

2001A-2005A

396760531

**UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS**



**RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN UN BOSQUE DE
PINO-ENCINO EN JALISCO, MÉXICO:
SOBREVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE
PLANTULAS**

Tesis profesional para obtener el título de
Licenciado en Biología

PRESENTA

MARINÉS DE LA PEÑA DOMENE

Las Agujas, Zapopan, Jal. SEPTIEMBRE 2007



Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de Ciencias Biológicas y
Agropecuarias

Coordinación de Titulación y Carrera de Licenciatura
en Biología
1004/-C. C. BIOLOGÍA

C. MARINÉS DE LA PEÑA DOMENE
PRESENTE

Manifestamos a usted que con esta fecha ha sido aprobado su tema de titulación en la modalidad de: **Tesis e Informes** opción **Tesis** con el título: **"RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE UN BOSQUE DE PINO-ENCINO EN JALISCO, MÉXICO: SOBREVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE PLÁNTULAS"** para obtener la Licenciatura en Biología.

Al mismo tiempo le informamos que ha sido aceptado como Director / a de dicho trabajo el/la: **DR. DAVID VALENZUELA GALVÁN** y el asesor/es es el/la: **DR. CRISTINA MARTÍNEZ GARZA** y el/la: **DR. FRANCISCO MARTÍN HUERTA MARTINEZ.**

Sin más por el momento, le envío un caluroso saludo.

ATENTAMENTE
"PIENSA Y TRABAJA"

Las Agujas, Zapopan., 20 de Febrero del 2007.

DR. CARLOS ÁLVAREZ MOYA
PRESIDENTE DEL COMITÉ DE TITULACIÓN

M en C. ISELA LETICIA ALVAREZ BARAJAS
SECRETARIO DEL COMITÉ DE TITULACIÓN

Dr. Fco. Martín Huerta Martínez.
 Presidente del Comité de Titulación.
 Licenciatura en Biología.
 CUCBA.
 Presente

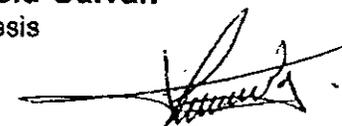
Nos permitimos informar a usted que habiendo revisado el trabajo de titulación, modalidad TESIS E INFORMES, opción TESIS con el título: "RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO EN JALISCO, MÉXICO: SOBREVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE PLÁNTULAS" que realizó la pasante Marinés de la Peña Domene con número de código 396760531 consideramos que ha quedado debidamente concluido, por lo que ponemos a su consideración el escrito final para autorizar su impresión.

Sin otro particular quedamos de usted con un cordial saludo.

Atentamente
 Guadalajara, Jal. Al 23 de agosto de 2007.

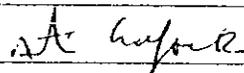
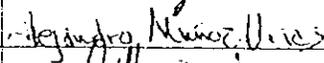
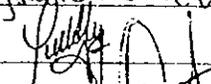
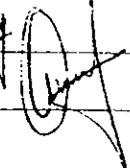

Dr. David Valenzuela Galván
 Director de tesis


Dr. Cristina Martínez Garza
 Asesora Externa


Dr. Fco. Martín Huerta Martínez
 Asesor Interno



V
P
S

| Nombre completo de los Sinodales asignados por el Comité de Titulación | Firma de aprobado | Fecha de aprobación |
|--|--|---------------------|
| DR. AGUSTÍN GALLEGOS RODRIGUEZ |  | |
| DR. ALEJANDRO MUÑOZ URIAS |  | |
| DR. ANA LUISA SANTIAGO PÉREZ |  | 10/sep/07 |
| Supl. RAFAEL HERNÁNDEZ GARCÍA |  | 19/sep/07 |

Gadalajara, Jal. Al 12 de Septiembre de 2007

Dr. Fco. Martín Huerta Martínez.
Presidente del Comité de Titulación.
Licenciatura en Biología.
CUCBA.
Presente

Por medio de la presente me dirijo a usted para solicitar autorización para imprimir en tamaño carta el trabajo de tesis:

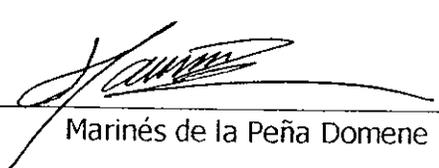
**RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN UN BOSQUE DE PINO-
ENCINO EN JALISCO, MÉXICO: SOBREVIVENCIA Y
CRECIMIENTO DE PLANTULAS**

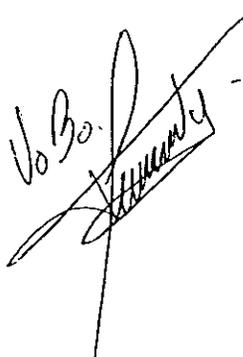
alumna Marinés de la Peña Domene con código 396760531.

El motivo por el que le solicito esto es que dentro del documento existen bastantes gráficas y figuras que no se distinguen al imprimirlas en el tamaño tesis. Por lo tanto considero que quedaría un documento mejor presentado en tamaño carta.

Sin más por el momento, agradezco su atención

Atentamente


Marinés de la Peña Domene


Vo Bo. *Fco. Martín Huerta Martínez*

AGRADECIMIENTOS

Agradezco en especial a mi director David Valenzuela por su apoyo incondicional en la realización de este trabajo.

A Cristina Martínez-Garza y a Martín Huerta por su asesoría y orientación

A mis sinodales Alejandro Muñoz, Agustín Gallegos, Ana Luisa Santiago, Rafael Hernández, así como a Verónica Rosas y a Raymundo Villavicencio por sus aportaciones a mi trabajo y por su tiempo.

Al equipo de SIGNOS AC. por su colaboración, confianza y por apoyar a la realización de este trabajo. Especial agradecimiento a María E. Fors y a Paulina Ascencio.

Al CINVESTAV Jalisco, el centro JVC, al grupo COREY y a SIGNOS AC por su apoyo en la realización de este trabajo. En particular a Elvia López y al equipo de mantenimiento del CINVESTAV.

Al Comité Técnico para la Administración del Bosque La Primavera por su colaboración.

Agradezco también de manera muy especial a todas las personas que me apoyaron con mi trabajo: Néstor Mariano, Max Huerta, Henry Howe, Raymundo Ramírez, Aarón Rodríguez, a la Familia Cerda Covarrubias, Alejandra Valdés, Luís Bernardo Vázquez, Héctor Alafita, Yves Bernard, Héctor Domene

Y a mi familia por su cariño y paciencia.

RESUMEN

En todo el mundo se ha convertido en una necesidad urgente restaurar la cubierta vegetal, por ello, es de especial importancia la elaboración de estudios que generen la información para aplicar modelos sencillos y prácticos para la restauración de las zonas destruidas o fragmentadas. Los factores que apoyan la regeneración son: la utilización de riego y fertilización, la eliminación de especies exóticas, la utilización de plantas pioneras, la reintroducción de especies nativas, la selección y riqueza de especies, y la prevención del arresto sucesional.

