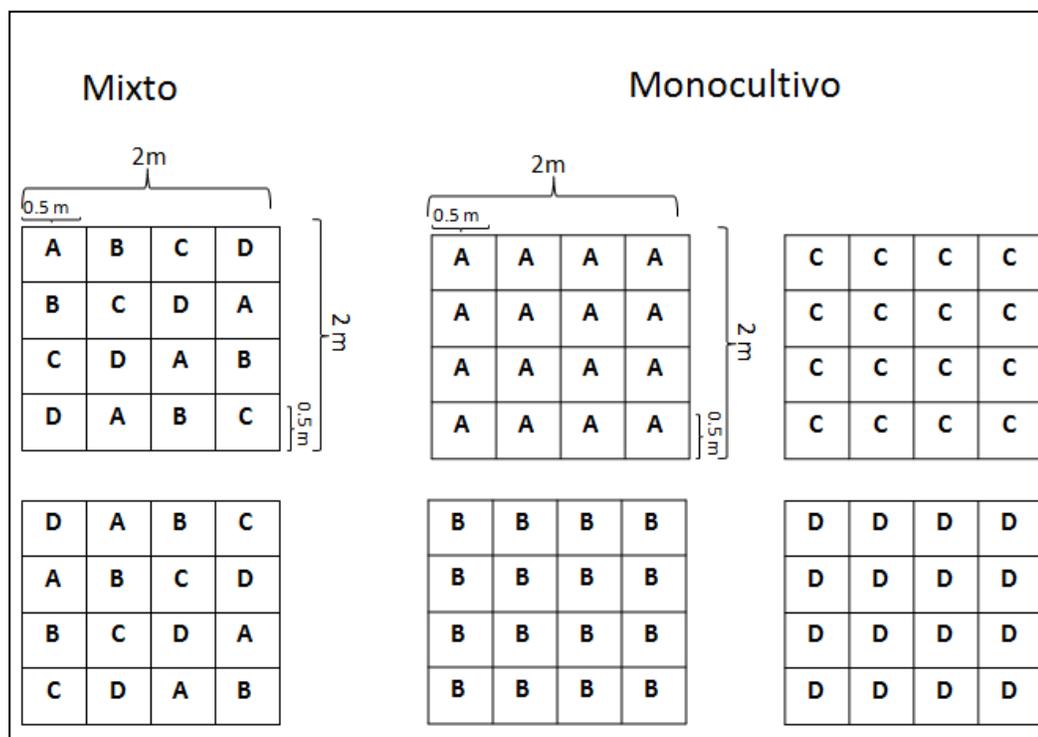


Figura 1. Diseño experimental de los ensambles. La letra A hace referencia a la especie *P. leavigata*, B es *I. muruoides*, C es *C. pallida* y D es *L. microphyllum*. De los ensambles mixtos solo se muestran dos de los cuatro arreglos.

### **Medición de parámetros de las plantas.**

Se evaluó el desarrollo y crecimiento general de cada individuo a través de la medición de altura, grosor de tallo y número de brazos. Las mediciones se realizaron de manera bimensual durante el período de junio 2012-agosto 2013. La estimación del porcentaje de supervivencia se realizó de manera única al final del período de evaluación. Las mediciones iniciales se efectuaron una semana posterior al trasplante, para conocer el estado inicial de todas las plantas colocadas.

### **Análisis estadístico.**

El análisis estadístico de la materia orgánica para los dos muestreos se realizó mediante un modelo lineal generalizado con distribución normal. Los datos utilizados fueron los obtenidos tras una transformación del porcentaje al arco seno de la proporción (porcentaje /100). Se utilizaron los valores de ambas mediciones y se excluyeron los datos de los controles.

Debido al diseño experimental de los ensambles y a nula disponibilidad de más material vegetal no se pudo controlar el efecto de borde del experimento, por lo que se evaluó su posible efecto en todas las variables de respuesta medidas. Los resultados de este análisis arrojó que hasta los 14 meses de medición no existió tal efecto por lo que se prosiguió con los datos sin hacer ninguna restricción. Para Incremento de volumen se realizó el análisis mediante un GLIM con distribución normal ( $P= 0.3719$ ,  $\chi^2= 0.7973$  y 1 g.l.). Supervivencia a través de un GLIM con distribución binomial ( $P=0.3121$ ,  $\chi^2= 1.0216$  y 1 g.l.) y diferencia en el número de brazos con un análisis GLIM con distribución de Poisson ( $P= 0.8850$ ,  $\chi^2= 0.0209$  y 1 g.l.).

Aunque los resultados de supervivencia y porcentaje de micorrización se presentan como porcentaje, para el análisis estadístico de ambos se realizó con los conteos a través de modelos lineales generalizados con distribución binomial y de Poisson respectivamente, así como pruebas de contrastes ortogonales. Para evaluar el crecimiento de las plantas la altura y el diámetro a la base del tallo se integraron en la ecuación de volumen de un cilindro, asumiendo que el tallo tiene una forma cilíndrica y así calcular el incremento real de volumen del tallo al final del período de evaluación. La fórmula es  $V = \pi r^2 * A$  : donde  $\pi=$  a la constante 3.1416,  $r=$  radio del tallo y  $A=$  altura de la planta. A esta variable se le realizó un análisis de varianza y pruebas de Tukey ( $\alpha < 0.05$ ) para observar las posibles diferencias entre tratamiento y especies. Para el indicador de desarrollo o número de brazos se analizó la ganancia final de brazos mediante un modelo lineal generalizado con distribución de Poisson y pruebas de contrastes ortogonales.