En la periferia del Bosque La Primavera (BLP) hay numerosas áreas altamente perturbadas en proceso de urbanización. La proximidad del BLP con la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG) promueve un interés especial por cambiar el uso del suelo forestal a urbano, teniendo como consecuencias la pérdida de cobertura vegetal. En el BLP se presenta una escasa regeneración natural y baja sobrevivencia de plántulas debido a la elevada frecuencia de incendios, el uso continuo del suelo que hace el ganado, el uso del suelo en las zonas de recreación del bosque, e incluso, en el caso de zonas de mayor conservación, la alta densidad del arbolado. Es por esta razón que los estudios en materia de restauración urbana cobran una gran importancia para las ciudades en crecimiento.

Esta situación además de limitar la interrelación entre ecosistemas, fragmenta los corredores biológicos e incrementa la disponibilidad de luz en los nuevos bordes, proveyendo micrositios apropiados para el establecimiento de plantas exóticas y por tanto poniendo en riesgo a las especies nativas.

Por lo anterior se decidió implementar un proyecto de restauración ecológica en el Bajío del Arenal, zona aledaña a este bosque, buscando la recuperación de una estructura arbórea similar a la del BLP en este sitio degradado. Para ello se pretende evaluar el efecto de distintos tratamientos de restauración (alta y baja diversidad, con o sin manejo) sobre las tasas de sobrevivencia y crecimiento de 6 especies de árboles templados nativos del BLP con potencial de uso en proyectos de restauración.

Los resultados obtenidos en este estudio muestran que varias de sus propiedades fisicoquímicas de los suelos difieren significativamente entre los sitios considerados, pero en todos los casos, los suelos están muy deteriorados.

La sequía resultó ser un fuerte limitante para el establecimiento exitoso de las plántulas en todos los sitios y para todas las especies; y como segunda causa la herbivoría por ganado, tuzas y hormigas. Los tratamientos con mayor riqueza presentaron menos incidencia de daños por estrés hídrico, herbivoría, factores físicos y parasitismo.

El manejo resultó tener un impacto notable en la sobrevivencia de las plántulas de todas las especies, salvo *P. oocarpa*, hasta en un 56% más que sin manejo. Aumentando los costos del proyecto solo un 9%, lo cual implica un enorme rendimiento con bajo costo. Por otra parte, también es necesario considerar la variación entre especies en sobrevivencia y crecimiento, para proyectos de restauración. Nuestros

datos en general demuestran que los encinos tienen una mayor sobrevivencia general pero menor crecimiento que los pinos.

Se espera que el efecto de los tratamientos de siembra incremente al pasar el tiempo, particularmente los efectos esperados de las plántulas de *P. laevigata* como nodriza.

Es necesario dar un mayor seguimiento para conocer a detalle el proceso de restauración que se va desarrollando a largo plazo

ÍNDICE

| | Página |
|---|--------|
| 3 INTRODUCCIÓN | |
| 6 ANTECEDENTES | |
| ¿Qué es la restauración ecológica? | 6 |
| Actividades que pueden influir en el éxito de un trabajo de restauración ... | 7 |
| Antecedentes de reforestación en la región de influencia | 14 |
| 18 JUSTIFICACIÓN | |
| 23 OBJETIVO | |
| Objetivos específicos | 23 |
| 25 HIPÓTESIS | |
| 24 MATERIAL Y MÉTODOS | |
| Región geográfica donde se encuentra el sitio de estudio – Bosque La Primavera..... | 24 |
| Sitio de estudio: Bajío del Arenal | 27 |
| Diseño Experimental del Proyecto de Restauración | 29 |
| Selección de Especies | 31 |
| Descripción general del muestreo de las características edáficas y microclimáticas..... | 34 |
| Monitoreo | |
| Sobrevivencia y crecimiento de plántulas..... | 34 |
| Registro de estado de la plántula | 36 |
| Análisis de los datos..... | 37 |
| 38 RESULTADOS | |
| Variables fisicoquímicas de los suelos..... | 38 |
| Sobrevivencia y crecimiento | 39 |
| Causas aparentes de mortalidad | 41 |
| Efecto del manejo y la composición de especies en la sobrevivencia | 43 |
| Efecto del manejo y la composición de especies en el crecimiento | 47 |
| 52 DISCUSIÓN | |
| Efecto del manejo y los tratamientos de plantación en la restauración ... | 52 |
| Mortalidad | 57 |
| Características fisicoquímicas de los suelos y sobrevivencia de las plántulas | 59 |
| Utilización de las especies evaluadas para la restauración | 61 |
| 63 CONCLUSIÓN | |
| 65 BIBLIOGRAFÍA | |
| 73 ANEXOS | |

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO EN JALISCO, MÉXICO: SOBREVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE PLANTULAS

El deterioro, la fragmentación del hábitat y el aislamiento de poblaciones están dentro de las principales causas de la pérdida de poblaciones y especies vegetales. (Harrison y Bruna 1999; Eriksson y Ehrle 'n 2001).

INTRODUCCIÓN

La destrucción y fragmentación de hábitats por el hombre ha puesto a muchas especies en riesgo de extinción local o global, (Schrott *et al.* 2005). México es uno de los países con mayor biodiversidad en el mundo, sin embargo, en las últimas décadas su vegetación natural ha sufrido extensas alteraciones debido a actividades humanas (Castillo 2000). Así por ejemplo, de 1988 a 1994 se perdieron entre 189,000 y 501,000 ha de bosques tropicales y entre 127,000 y 167,000 ha de bosque templado por año (Maser *et al.* 1997). Ahora las áreas boscosas ocupan ya menos de la quinta parte del territorio nacional y se calcula que solo 34 millones de hectáreas quedan cubiertas por bosques en su mayoría fragmentados, con áreas abiertas y/o perturbadas (SEMARNAT 2006). Muy pocas áreas del territorio nacional contienen aún comunidades ecológicas inalteradas en grandes extensiones (Sánchez *et al.* 2005). Por lo anterior, se ha convertido en una necesidad urgente restaurar la cubierta vegetal (Vasquez-Yanez *et al.* 1997). Probablemente nunca se pueda recuperar la condición original de cada uno de los sitios que han sido altamente transformados, pero quizá sea posible recuperar parte de su riqueza y productividad original. Con esto, los servicios y bienes ambientales que demandamos podrán estar disponibles por más tiempo (Sánchez *et al.* 2005). Por ello, es de especial importancia la elaboración de estudios que generen la información necesaria para aplicar modelos sencillos y prácticos para la restauración de las zonas destruidas o fragmentadas.

El Bosque la Primavera (BLP) dentro del municipio de Zapopan, Jalisco, es el remanente boscoso más cercano a la ciudad de Guadalajara. El BLP brinda a la zona metropolitana diversos servicios ambientales tales como la regulación de procesos hidrológicos, la regulación del clima, la captación de CO² y la calidad del paisaje en beneficio de la zona urbana de Guadalajara (Olmo *et al.* 2005; Santiago *et al.* 2007), sin embargo, en las últimas décadas ha sufrido importantes impactos ambientales entre ellos cambios en la superficie cubierta por bosque.

En la periferia del BLP hay numerosas áreas altamente perturbadas en proceso de urbanización (SEMARNAT 2000). Una de ellas es la zona del Bajío del Arenal, zona adyacente al BLP que fue empleada por muchos años para el cultivo de maíz. En esta zona se construirán fraccionamientos, pero los propietarios de los mismos han solicitado la colaboración de organizaciones privadas para generar fraccionamientos que contemplen muy seriamente la restauración ecológica dentro de sus terrenos.

Su principal objetivo es recuperar la diversidad ecológica arbórea característica del BLP para integrar estas zonas arboladas al proyecto de urbanización, buscando con ello una mejor calidad de vida. Por lo anterior se decidió implementar un proyecto de restauración ecológica en el Bajío del Arenal para atender el interés genuino de los propietarios del fraccionamiento de tener un entorno natural que les dé mayor calidad de vida. Además, se pretende generar información sobre los diferentes factores que determinan el éxito o fracaso de un proyecto de restauración ecológica en una zona de bosque templado que ha sido perturbado. Esta información ayudará a la conservación general del BLP, ya que la zona del Bajío del Arenal funge en gran medida como una zona de amortiguamiento entre la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG) y el BLP. Así, también se podrá sentar un precedente metodológico específico para la implementación de proyectos de restauración ecológica en bosques templados.

En particular, con este proyecto de restauración ecológica se busca como objetivo primario, la recuperar una estructura arbórea similar a la del BLP en sitios

degradados de la zona del Bajío del Arenal. Partiendo de la importancia de utilizar plántulas de especies nativas y explorar diferentes combinaciones de especies, bajo la premisa de que una mayor diversidad favorecerá la sobrevivencia y crecimiento de las plántulas por hacer un uso más eficiente de los recursos. Además se pretende usar una especie de rápido desarrollo, característica de estados sucesionales tempranos en la zona para explorar su potencial para favorecer el crecimiento de los árboles de sucesión tardía que se planten.

Específicamente, con este proyecto busco determinar las posibles causas de mortalidad de seis especies nativas del BLP, determinar sus tasas de sobrevivencia y crecimiento y evaluar el efecto de los tratamientos de plantación utilizados, así como el efecto del manejo empleado en cuatro sitios experimentales del Bajío del Arenal.

La metodología propuesta permitirá alcanzar una similitud estructural con el estrato arbóreo del bosque de encino-pino dominante en el BLP, y con esto se espera recuperar parte el funcionamiento del ecosistema (e.g, regulación microclimática, infiltración de agua y la generación de suelo) así como obtener un aumento de la biodiversidad (e.g, plantas inmigrantes y la llegada de especies animales). La capacidad del ecosistema para regresar a su estado inicial después de eventos de perturbación y la completa restauración de las interacciones biológicas implicará más tiempo, con las acciones propuestas en el proyecto general se busca acelerar este proceso.

ANTECEDENTES

¿Qué es la restauración ecológica?

La restauración ecológica es una actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad (Society of Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004, en adelante se abreviará como SER Int. 2004). El término restauración ecológica es cada vez más utilizado, sin embargo, es común que se confunda con el concepto de reforestación. El término *reforestación* se refiere al establecimiento de sólo una o pocas especies vegetales nativas o exóticas para recuperar la cobertura vegetal, evitar la erosión y crear microambientes apropiados para el establecimiento de otras plantas; sin tomar en cuenta la biodiversidad del ecosistema preexistente. Las metas de la *restauración* se enfocan a asistir la recuperación de las funciones de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (Burgos 2004). Los esfuerzos del hombre por asistir la restauración del hábitat eventualmente serán aspectos cruciales en la conservación de la biodiversidad (Dobson 1997) Reconocer las diferencias entre estas dos prácticas es indispensable para los planes de manejo de áreas verdes ya que los resultados de estas dos prácticas presentan impactos muy diferentes entorno a la diversidad.

En la restauración ecológica se busca implementar prácticas que ayuden al mejoramiento de la estructura del suelo, la comunidad de microorganismos, la vegetación y la fauna, entre otras cosas (Sachman 2004). Es por esto que una restauración ecológica requiere de información del estado previo del ecosistema dañado, así como información de las condiciones ambientales, culturales e históricas de la región (SER Int. 2004). La restauración ecológica presenta una amplia variedad de posibilidades dependiendo del ecosistema y las condiciones ambientales y sociales. La evaluación de medidas específicas de la diversidad, estructura de la vegetación y procesos ecológicos varían dependiendo del ecosistema y de las metas que se proponen en cada proyecto de restauración (Ruiz-

Jaen *et al.* 2005). Para lograr esto será necesario realizar estudios multidisciplinarios por la gran gama de aspectos que se deben contemplar.

Algunos autores sugieren que la recuperación de un área perturbada por eventos antropogénicos de gran escala y magnitud pudieran ser comparados con la recuperación natural de un ecosistema después de un desastre natural (Revisado en Dobson 1997). En otros casos la restauración sólo consiste en eliminar o modificar los factores de perturbación y así permitir que se dé una recuperación natural (SER Int. 2004). También se pueden encontrar situaciones en las que se busque recuperar la integridad ecológica y mejorar el bienestar humano en zonas deforestadas o paisajes forestales degradados (Maginnis *et al.* 2005). O bien, desarrollar un paisaje atractivo y ambientalmente saludable para reemplazar otro que no lo es (Vazquez Yanes *et al.* 1999) en estos casos se hablaría de una restauración del paisaje. En otras situaciones no se podrá hablar de una restauración completa, pero sí de una restauración de comunidades, de poblaciones, de la riqueza florística o incluso del suelo. Así también, pueden presentarse casos en los que no sea posible lograr la restauración ecológica, ya que las condiciones ambientales originales han cambiado, lo que lleva al ecosistema a desarrollarse en otra dirección (Vazquez-Yanes *et al.* 1997). Por tanto, el grado de intervención en el manejo para acelerar la regeneración de un sitio dependerá de las condiciones del sitio, de los objetivos del proyecto y de las posibilidades socioeconómicas que se presenten en cada caso.

Actividades que pueden influir en el éxito de un trabajo de restauración

Existen diversas actividades que pueden ser implementadas en un proyecto de restauración ecológica para ayudar a la recuperación de la biodiversidad de un sitio.

Cuando el ecosistema no tiene ya la capacidad de regenerarse por sí solo, o bien se busca acelerar este proceso, será necesario considerar cierto tipo de manejo que asista a su recuperación paulatina. Para ayudar a que un sitio perturbado comience

un proceso de regeneración en menor tiempo, existen varios factores que pueden ser manipulados para facilitar este proceso.