El modelo lineal utilizado para el análisis de los componentes del experimento fue el siguiente:

$$Y_{ij} = \mu + T_i + E_j + T_i * E_j + e_{ij}$$

Donde:

$\mu$ = media general

T= tratamiento

E= especie

T\*E= interacción tratamiento especie

e= error

Todos los análisis se realizaron con el paquete estadístico JMP 8.0.1 (SAS Institute Inc., 2007).

## 6. RESULTADOS

### **Materia orgánica.**

La Figura 2 muestra que hubo un decremento del 3 al 2 % de materia orgánica después de un año de haber colocado los ensambles ( $P < 0.0001$ ,  $\chi^2 = 22.061$ , 1 g.l.).

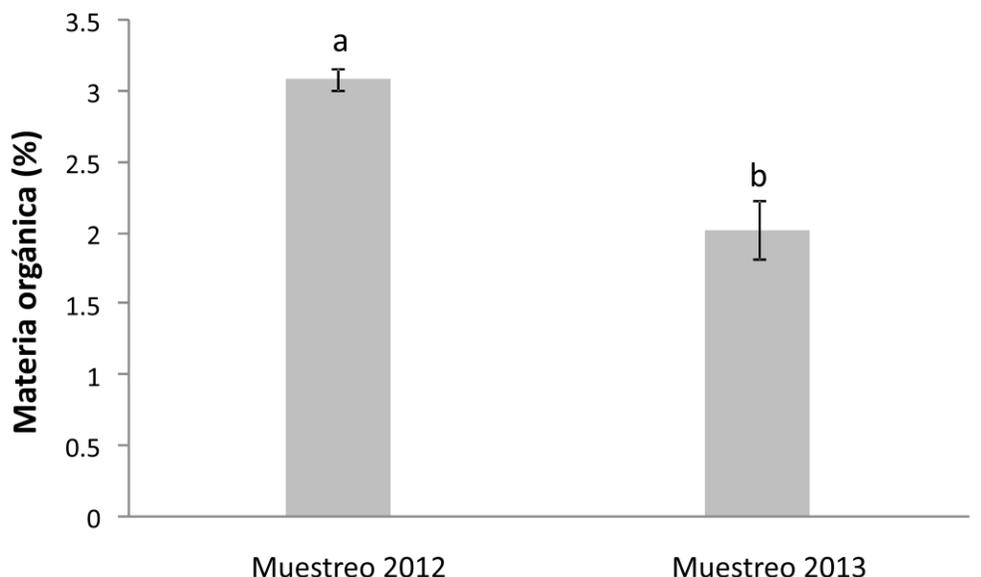


Figura 2. Porcentaje de materia orgánica en el muestreo inicial en mayo 2013 y después de un año de la colocación de los ensambles (promedio  $\pm$  error estándar). Letras diferentes muestran diferencias significativas, pruebas de contraste.

### **Micorrización.**

El porcentaje de micorrización de las raíces fue mayor para *P. laevigata* y *C. pallida* que corresponden a las especies obtenidas en el Jardín Botánico Regional de Cadereyta, mientras que *I. murucoides* y *L. microphyllum* tuvieron un porcentaje menor de micorrización, ambas procedentes del FIQMA (Figura 3).

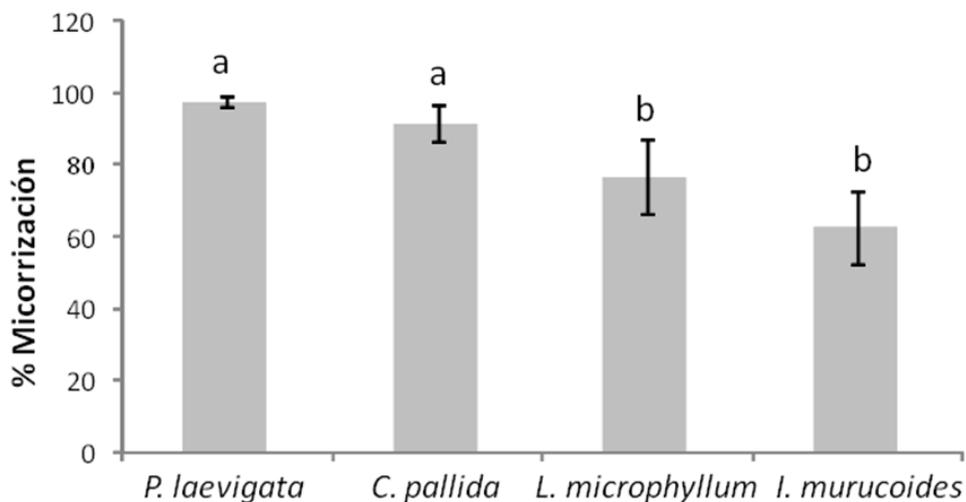


Figura 3. Porcentaje de micorrización de las raíces de las cuatro especies arbóreas (promedio  $\pm$  error estándar). Letras diferentes muestran diferencias significativas, pruebas de contraste.

### **Sistema de plantación.**

En el Cuadro 3 se observa que el sistema de plantación no influyó en las respuestas de supervivencia, incremento de volumen y número de brazos ya que no hay diferencias significativas ( $P=0.5671$ ,  $P=0.9573$  y  $P=0.2029$ ) respectivamente. El factor especie fue el que influyó sobre todas las variables de respuesta. Sin embargo para la acumulación de brazos existe una interacción entre el sistema de plantación y las especies ( $P=0.0406$ ,  $\chi^2= 1.744$ , 3 g.l.). Este resultado se debe a un cambio en la tendencia de las especies vegetales en cada estatus. *I. muruoides* y *P. laevigata* cuentan con mayor número de brazos en el ensamble mixto mientras que *L. microphyllum* y *C. pallida* el mayor número de brazos es en el monocultivo ver los valores del Cuadro 4.