Los factores que apoyan la regeneración son:

a) Utilización de riego y fertilización

El riego y la fertilización apoyan al crecimiento y sobrevivencia de las plántulas. La disponibilidad de agua es importante en el crecimiento de la raíz y de las hojas (King 1999), ya que el agua, junto con los fertilizantes optimizan la disponibilidad de agua y nutrientes para el crecimiento de la raíz (Kipp 1992) y la producción de brotes (Coleman 2007). La humedad afecta más que la fertilización en el crecimiento de las plantas, su relación con el agua y el estado de los nutrientes en el suelo (Timmer 1991); no obstante existen evidencias que indican lo contrario (Pardos *et al.* 2004; Wielinga 2007). Un régimen de fertilización con irrigación limitada presenta un menor aumento en masa de la raíz y de las ramas y aumenta la acumulación de nitrógeno en la raíz. La irrigación deficiente provoca un menor potencial de agua en el xilema de las acículas de los pinos a mediodía y reduce la conductividad estomática y la tasa de transpiración (Timmer 1991). Los efectos del riego y la fertilización han causado resultados distintos en su relación con el crecimiento y la sobrevivencia de plántulas dependiendo del estudio y la región donde han sido evaluados.

b) Utilización de especies nativas

Las especies exóticas afectan los ecosistemas. La desaparición de especies nativas, por competencia con las especies exóticas, representan una de las pérdidas de diversidad más importantes. La alteración en la distribución de la biota debida al transporte y comercio humano es una de las principales causas de invasiones de especies exóticas (Mack 2000). Las plantas exóticas afectan las propiedades de los ecosistemas, reduciendo la biodiversidad nativa y alterando los regímenes hídricos y

del fuego (Bertness 1984). Es cierto que las invasiones (cómo las extinciones) siempre han estado presentes, lo que difiere en nuestros días es la acelerada tasa de invasión, resultado de la extraordinaria movilidad de la humanidad, así como del transporte de los recursos utilizados por el hombre (Vitousek 1990). Dada la actual escala de invasiones y de la falta de políticas efectivas de prevención y control de éstas, las especies invasoras ahora forman parte de los principales agentes antropogénicos que causan el cambio global (Mack 2000). El principal problema con las especies exóticas es que compiten con las especies nativas por los recursos y normalmente las especies exóticas, por no tener presiones de estrés debido a factores del mismo ecosistema, suelen ser competidores muy agresivos.

Las plantas exóticas pueden detener el proceso de regeneración natural. El incorporar especies exóticas a un ecosistema, puede ser, en sí misma, una perturbación más. Por ejemplo, hoy en día los eucaliptos plantados en diferentes partes de México impiden el reestablecimiento de bosques naturales (Espinosa-García 1996). También se ha reportado en tierras abandonadas de Panamá, que la presencia de pastos exóticos introducidos, no permiten el establecimiento de las especies nativas (Hooper *et al.* 2002). Las plantas exóticas también amenazan los esfuerzos que se hacen en materia de restauración, una cantidad considerable de recursos económicos son utilizados en prevenir o controlar invasiones de plagas que generan la perturbación del ecosistema (Hobbs *et al.* 1995). El control mecánico, químico o biológico de especies invasoras puede ser costoso, puede ser dañino para el ecosistema y en muchos casos inútil (Simmons 2005). Por lo que se recomienda la plantación de especies nativas que pudieran atraer frugívoros, incrementar la dispersión de la semillas, producir sombra y otras condiciones climáticas favorables en el área de regeneración (Hooper *et al.* 2002). Por todo lo anteriormente dicho, es necesario evaluar el papel que juega una especie exótica en el reestablecimiento de un ecosistema.

c) Utilización de plantas pioneras para facilitar la restauración

Una especie pionera se considera como aquella que forma parte de los primeros estados sucesionales, son especies de crecimiento rápido, con diásporas muy móviles y de vida corta. Estas especies proporcionen sombra, materia orgánica y otros recursos que podrán fungir como facilitadoras o nodrizas de plantas de estados sucesionales tardíos. Estudios recientes han mostrado que algunas especies vegetales se benefician de la asociación con otras especies vecinas, este fenómeno se conoce como *facilitación*.

La evidencia experimental ha mostrado un incremento en la sobrevivencia y el crecimiento de las plantas que se encuentran en áreas cercanas a plantas facilitadoras o nodrizas (Padilla *et al.* 2006). Por ejemplo, en un bosque subtropical de Brasil, se midió el efecto que tenía la vegetación pionera, resultado de la sucesión natural, en el éxito de la restauración. Encontraron que la presencia de vegetación pionera facilita la germinación de semillas y/o la sobrevivencia de las plántulas de sucesión tardía de los sitios estudiados (Zanini *et al.* 2005). En tierras abandonadas de Estados Unidos y Colombia la vegetación pionera facilita el establecimiento de la vegetación de sucesión tardía (DeSteven 1991). En los casos mencionados, la presencia de pastos nativos ha tenido un efecto positivo en el microclima local favoreciendo el establecimiento de los árboles (Zanini *et al.* 2005). El potencial de especies pioneras nativas que favorezcan el establecimiento de otras especies nativas proporciona información útil para lograr reestablecer un sitio perturbado.

Las leguminosas han sido utilizadas como plantas pioneras en distintos proyectos. Este tipo de plantas presentan la capacidad de fijar nitrógeno por las interacciones positivas que se generan entre la raíz de estas especies y la raíz de las plantas que crecen a sus alrededores (Márquez *et al.* 1997, Larrea-Alcázar *et al.* 2005, Padilla *et al.* 2006). En el ecosistema de bosque templado de pino-encino *Prosopis laevigata*, comúnmente conocida como Mezquite, es una leguminosa pionera que se establece bajo condiciones ambientales sumamente adversas (Sène 1997). Los mezquites pueden influir positivamente en el desarrollo inicial de la

sucesión, ya que pueden contribuir significativamente a la fertilidad edáfica (Cruz 1996). Esto podrá ayudar a regenerar suelos y a establecer o restaurar nuevas condiciones, más favorables para los procesos biológicos (Sène 1997). En los Andes Bolivianos, se estudiaron los efectos de *Prosopis flexuosa* en el valle seco semiárido, sobre el establecimiento de la vegetación herbácea bajo su dosel y concluyeron que existe una influencia positiva de esta leguminosa en la composición y abundancia de las especies que sobreviven bajo su dosel (Larrea-Alcázar *et al.* 2005). En el norte de Guanajuato, México, en un bosque espinoso, se evaluó la influencia del dosel de *Prosopis* sobre el microclima, el suelo y la vegetación herbácea en un agostadero semiárido. Se encontró que bajo el dosel de *Prosopis*, hay "islas de fertilidad" que influyen positivamente en las características de la vegetación herbácea y arbustiva (Cruz 1996). Probablemente las especies del género *Prosopis* podrían fungir como plantas pioneras para facilitar la restauración ecológica en zonas degradadas y con baja fertilidad.

d) Reintroducción de especies

La reintroducción de especies extintas puede acelerar el proceso de restauración. En una plantación de árboles tropicales, en un pastizal de la costa de Puerto Rico, se encontraron 19 especies nativas de bosque secundario establecidas después de 4.5 años de su plantación, mientras que en las zonas sin plantación, no se reportó ninguna regeneración natural (Parrotta 1995). Bajo el dosel de especies arbóreas plantadas, se pueden reestablecer los patrones naturales de colonización de especies de bosque secundario.