En los datos del Cuadro 4 se muestra que a los 14 meses de su trasplante no existió efecto de la configuración del ensamble o tipo de vecindario, ya que la supervivencia, crecimiento y número de brazos de las cuatro especies fue similar bajo los dos sistemas de plantación (mixta o monocultivo).

Cuadro 3. Efecto del sistema de plantación y especie sobre las variables de supervivencia, incremento de volumen y ganacia de brazos.

<b>Supervivencia.</b>			
	g.l.	$\chi^2$	P
Sistema de plantación	1	0.3275	0.5671
Especie	3	60.8898	<b>&lt;0.0001</b>
Interaccion Sistema de plantación-especie	3	2.4131	0.4912
<b>Incremento de volumen.</b>			
	g.l.	F	P
Sistema de plantación	1	0.0029	0.9573
Especie	3	37.66	<b>&lt;.0001</b>
Interaccion Sistema de plantación-especie	3	0.0423	0.9883
<b>Incremento en número de brazos.</b>			
	g.l.	$\chi^2$	P
Sistema de plantación	1	0.0524825	0.2029
Especie	3	35.216956	<b>&lt;.0001</b>
Interaccion Sistema de plantación-especie	3	1.7443033	<b>0.0406</b>

La supervivencia fue analizada utilizando un modelo lineal generalizado con distribución binomial, el incremento en volumen mediante un modelo lineal generalizado con distribución normal y el incremento en numero de brazos a travez de un modelo lineal generalizado con distribución de Poisson. g.l.= grados de libertad.

Cuadro 4. Supervivencia, incremento de volumen y ganacia de brazos de las cuatro especies arboreas por tipo de ensamble (promedio  $\pm$  error estándar).

<b>Supervivencia (%)</b>		
	Mixto	Monocultivo
<i>P. laevigata</i>	58.33 $\pm$ 10.28	56.25 $\pm$ 12.80
<i>C. pallida</i>	8.33 $\pm$ 5.76	31.25 $\pm$ 11.97
<i>I. muruoides</i>	100 $\pm$ 0	100 $\pm$ 0
<i>L. microphyllum</i>	45.83 $\pm$ 10.39	56.25 $\pm$ 12.80
<b>Incremento de volumen (cm<sup>3</sup>)</b>		
	Mixto	Monocultivo
<i>P. laevigata</i>	-23.1 $\pm$ 7.32	-46.6 $\pm$ 10.99
<i>C. pallida</i>	-63.2 $\pm$ 28.59	-260.4 $\pm$ 30.48
<i>I. muruoides</i>	3466.5 $\pm$ 473.1	3407.1 $\pm$ 482.79
<i>L. microphyllum</i>	108.2 $\pm$ 92.45	302 $\pm$ 149.6
<b>Incremento en número de brazos</b>		
	Mixto	Monocultivo
<i>P. laevigata</i>	0.571 $\pm$ 0.44	-0.2 $\pm$ 0.46
<i>C. pallida</i>	0 $\pm$ 0	0.4 $\pm$ 1.03
<i>I. muruoides</i>	3.917 $\pm$ 0.50	3.062 $\pm$ 0.55
<i>L. microphyllum</i>	3.45 $\pm$ 0.87	4.11 $\pm$ 1.18

## Desempeño de las especies

### **Supervivencia.**

En la Figura 4 se observa que la especie con mayor supervivencia fue *I. muruoides*, seguido por las dos especies fijadoras de nitrógeno *P. laevigata* y *L. microphyllum*. La especie con menor supervivencia fue *C. pallida*.

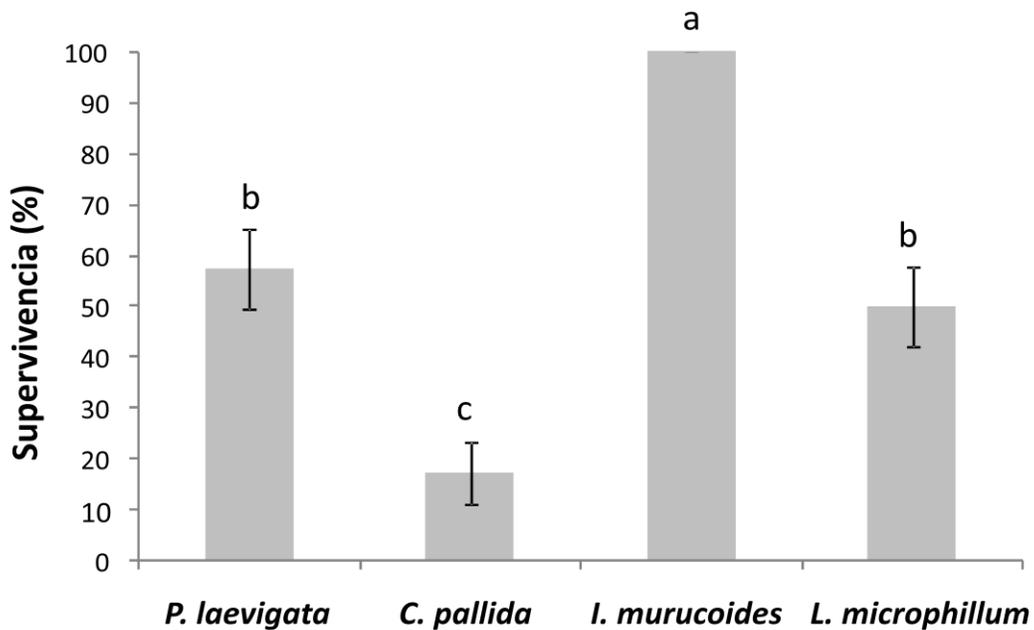


Figura 4. Porcentaje de supervivencia (promedio  $\pm$  error estándar) de las cuatro especies a los 14 meses después de su establecimiento. Letras diferentes muestran diferencias significativas, pruebas de contraste

### *Incremento de volumen.*

A los 14 meses de haber sido trasplantadas *I. muruoides* fue la única especie que tuvo un incremento real de volumen tomándose esto como crecimiento, mientras que *L. microphyllum* y *P. laevigata* no cambiaron su crecimiento final respecto al inicial por lo que su incremento es cercano a cero. *C. pallida* no mostro crecimiento si no al contrario su volumen a los 14 meses después de su trasplante fue menor al registrado inicialmente. Aunque estadísticamente no existen diferencias significativas entre estas últimas tres especies (Figura 5).

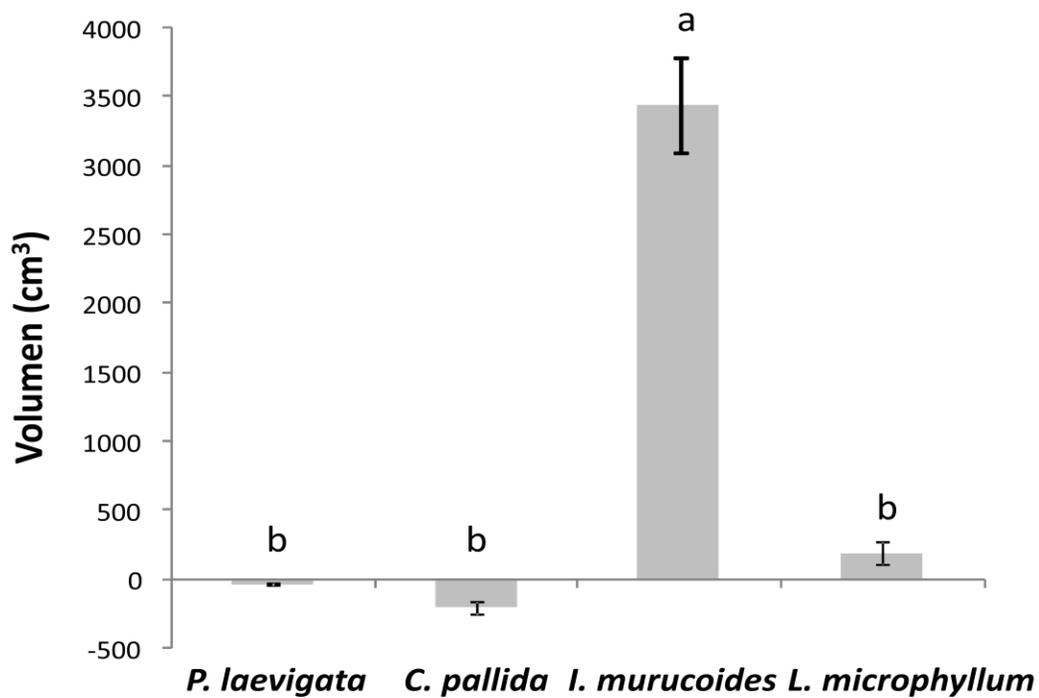


Figura 5. Incremento de volumen (promedio  $\pm$  error estándar) de las 4 especies tras 14 meses de su establecimiento. Letras diferentes muestran diferencias significativas mediante pruebas de contraste.

#### **Ganancia de brazos.**

Para esta variable las especies *I. murucoides* y *L. microphyllum* incrementaron el número de brazos mientras que las otras dos especies no tuvieron un aumento el número de brazos (Figura 6).

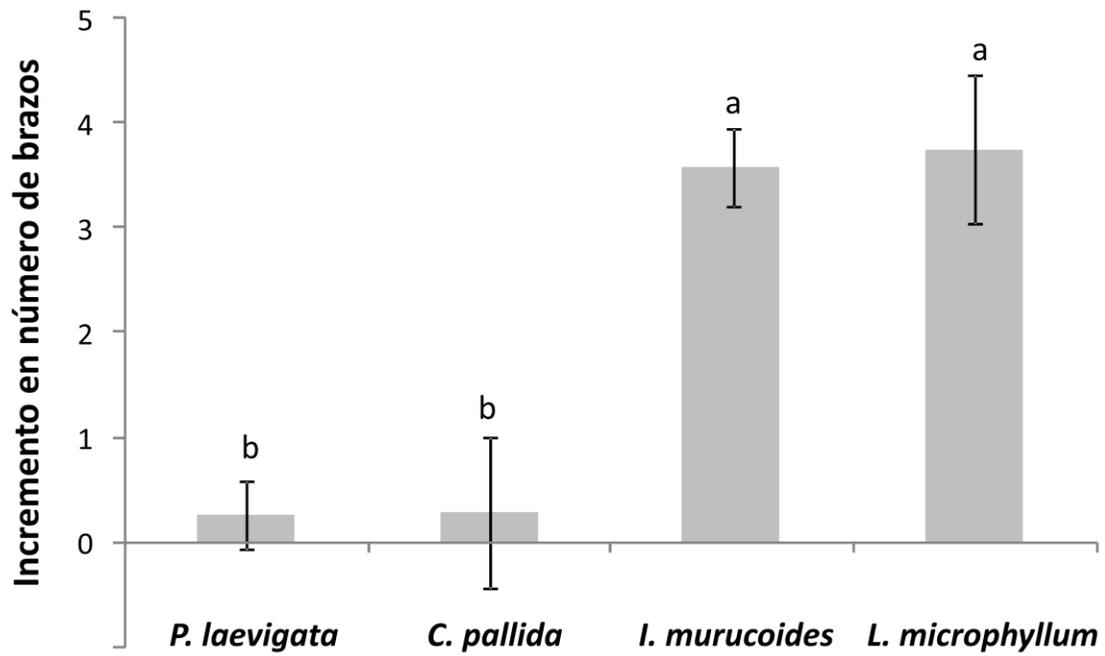


Figura 6. Numero de brazos ganados (promedio  $\pm$  error estándar de las cuatro especies arbóreas 14 meses después del establecimiento. Letras diferentes muestran diferencias significativas. Pruebas de contraste.