Se ha sugerido que uno de los métodos más exitosos y económicos para lograr la restauración de la biodiversidad en una etapa inicial es la introducción directa de plántulas de especies nativas que no llegan por si mismas. Este método incluye tres etapas fundamentales 1) la colecta y siembra de semilla; 2) el crecimiento de plántulas en invernadero y; 3) la introducción de las plántulas al sitio a restaurar

(Vazquez-Yanez *et al.* 1999). Otro método sugiere la introducción de especies de sucesión tardía a ayudará al establecimiento de bosques de alta diversidad en corto tiempo (Martínez-Garza *et al.* 2005). Acelerar el proceso de sucesión natural mediante la plantación de especies arbóreas nativas puede aumentar la probabilidad de éxito de las iniciativas de restauración, además de ser un método para la conservación de la biodiversidad nativa (Pareliussen *et al.* 2006). Cuando existen limitantes de material biológico disponible, la reintroducción de especies nativas de sucesión tardía resulta un buena alternativa para la restauración ecológica de un sitio.

e) Selección y riqueza de especies

La riqueza de especies es importante para le restauración ecológica. Diversos estudios aportan información sobre las bondades de usar cultivos donde se establezcan varias especies, tanto en materia de agricultura, como en silvicultura, lo que sin duda es aplicable a la restauración ecológica (MacDougall 2005). Por otra parte, se ha reportado que el establecimiento de la riqueza de especies en áreas degradadas con arresto sucesional puede ser facilitada por monocultivos de árboles. Bajo estas condiciones, se crean condiciones microclimáticas que pueden atraer fauna silvestre que promueva la dispersión de semillas (Shepherd 1994). Sin embargo, los monocultivos promueven baja diversidad, que puede resultar en sistemas con poca estabilidad.

En la Reserva Nacional de Investigación Estuarina del Río Tijuana (BCN) México, se plantaron parcelas con diferente número de especies nativas en un estero salado (Callaway *et al.* 2003). Se concluyó que la baja riqueza determina la biomasa y la retención de nitrógeno. Después de tres años de estudio, las parcelas con 6 especies tenían 411% más nitrógeno en biomasa que las parcelas no plantadas y 59% más nitrógeno que el promedio de las parcelas con una sola especie. Así, Callaway *et al.* encontraron una correlación entre el incremento de la retención de N con el aumento de la riqueza de especies y una respuesta similar entre la biomasa y la

retención de nitrógeno tanto en el suelo como por encima de este. Al tener una mayor riqueza en las plantaciones utilizadas para la restauración, se asegura un mejor aprovechamiento de los recursos, además se integra mayor diversidad en menor tiempo.

f) Prevención de arresto sucesional

El arresto sucesional se refiere a la paralización del ecosistema en estados sucesionales tempranos. De talar un bosque para utilizar el terreno en agricultura y abandonarlo se desarrolla un bosque secundario, el cual puede entrar en un estado de arresto sucesional (Andresen *et al.* 2004). El arresto sucesional es provocado por la falta de especies colonizadoras agresivas (Chapman *et al.* 1999), la presencia de disturbios físicos (Terrence 2005), la presencia de especies exóticas muy agresivas (Paul *et al.* 2004), la competencia o herbivoría excesiva (Riege *et al.* 2004), y los disturbios causados por el hombre (Chapman *et al.* 1999; Andresen *et al.* 2004). Una vez que se establezca un bosque secundario; será difícil que se desarrolle un bosque maduro bajo un proceso de restauración natural.

Aun cuando los bosques secundarios pueden ser equivalentes con los bosques maduros en cantidad de biomasa, riqueza o retención de suelo, hay importantes diferencias. Por ejemplo en el bosque lluvioso tropical de Costa Rica se encontró que la composición florística de plantas jóvenes era muy similar entre bosques maduros y bosques secundarios, sin embargo, en plantas adultas, había diferencias muy significativas. En especial, la riqueza resultó ser menor en bosques secundarios que en bosques maduros (Guariguata *et al.* 1997). Es posible que un sitio permanezca durante años bajo sucesión arrestada, por tanto, es necesario buscar técnicas de manejo que eviten este arresto sucesional y que permitan la recuperación de la vegetación primaria.

Antecedentes de reforestación en la región de influencia

En México, la restauración ecológica aparece como concepto desde la primera ley forestal en 1861. Oficialmente, en México la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (Cedeño y Pérez 2005). En la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente está establecido que la Secretaría responsable deberá formular y ejecutar programas de restauración ambiental promoviendo la participación ciudadana para la ejecución y seguimiento de dichos programas (Diario Oficial de la Federación 1988). Sin embargo la huella de la deforestación, las quemas de monte, el sobrepastoreo y sus consecuencias sobre la vegetación y el suelo fértil están a la vista en casi cualquier paisaje del país (Vazquez-Yanes *et al.* 1999). Se debe cuestionar si los programas implementados por las Secretarías están ayudando a abatir los procesos de degradación y desertificación del país. Un ejemplo de claro es el que se encuentran en el Bosque La Primavera (BLP). El BLP está ubicada en la región central del Estado de Jalisco, entre las coordenadas extremas 103° 28' a 103° 42' de longitud oeste y 20° 32' a 20° 44' de latitud norte, a unos 15 Km al oeste del centro de Guadalajara. Por su relevancia ecológica, en esta zona se declaró una superficie cercana a las 36,000 Ha como Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera (SEMARNAT 2000).

Durante el período entre 1972 y 1986, la superficie deforestada en el BLP fue de 2,222 hectáreas. La superficie forestal cubierta por pino empezó a transformarse en superficies cubiertas por pino-encino y el área agrícola aumentó en 357 hectáreas (Sánchez 1992). Ante el escenario tan grave de deforestación que se presentaba, en los noventas se implementaron diferentes programas de reforestación en más de 10,000 hectáreas del bosque que resultaron en la plantación de más de 26,849,724 plántulas.

Prácticamente todas las reforestaciones se hicieron con *Pinus devoniana*, *Pinus douglasiana*, *Lysiloma acapulcensis*, y ocasionalmente con especies de *Quercus spp.* (Carrillo *et al.* 2005; Archivo interno del Comité Técnico para la

Administración del Bosque la Primavera 2006, en adelante se abreviará como CTABLP). Antes del año 2000 el número de plántulas era muy elevado, aunque la sobrevivencia era muy baja. A partir del año 2000 se procuró aplicar un manejo integral al interior del BLP y una mayor optimización de los recursos (Carrillo, M.C., com. pers.). A partir del 2001, se retiraron cabezas de ganado bovino, se dio mantenimiento a las plantaciones desyerbando y fertilizando las plántulas y llevando un control fitosanitario (CYABLP 2006)

Hasta hace poco no existían en México criterios que permitieran evaluar el éxito de los esfuerzos de restauración (Pérez-Salicrup 2005). En 2005 Olmo realizó un estudio para identificar los criterios e indicadores de restauración en el BLP. Los resultados que presenta dicho estudio muestran que los indicadores éxito de la restauración ecológica más significativos son: la diversidad de plantas, la densidad del arbolado y el diámetro de los árboles. El BLP presenta escasa regeneración natural y baja sobrevivencia de plántulas debido a la elevada frecuencia de incendios, el uso continuo del suelo que hace el ganado, así como de los visitantes en las zonas de recreación del bosque, e incluso, en el caso de zonas de mayor conservación, la alta densidad del arbolado (Olmo 2005). Por las problemáticas encontradas, es necesario encontrar métodos que apoyen la restauración de este bosque templado.