## 7. DISCUSIÓN

### ***Materia orgánica***

La disminución de materia orgánica al año de trasplante pudo haberse debido a la eliminación de las hierbas y a la poda continua que se realizó en las parcelas durante este período. Se espera que en un período de tiempo más largo la plantación de diferentes especies de árboles en la parcela favorezca la acumulación de nutrientes en la capa superior del suelo (Da Gama-Rodríguez et al., 2007). La aportación de nutrientes al suelo se da de manera diferencial de acuerdo a las especies utilizadas en la restauración, ya que algunas aportan mayor cantidad de nutrientes, otras favorecen la acumulación de un nutriente en particular y otras podrían no tener ningún efecto en la química del suelo (Montagnini et al., 1995; Lugo et al., 1990).

### ***Micorrización.***

Las dos especies obtenidas del Jardín Botánico Regional de Cadereyta (*P. laevigata* y *C. pallida*) tuvieron valores mayores al 90% de micorrización, mientras que *I. murucoides* y *L. microphyllum* conseguidas en el FIQMA resultaron con un porcentaje menor de micorrización de 60 y 80% respectivamente.

La colonización radicular y la esporulación de los hongos micorrizicos arbusculares tienen una gran variación dependiendo de la planta hospedante y de los periodos de lluvia y sequía. Así mismo la colonización micorrizica se correlaciona con el estado fenológico de la planta (Gonzalez-Chavez et al., 2008). Por lo que los resultados reflejan ambas causas: los diferentes grados de dependencia micorrizica de cada especie en particular, así como al estado fenológico de los individuos.

Aunque se llevo un proceso de aclimatación durante un mes bajo sombreadero, las condiciones de manejo de cada institución de origen influyo en el desarrollo del sistema radicular y foliar de las especies. En el momento en que se realizó el análisis de micorrización el sistema foliar y radicular de *P. laevigata* y *C. pallida* se encontraba bien desarrollado ya que en el Jardín botánico se encontraban en condiciones favorables de humedad y temperatura dentro de

invernadero mientras que los individuos de *I. murucoides* y *L. microphyllum* obtenidos del sombreadero del FIQMA al estar bajo condiciones menos favorables, su sistema radicular y foliar se encontraba en la etapa inicial de formación de brotes.

Al comparar los resultados de micorrización y de las variables de respuesta, se observa que las especies con menor porcentaje de micorrización son las que tuvieron un mejor desempeño en cuanto a supervivencia, crecimiento e incremento en el número de brazos. Esto se puede explicar a la capacidad de adaptación a los ambientes perturbados y a su capacidad de crecimiento. *I. murucoides* y *L. microphyllum* son especies de rápido crecimiento que se favorecen con una mayor cantidad de luz, mientras que *P. laevigata* y *C. pallida* al ser especies de lento crecimiento se favorecen con intensidades bajas de luz (Huante y Rincon, 1998). Se sabe que las especies de etapas sucesionales tardías del BTC tienen una mayor dependencia micorrizica que aquellas especies que están asociadas a ambientes perturbados (Huante et al., 1993), tendencia que es similar para *I. murucoides* y *L. microphyllum* que se encuentran presentes en áreas perturbadas del municipio de Querétaro (Zamudio et al, 1992).

### **Sistema de plantación.**

El sistema de plantación o ensamblaje de las especies no tuvo influencia sobre la supervivencia, crecimiento e incremento en el número de brazos con un período de evaluación de 14 meses. Aunque el tiempo de evaluación fue corto los resultados pueden ser comparado con el trabajo de Plath y colaboradores (2011) donde el crecimiento y supervivencia de tres especies nativas maderables fue igual entre el sistema de plantación mixta y de monocultivo.

En un estudio de plantaciones mixtas y puras en el trópico seco de Costa Rica con un período más amplio de evaluación de 5.6 años tampoco se encontraron diferencias entre el tipo de plantación respecto a la supervivencia. Las especies nativas crecieron mejor en las parcelas mixtas mientras que las parcelas puras de la especie exótica *Tectona grandis* obtuvo la mayor productividad de todas las parcelas (Piotto et al., 2004), sin embargo la ventaja de las plantaciones

mixtas con especies nativas es que proporcionan mayor cantidad de bienes y servicios ecosistémicos que las plantaciones puras (Piotto, 2008; Piotto et al., 2004). Esto implica que la respuesta de crecimiento y supervivencia varían dependiendo del tiempo y las especies utilizadas en el trabajo.

La perspectiva a largo plazo del experimento pueden ser similares a las conclusiones de Piotto en su trabajo del 2008. Se encontró que las plantaciones mixtas generalmente incrementan las tasas de crecimiento en diámetro del tallo, mientras que para la altura no se observa superioridad. También se reconoció que las especies fijadoras de nitrógeno son capaces de mejorar el crecimiento en el diámetro del tallo de las especies no fijadoras.

Las plantaciones forestales pueden tener las mismas funciones que un bosque secundario. Los beneficios tanto de las plantaciones mixtas como de los monocultivos de ciertas especies son: el mejoramiento de la riqueza de las especies nativas, la modificación de las condiciones microambientales debajo del dosel (menor radiación y mayor humedad), atracción de polinizadores y dispersores de semillas, así como el mejoramiento de las propiedades del suelo como el incremento de materia orgánica y mayor disponibilidad de nutrientes (Mendoza 2013; Piotto, 2008; Lugo, 1997; Parrota et al., 1997). Las desventajas de los monocultivos son su mayor vulnerabilidad a plagas y enfermedades así como daños por causa de fuertes vientos, mientras que las plantaciones mixtas no presentan estos problemas (Lugo 1997).

### **Desempeño de las especies**

#### ***Supervivencia.***

*Ipomea murucoides* tuvo un 100% de supervivencia, las leguminosas *P. laevigata* y *L. microphyllum* tuvieron una supervivencia intermedia de 57.5 y 50 % respectivamente. *Celtis pallida* tuvo una supervivencia del 17.5 %. Las condiciones del sitio, las características específicas de cada especie (Plath et al., 2011), el estrés causado por el trasplante y la época de sequía (Dañobeytia et al., 2007) son factores que influyen en la mortalidad de las plantas, siendo el primer año de establecimiento donde se registra la mayor mortalidad.

Todos los individuos de *I. murucoides* permanecieron vivos durante las etapa más crítica en su establecimiento, lo que podría estar reflejando la gran plasticidad y adaptabilidad que esta especie presenta a las condiciones de suelo y clima de la región. Otro factor que favoreció su establecimiento y crecimiento fue el que las hojas de esta especie no fueron consumidas por herbívoros ya que se sabe que las hojas contienen metabolitos secundarios como alcaloides, taninos, glucósicos, cardiotónicos y lactosas sesquiterpénicas con uso potencial de bioinsecticida contra plagas agrícolas (Rojas et al., 2011).

Respecto a los factores que propiciaron una menor supervivencia de las otras tres especies se deduce que la combinación de diferentes condiciones ambientales y biológicas como las bajas temperaturas invernales asociado a la época de sequías y la herbivoría fueron los responsables de estos resultados.

*C. pallida* fue la especie más afectada y aunque se sabe que tiene buen crecimiento bajo el sol directo, en tamaños mas juveniles necesita un mayor aporte de agua (Malda et al., 2009), por lo que el estrés hídrico de la pudo haber sobrepasado sus límites de tolerancia.

La mortalidad de las leguminosas fue causada por los factores antes mencionados y también a la herbivoría de liebres silvestres y de insectos como saltamontes (observación en campo) ya que por su alto valor proteico las leguminosas arbóreas son utilizados como forraje (Shelton, 2000), lo que implica que son alimento para gran variedad de herbívoros.

### ***Incremento de volumen.***

Para el crecimiento de las especies se observa nuevamente que *I. murucoides* aumento su volumen lo que refleja ganancia de altura y diámetro del

tallo principal. *L. microphyllum* tuvo poco incremento de volumen condición que está ligada a la disminución de su altura pero ganancia del grosor del tallo. Caso contrario es el de *C. pallida* que fue un decremento tanto en altura como en diámetro cuestión que está ligada a su poca adaptabilidad a las condiciones en que fue establecida.

El rebrote es una cualidad de las especies de este tipo de ecosistema (Vieria y Scariot, 2006) y fue claramente observado en *C. pallida* y *L. microphyllum* ya que el tallo principal murió en la temporada invernal pero al comenzar las lluvias brotaron nuevos tallos.

### ***Ganancia de brazos.***

El número de brazos refleja el desarrollo de la especie (Bashan et al., 2012). Las especies de rápido crecimiento *I. murucoides* y *L. microphyllum* también son las que mayor incremento en el número de brazos mostraron, mientras que las especies de crecimiento lento o medio *P. laevigata* y *C. pallida* respectivamente no pudieron incrementar su cantidad inicial de brazos. La madera del mezquite o *P. levigata* se considera de alta durabilidad o dureza (Carrillo-Parra, 2011) lo que está correlacionado con la velocidad de crecimiento.

## 8. CONCLUSIONES

No existió ningún tipo de influencia de los dos sistemas de plantación en el crecimiento, supervivencia o desarrollo para cualquiera de las cuatro especies evaluadas.

Existen especies que bajo ciertas condiciones climáticas y biofísicas pueden establecerse y desarrollarse. *Ipomea murucoides* es la especie que mejor respondió a las condiciones de la región.

Aunque la supervivencia de las dos leguminosas fue similar, *Lysiloma microphyllum* mostro un mejor desarrollo y crecimiento respecto a *Prosopis laevigata*. Además se sugiere aumentar el tiempo de evaluación ya que a mayor tiempo se podría mostrar la influencia del sistema de plantación sobre el crecimiento, desarrollo y supervivencia de las especies.

Se reconoce que las especies con mejor adaptación y respuesta a las condiciones de un sitio perturbado son especies de rápido crecimiento y heliofilas.

Se sugiere que la restauración de sitios perturbados se realice por etapas, la primera sería la colocación de especies de rápido crecimiento y posterior a su establecimiento interpretar especies de lento crecimiento y pertenecientes a etapas sucesionales tardías y del bosque maduro.

La colocación de especies no palatables en sitios con presencia de herbívoros es una estrategia que favorecería la supervivencia.

Es importante continuar con el estudio de las especies vegetales locales, de los métodos de manejo y sistemas de plantación que potencialicen la restauración del Bosque Tropical Caducifolio. Así como generar un conocimiento más amplio y holístico de los factores que influyen en el éxito de los programas de restauración.