En el análisis de 5 de las reforestaciones realizadas dentro del BLP, Olmo (2005) encontró un promedio de sobrevivencia no mayor a 29%, además, estas mismas no cumplían con los objetivos de una restauración por las siguientes razones:

1. No lograban el restablecimiento de la cubierta vegetal original ya que se utilizaron únicamente dos especies de pinos (*Pinus devoniana* y *Pinus douglasiana*) siendo que los Índices de Valor de Importancia (IVI; calculado con base en la biomasa, densidad y frecuencia relativas de cada especie) de las especies arbóreas en general mostraron que *Pinus oocarpa* junto con *Quercus resinosa*, *Q. castanea*, *Q. viminea* y *Q. magnoliifolia* respectivamente, son las especies con mayor IVI en el BLP (Olmo 2005, Santiago 2007).

2. La biodiversidad no se recuperaba ya que la riqueza encontrada en las zonas más conservadas del BLP es de 6 especies en general; y las plantaciones mostraban una riqueza de 2 especies.
3. La densidad de las plantaciones fue de 2,500 a 10,000 árboles/Ha. La densidad utilizada para proyectos de restauración ecológica es de 2,500 individuos/Ha máximo, esto permite el establecimiento de otras plántulas por regeneración natural (Martínez-Garza 2003; Álvarez-Aquino *et al.* 2004). La densidad tan alta de las plantaciones conlleva a problemas posteriores a la plantación ya que implica la necesidad realizar aclareos debido al exceso de individuos en competencia por luz, agua, nutrientes y espacio.
4. Los análisis de las propiedades físico-químicas del suelo no mostraron una recuperación de la productividad del suelo.

El estudio de Olmo, es un antecedente claro de la necesidad de desarrollar programas de restauración ecológica y de protección a la regeneración natural en el BLP.

En noviembre del 2003, un grupo de personas de SIGNOS A.C., institución dedicada al estudio y la investigación educativa, preocupadas por la problemática de deforestación en el BLP, realizaron una reforestación en el terreno de su propiedad con especies nativas de BLP, para con ello cubrir zonas arbóreas parecidas al BLP en el Bajío del Arenal. En total se plantaron 343 árboles de 12 especies diferentes (*Pinus oocarpa*, *P. douglasiana*, *Quercus resinosa*, *Q. magnoliifolia*, *Q. castanea*, *Clethra rosei*, *Fraxinus uhdei*, *Prunus serotina* var. *Capuli*, *Ficus continifolia*, *F. palmeri*, *Casimiroa edulis*, *Pithecellobium dulce*, *Thevetia peruviana* y *Lysiloma acapulcense*) entre junio y de septiembre del 2004. Las plantaciones fueron fertilizadas con ácido húmico al 5% y con lombricomposta.

En la reforestación surgieron varios problemas, entre ellos los ataques de hormigas arrieras, grillos, chapulines y langostas, tuzas, la falta de agua, hongos en los encinos, la entrada de caballos y vacas al terreno, entre otros. De todos los

inconvenientes, las hormigas arrieras (*Atta mexicana*) resultaron ser la mayor amenaza para los árboles recién plantados. El marcaje de las plántulas resultó ser otro problema para re-localizarlas, puesto que la marcación no fue sistemática y por tanto la ubicación de las plántulas se complicó para su riego, fertilización y monitoreo; aunado a la presencia de diferentes especies herbáceas (*Cosmos bipinnatus*, *Gnaphalium viscosum*, *Árnica montana*, *Nicotina glauca*, *Cynodon dactylon*, *Cyperus sp.*, *Asclepia sp.*, *Verbesina greenmanii*, y gramíneas predominantemente del género *Muhlenbergia*) lo que hizo más difícil la localización de las plántulas.

Seis meses después de la primera plantación, la sobrevivencia era menor al 15% de los árboles plantados. Después de esto, se decidió capitalizar lo aprendido y empezar de nuevo con un proyecto mejor planeado y sistematizado (mismo que se evalúa en este trabajo) (M. Fors, datos no publicados).

JUSTIFICACIÓN

Con la degradación del ecosistema se pueden ver afectados negativamente una gran diversidad de servicios ambientales: la calidad del agua, el aire, la diversidad biológica, la productividad del suelo, entre otros. El deterioro de todos estos servicios se siente más agudamente a nivel local, pero puede también tener repercusiones en el ámbito regional o mundial (Maginnis *et al.* 2005). Debido a la falta de manejo adecuado de los recursos naturales enfocados a la recuperación y protección, la vegetación forestal se encuentra perturbada o, en el peor de los casos, destruida (Olmo 2005). La dinámica de la cobertura vegetal y su uso están íntimamente relacionadas (Turner II *et al.* 2001), la agricultura ocupa un porcentaje elevado de superficie forestal en todo México siendo, junto con el pastoreo, las principales causas de cambio de uso de los suelos forestales (Olmo 2005). Cada vez más superficie forestal cambia su uso para satisfacer las demandas de las poblaciones humanas en crecimiento.

En la construcción de ciudades, se han talado bosques, se han secado humedales y se han contaminado cuerpos de agua, para dar lugar a la demanda de espacios habitables. A su vez, esto hace que los servicios ambientales se reduzcan y en muchos casos se pierdan. Afortunadamente, empezamos a darnos cuenta de la importancia de los ecosistemas intactos. La salud de nuestras ciudades depende del acceso a áreas naturales dinámicas y saludables. Es por esto que cada día en más partes del mundo se están tomando medidas directas a partir de proyectos de restauración del hábitat urbano (Neumann 2004). Las políticas de ordenamiento territorial y los medios de sustento de la población deben reflejarse en la calidad y disponibilidad general de los bienes y servicios forestales dentro del paisaje (Maginnis *et al.* 2005). Al planear de manera inteligente el crecimiento de las ciudades, los servicios ambientales se pueden seguir percibiendo de manera total, o en su defecto, parcialmente.

Las áreas naturales urbanas, por su naturaleza, son impactadas por la actividad humana, y no habían sido muy estudiadas hasta recientemente, cuando los

ecólogos tomaron interés en este tipo de medios en los que han encontrado un alto nivel de diversidad. A la larga, su entendimiento y protección podría ser crucial en el futuro ambiental (Stille 2002). Es por esta razón que los estudios en materia de restauración urbana cobran una gran importancia para las ciudades en crecimiento.

Las áreas verdes urbanas forman parte del paisaje de la región. Un área verde urbana ecológicamente funcional debe ser integrada al paisaje general y su diseño y manejo deben reflejar el carácter y las especies de la región, vinculando así, áreas silvestres, rurales, y agrícolas con el paisaje urbano (Pickett 1998). El éxito de las restauraciones es altamente dependiente de la estructura y la conectividad del paisaje que se presenta con la historia del uso del suelo en el sitio restaurado (Lindborg *et al.* 2004). Sin embargo, no hay una conectividad entre los factores operacionales y políticos con la protección y restauración de áreas verdes urbanas (Neumann 2004). Para el BLP existen estudios de las especies con potencial ornamental y propuestas para la utilización de estas en la jardinería urbana que podrían ser utilizadas en la restauración de las zonas urbanas cercanas a este bosque (Rodríguez *et al.* 2005). Sin embargo, es poco común ver una real integración de estas zonas al paisaje de la región, por lo general, utilizan especies exóticas en las áreas verdes urbanas.

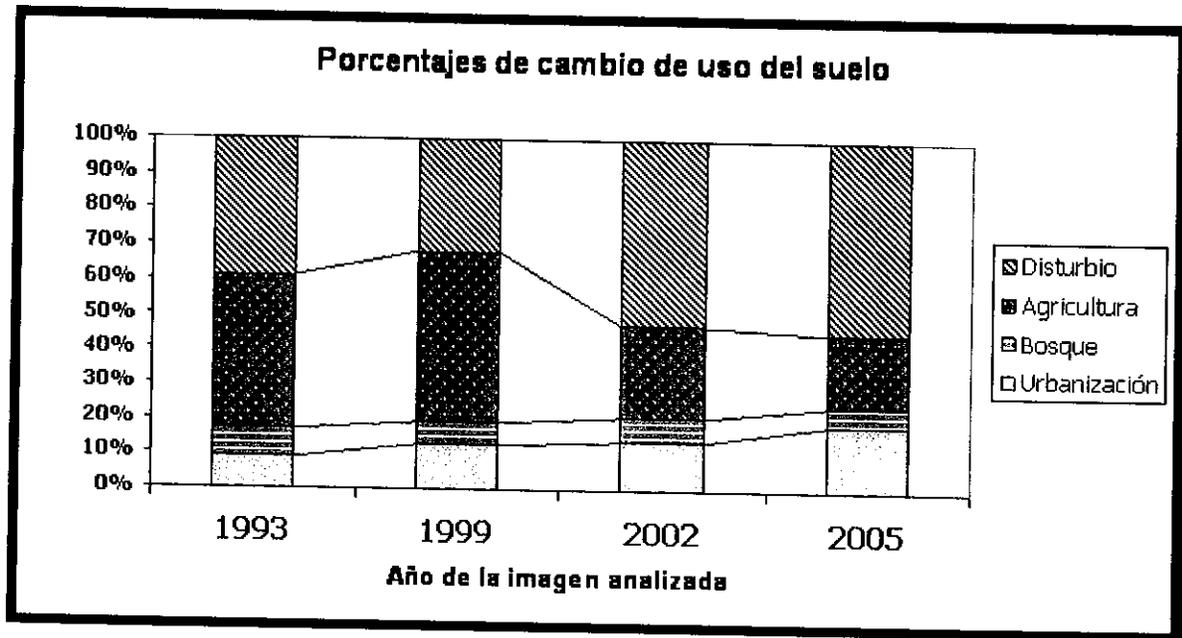
Recrear comunidades florísticas urbanas requerirá de la reintroducción de las especies vegetales presentes en la comunidad que se está tomando como referencia. En este caso, los planes de manejo para parques naturales pueden ser útiles para lograr una restauración integral a largo plazo (Neumann 2004). En este contexto los procesos dinámicos de la cobertura del suelo y la deforestación cobran una gran importancia en la actualidad. Este tipo de estudios proporcionan la base para conocer las tendencias de los procesos de degradación, desertificación y pérdida de biodiversidad de una región determinada (Vázquez *et al.* 2002). También contribuyen al entendimiento de ciertas tendencias y mecanismos desencadenadores de procesos ambientales tales como la vulnerabilidad o erosión, la deforestación, la fragmentación, entre otros aspectos necesarios para apoyar la planeación y

administración de los recursos naturales (Gallegos *et al.* 2006). La restauración de áreas verdes urbanas debe ser basada en el entendimiento de los procesos ecológicos que se desarrollan en el ecosistema que se está tomando como referencia.

El BLP, área de protección aledaña al Bajío del Arenal, ha sufrido cambios importantes en los últimos 35 años (Sánchez 1992). En 1988 se reportó que las pérdidas causadas por la erosión en el BLP son de 50 a 100 toneladas de suelo por hectárea por año, lo cual se considera como una erosión moderada; siendo los principales agentes destructores del bosque los incendios forestales y el sobrepastoreo (Curiel 1988). En un estudio sobre el cambio de uso del suelo en el BLP en el periodo de 1977 a 2002; se mostró una proporción constante de 9:1 de cobertura arbórea y superficie agrícola-pastizal respectivamente, a lo largo de los 25 años. La cobertura de urbanización incrementó 1.49% en un periodo de 9 años (1993 - 2002), y en la zona de uso restringido, según el Programa de Manejo del APFFLP se detectaron actividades agrícolas, urbanismo y recreativas (Gallegos *et al.* 2006). De igual manera, la zona del Bajío del Arenal ha experimentado tendencias marcadas en el cambio del uso del suelo.

Los resultados de un análisis similar para el Bajío del Arenal en el periodo de 1993 al 2005 muestra que la cobertura de urbanización aumentó en un 8% y las áreas con pastizales o con campos agrícolas abandonados aumentó en un 3%, mientras que la cobertura de bosque disminuyó en un 3% y las zonas agrícolas en 5% (Observación personal, datos no publicados; Figura 1). Los datos anteriores indican que las zonas boscosas fueron desmontadas para establecer cultivos de maíz, que posteriormente fueron abandonados y hoy, muchas de esas zonas están siendo urbanizadas.

Figura 1. Proporción del área que pertenece a cada categoría de uso de suelo en distintos años de evaluación.



El BLP se enfrenta a presiones ambientales generadas por una ciudad en crecimiento con alta demanda de terrenos. La proximidad del BLP con la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG) promueve un interés especial por cambiar el uso del suelo forestal a urbano, teniendo como consecuencias la pérdida de cobertura vegetal. Esto convierte al BLP en una isla rodeada de fraccionamientos y vías de transporte que somete al ecosistema a procesos degradativos tanto de la vegetación como del suelo (Olmo 2005). Esta situación además de limitar la interrelación entre ecosistemas, fragmenta los corredores biológicos e incrementa la disponibilidad de luz en los nuevos bordes, proveyendo micrositios apropiados para el establecimiento de plantas exóticas (Brothers y Spingarn 1992) y por tanto poniendo en riesgo a las especies nativas. Sin embargo, son pocos los estudios que han investigado el papel de los bordes en el cambio del uso del suelo, específicamente cómo el grado de urbanización (residencial o comercial) afecta a la invasión (Pysek *et al.* 2002). Promover zonas de amortiguamiento de bajo impacto ambiental en áreas adyacentes a reservas naturales puede reducir el riesgo de

invasión por plantas exóticas ornamentales (Hobbs y Humphries 1995; Pysek *et al.* 2002) y de esta manera se podrá conservar en mayor medida la diversidad de un área. Para muchas áreas de protección la conservación o buen manejo de estas zonas de amortiguamiento será un factor decisivo para la estabilidad del ecosistema.