## 9. BIBLIOGRAFIA

- Aerts, R., A. Negussie, W. Maes, E. November, M. Hermy y B. Muys. 2007. Restoration of dry Afromontane forest using pioneer shrubs as nurse-plants for *Olea europaea* ssp. *cuspidata*. *Restoration Ecology* 15:129-138
- Aguiar M. R. y O. E. Sala. 1994. Competition, facilitation, seed distribution and the origin of patches in Patagonian steppe. *OIKOS* 70: 26-34.
- Asbjornsen, H., M. S. Ashton, D. J. Vogt, S. Palacios. 2004. Effects of habitat fragmentation on the buffering capacity of edge environments in a seasonally dry tropical oak forest ecosystem in Oaxaca, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 481–495
- Callaway R. M: and L. R. Walker, 1997. Competition and Facilitation: A Synthetic Approach to Interactions in Plant Communities. *Ecology* 78(7):1958-1965.
- Carpenter F. L., J. D. Nichols, R. T. Praat, K. C. Young, 2004. Methods of facilitating reforestation of tropical degraded land with the native tree, *Terminalia amazonia*. *Forest Ecology and Management* 202: 281–291.
- Carrillo-García A., J.-L. León de la Luz, Y. Bashan, G. J. Bethlenfalvay. 1999. Nurse plants, micorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonora Desert. *Restoration Ecology* 7(4):321-335.
- Carrillo-García A., Y. Bashan, E. Diaz-Rivera y G. J. Bethlenfalvay. 2000. Effects of resurces island soil, competition and inoculation with *Azopirillium* on survival, and growth of *Pachycereuspringleyi*, the gigant cactus of the Sonora Desert. *RestorationEcology* 8(1): 65-73
- Carrillo-Parra A., F. Hapla, C. Mai y F. Garza-Ocañas. 2011. Durabilidad de la madera de *Prosopis laevigata* y efecto de sus extractos en hongos que degradan la madera. *Madera y Bosques*. 17(1): 7-21
- Ceccon, E., I. Olmsted, C. Vázquez-Yanes y J. Campo-Alves. 20002. Vegetación y propiedades del suelo en dos bosques tropicales secos de diferente estado regeneracional en Yucatán. *Agrociencia* 36: 621-631.
- Ceccon, E., P. Huante y E. Rincon. 2006. Abiotic factor s influencing tropical dry forests regeneration. *Brazilian archives of biology and technology* 49(2): 305-312.
- Da Gama-Rodriguez A.C., N.F. Barros, N.B. Comerford, 2007. Biomass and nutrient cycling in pure and mixed stands of native tree species in southeastern Bahia, Brazil. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*. 31:287-298.
- Dañobeytia F. R., S. L. Tacher, H. P. Rivera, N. R. Marcial, D. Douterlungne y S. L. Mendoza. 2007. Establecimiento de seis especies arbóreas nativas en un pastizal degradado en la selva lacandona, Chiapas, México. *Ecología Aplicada*, 6(1,2): 1-8.

- De Souza F. M. and Batista J.L.F., 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191: 185–200.
- Døckersmith I.C., C. P. Giardina and R. L. Sanford, 1999. Persistence of tree related patterns in soil nutrients following slash-and-burn disturbance in the tropic. *Plant and Soil* 209: 137–156.
- Erskine P. D., D. Lamb, M. Bristow, 2006. Tree species diversity and ecosystem function: Can tropical multi-species plantations generate greater productivity? *Forest ecology and management* 233: 205-210
- Forrester D. I., J. Bauhus, A.L. Cowie, 2005. On the success and failure of mixed-species tree plantations: lessons learned from a model system of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. *Forest ecology and management*. 209: 147-155.
- Gómez-Aparicio L., J. M. Gómez, R. Zamora, J. Boettinger, 2005. Canopy vs. soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 16: 191-198.
- González-Chávez, M. A., A. Alarcón y R. Ferrera-Cerrato. 2008. Biodiversidad funcional de los hongos micorrícicos arbusculares en zonas áridas y semiáridas pag 13-24, en *Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos*. Montaña N.M., S. L. Camargo, R. García, A. Monroy-Ata. Grupo Mundi-Prensa. México, D. F.
- Guadarrama-Chávez M. P., 2008. Diversidad y funcionalidad de los hongos micorrizógenos arbusculares en comunidades secundarias de selva baja caducifolia. Tesis Doctoral. UNAM, D.F, México
- Hernández-Oria J. G., 2007. Desaparición del Bosque Seco en el Bajío mexicano: implicaciones del ensamblaje de especies y grupos funcionales en la dinámica de una vegetación amenazada. *Zonas Áridas*. 11:13-31.
- Holmgren M., M. Scheffer and M. A. Huston, 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology*, 78(7): 1966–1975.
- Huante, P. and Rincón, E. 1998, Responses to light changes in tropical deciduous woody seedlings with contrasting growth rates. *Oecologia* , 113 , 53-66.
- Huante, P. E. Rincon, E. B. Allen. 1993. Effect of vesicular-arbuscular mycorrhizae on seedling growth of four tree species from the tropical deciduous forest in Mexico. *Mycorrhiza* 2: 141-145.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México). 2009. Guía para la interpretación de cartografía uso del suelo y vegetación: Escala 1:250000: Serie III. México
- Janzen D., 1988. Tropical dry forest: The most endangered major tropical ecosystems, in E. O Wilson. (Ed.), *Biodiversity*. National Academy Press 130-137.

- Jose S., R. Williams, D. Zamora, 2006. Belowground ecological interactions in mixed-species forest plantations. *Forest Ecology and Management*. 233: 231-239.
- Lugo A. E., 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forestry Ecology and Management* 99: 9–19.
- Lugo, A.E., E. Cuevas and M.J. Sánchez, 1990. Nutrients and mass in litter and top soil of ten tropical tree plantations. *Plant Soil*, 125: 263–280.
- Maass, J., P. Balvanera, A. Castillo, G. C. Daily, H. A. Mooney, P. Ehrlich, M. Quesada, A. Miranda, V. J. Jaramillo, F. García-Oliva, A. Martínez-Yrizar, H. Cotler, J. López-Blanco, A. Pérez-Jiménez, A. Búrquez, C. Tinoco, G. Ceballos, L. Barraza, R. Ayala, and J. Sarukhán. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10(1): 17. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/>
- Maass, J: M: 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In S. H. Bullock, H. A. Mooney and E. Medina (eds.). *Seasonally dry tropical forest*, pp. 399-422. Cambridge University Press. Cambridge, England.
- Malda G., P. Jimenez, M. Martinez, 2009. Plantas del Parque Nacional del Cimatario aptas para reforestación y diseño de areas verdes. Universidad Autónoma de Querétaro, México. Pp 36-56
- Martinez-Garza C., F. Bongers, L. Poorter. 2013. Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? *Forest Ecology and Management* 303: 35-45.
- Martinez-Garza C., Peña V., Ricker M., Campos A., Howe H. F., 2005. Restoring tropical biodiversity: Leaf traits predict growth and survival of late-successional trees in early-successional environments. *Forest ecology and management*. 217:365-379.
- Mendoza-Hernandez P.E. 2013. Comunidades sintéticas para la restauración sucesional del bosque de encino y el matorral xerófilo del Ajusco medio, México, D.F. Tesis doctoral en Ciencias Biológicas. Instituto de Ecología. UNAM.
- Monroy-Ata A., J. Estévez-Torres, R. García-Sánchez y R. Ríos-Gómez. 2007. Establecimiento de plantas mediante el uso de micorrizas y de islas de recursos en un matorral xerofito deteriorado. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80(suplemento): 49-57
- Montagnini, F., A. Fanzeres and SG da Vinha, 1995. The potentials of 20 indigenous tree species for soil rehabilitation in the Atlantic forest region of Bahia. Brazil. *J. Appl. Ecol.*, 32: 841– 856.
- Murphy P.G., A.E. Lugo, 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review Ecology and Systematic* 17: 67-68

- Nava, Y. C., M. Maass, O. Briones, I. Méndez. 2007. Evaluación del efecto de borde sobre dos especies del bosque tropical caducifolio de Jalisco, México *Agrociencia* 41(1): 111-120.
- Parrota, J.A., J.W. Turnbull, N. Jones. 1997. Catalyzing nature forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest ecology and management*. 99: 1-7.
- Paterson R. L., H. B. Massicotte, L. H. Melville. 2004. *Mycorrhizae: Anatomy and cell biology*, NRC. Research Press, Canada, Ottawa.
- Phillips, J. M. y D. S. Hayman. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment to infection, en *Trans. Brit. Mycol. Soc.* 55: 158-161.
- Piotto D., F. Montagnini, L. Ugalde, M. Kanninen. 2003. Growth and effects of thinning of mixed and pure plantations with native trees in humid tropical Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 177: 427-439.
- Piotto D., 2008. A meta-analysis comparing tree growth in monoculture and mixed plantation. *Forest Ecology and Management* 255: 781–786.
- Piotto, D., Viquez E., Montagnini F., Kanninen M., 2004. Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. *Forest ecology and management*. 190:359-372.
- Plath M., K. Mody, C. Potvin, S. Dorn, 2011. Establishment of native tropical timber tree in monoculture and mixed-species plantations: Small scale effects on tree performance and insect herbivory. *Forest Ecology and Management* 261: 741–750
- Rincón, E., M. Álvarez, G. González, P. Huante y A. Hernández. 2000. Restauración en selvas bajas caducifolias. Instituto de Ecología, Universidad Autónoma de México. Disponible en: <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetas/243/sbajas.html>. Consultado: septiembre 2011.
- Rojas, M., E. Moreno y A.P. Lopez. 2011. Uso medicinal del cazahuate (*Ipomoea murucoides* Roem. et Schult). *Tlahui Medic.* 32(2). Disponible electrónicamente en: <http://www.tlahui.com/medic/medic32/cazahuate.htm>
- Rzedowski, J. y G. Calderon, 2013. Datos para la apreciación de la flora fanerogámica del bosque tropical caducifolio de México. *Acta Botanica Mexicana* 102: 1-23.
- SEMARNAT. 2010. Cruzada Nacional por los Bosques y el Agua. Disponible en: <http://cruzadabosquesagua.semarnat.gob.mx/viii.html>. Consultado: octubre 2011.
- Trejo I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Trejo, Irma. 1996. Características del medio físico de la selva baja caducifolia en México. *Investigaciones Geográficas Boletín* 4: 95-110

- Vázquez, C., A. I. Batis, M. I. Alcocer, M. Gual y C. Sánchez. 1999. Árboles y Arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto JO84, Instituto de Ecología, UNAM. Disponible en: <http://xolo.conabio.gob-mx/arboles/intret-JO84.shtml>. Consultado: octubre 2011
- Vázquez-Yanes, C. y Batis, A. 1996. Adopción de árboles nativos valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Boletín de la sociedad Botánica de México. 58: 75-84.
- Vera Castillo, G. 2003. Estado de la diversidad biológica de los árboles y bosques en el Sur y Sureste de México. Documentos de Trabajo: Recursos Genéticos Forestales. FGR/61S. Servicio de Desarrollo de Recursos Forestales, Dirección de Recursos Forestales, FAO, Roma. (Inédito).
- Vieira D. L. M. and A. Scariot, 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14(1): 11–20.
- Zamudio S., J. Rzedowski, E. Carranza y G. Calderón. 1992. La vegetación en el estado de Querétaro. Consejo de Ciencia y Tecnología del estado de Querétaro. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional Bajío. Talleres Grafico de Gobierno del Estado. Querétaro. México. 92 p.
- Shelton, M., 2000. Leguminosas forrajeras tropicales en los sistemas agroforestales. *Unasylva* 200(51): 25-32. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/x3989s/X3989s05.PDF>