En la periferia del BLP hay numerosas áreas altamente perturbadas y en proceso de urbanización. Tal es el caso del Bajío del Arenal, en esta zona se construirán fraccionamientos y otras infraestructuras, sin embargo, los propietarios de la zona han solicitado la colaboración de organizaciones privadas para generar un desarrollo que contemple muy seriamente la restauración de áreas arboladas dentro de sus terrenos. En términos generales, se busca implementar una estrategia para propiciar en esa zona el desarrollo de un paisaje atractivo y salubre para reemplazar otro que ya no lo es, lo cual puede incluirse genéricamente en lo que se ha catalogado como una *restauración del paisaje* (Vazquez-Yanes *et al.* 1999). Para lograr una planeación adecuada del Bajío del Arenal y que esta zona conserve su función de amortiguamiento entre la ZMG y el BLP se tendrá que preguntar cómo las decisiones de la sociedad influyen en las áreas verdes, y cómo éstas áreas influye en las decisiones de la misma sociedad (Pickett, 1998), es decir, si se conoce el papel que juega el hombre en la degradación de un paisaje, la pregunta concreta es ¿cómo integrar al hombre en la restauración ecológica de este? (Geist *et al.* 1999). Buscar estrategias para conservar la función de amortiguamiento del Bajío del Arenal, a la vez que en este se urbaniza, será un factor importante en la conservación de la biodiversidad y estabilidad del BLP.

OBJETIVO

Evaluar el efecto de los suelos, los diferentes tratamientos de plantación y de la aplicación de manejo en la sobrevivencia y crecimiento de plántulas de 6 especies nativas del BLP para la restauración de la estructura arbórea del Bajío del Arenal, Jalisco, México.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar si las diferencias de las características fisicoquímicas del suelo afectan el crecimiento y la sobrevivencia de las plántulas.
- Estimar las tasas de sobrevivencia y crecimiento en el primer año para las especies arbóreas utilizadas en el proyecto
- Determinar las causas probables de mortalidad de éstas plántulas
- Generar recomendaciones sobre el uso de éstas especies en proyectos similares.

HIPÓTESIS

Se espera que las tasas de sobrevivencia y crecimiento de plántulas de especies arbóreas, sean mayores en los tratamientos con mayor riqueza de especies y con manejo, que en el resto de las combinaciones.

MATERIAL Y MÉTODOS

Región geográfica donde se encuentra el sitio de estudio:

Bosque La Primavera

El sitio de estudio se ubica en la región de influencia del BLP, cuyo clima predominante está representado por dos tipos: templado subhúmedo y semicálido subhúmedo. Presenta lluvias en verano e invierno y una precipitación anual de entre 800 y 1000 mm. La temperatura media anual es de 20.6°C con promedio anual de humedad de 63% (SEMARNAT 2000).

De acuerdo a los datos recabados en la estación meteorológica más cercana, Guadalajara 14066 GUA, para el periodo de 1980 a 2004, la precipitación promedio anual fue de 1,008.4 mm, los meses con mayor y menor precipitación son, respectivamente, julio y marzo. La mayor y menor temperatura promedio se registran en los meses de mayo y enero, respectivamente (Tabla 1)(Lobato 2006).

Tabla 1. Promedios de los datos climatológicos registrados en la estación meteorológica Guadalajara 14066 GUA de 1980 a 2004. Para la temperatura se calculó el promedio de temperatura de cada día, mientras que para la precipitación, granizo y evaporación se calculó el promedio del acumulado de cada mes (Lobato 2006).

| Datos climáticos de 1980 al 2004 | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|----|
| | Enero | Feb | Marzo | Abril | Mayo | Junio | Julio | Agos | Sep | Oct | Nov | Dic | |
| T° max | 24.1 | 26.1 | 28.7 | 30.7 | 32.0 | 30.0 | 27.1 | 27.1 | 26.8 | 26.7 | 26.1 | 24.5 | °C |
| T° min | 10.3 | 11.4 | 13.1 | 15.4 | 17.4 | 17.6 | 16.6 | 16.6 | 16.8 | 15.5 | 12.8 | 11.0 | °C |
| Precipitación | 23.5 | 4.5 | 4.1 | 5.3 | 25.1 | 199.9 | 277.6 | 222.9 | 176.1 | 55.8 | 15.2 | 6.1 | mm |
| Granizo | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.8 | 1.4 | 0.8 | 2.7 | 1.7 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | mm |
| Evaporación | 151.1 | 185.5 | 273.5 | 304.2 | 317.4 | 234.3 | 194.1 | 183.9 | 162.7 | 53.1 | 158.1 | 140.7 | mm |

El 92% de los suelos del área son regosoles y el otro 8% litosoles. El 80% de los suelos poseen menos del 2% de materia orgánica. Un 15% de la composición del suelo es la arcilla y el Ca y Mg se encuentra bastante limitado, lo que le da al suelo un pH de 5.5, de carácter ácido, el color de los suelos fluctúa entre café pálido, café oscuro y rojizo (SEMARNAT 2000).

El BLP y su área de influencia forma parte de las regiones hidrológicas Lerma-Chapala-Santiago y Ameca; tres cuencas hidrológicas: La Vega-Cocula, Lago de Chapala y Río Santiago-Guadalajara, y cuatro subcuencas: Río verde Bolaños, Río Salado, Laguna San Marcos y Corona-Río Verde (SEMARNAT 2000). Se han registrado en el BLP, al menos 1,000 especies vegetales, dentro de las cuales destacan 11 especies de encinos, 5 especies de pinos, 59 especies de orquídeas y algunas especies de agaves endémicos de la región. Según la clasificación de Rzedowski (1978) se presentan cuatro tipos de vegetación en el BLP: bosque de encino, bosque de encino-pino, bosque de pino y bosque tropical caducifolio; así como tres comunidades vegetales: riparia, rupícola y ruderal, que se desarrollan dentro de los cuatro tipos de vegetación. Considerando el monitoreo de 10 sitios sin perturbación dentro del BLP, se agrupó la vegetación en arbolado con base en el tamaño del diámetro a la altura del pecho (dap). Se formaron tres grupos; sitios con regeneración natural (dap<5cm), sitios con incorporación de individuos (dap de 5 a 10cm) y sitios con arbolado adulto dap (dap>10cm); el valor del IVI para las especie dentro de cada grupo se presenta en el siguiente tabla (Tabla 2; Olmo 2005):

Tabla 2. IVI de las especies del BLP agrupadas por el tamaño del dap

| Regeneración natural | | Incorporación | | Arbolado adulto | |
|------------------------------|-----|------------------------------|-----|------------------------------|-----|
| Especie | IVI | Especie | IVI | Especie | IVI |
| <i>Arbutus sp.</i> | 56 | <i>Quercus resinosa</i> | 134 | <i>Quercus resinosa</i> | 82 |
| <i>Quercus resinosa</i> | 50 | <i>Quercus castanea</i> | 62 | <i>Pinus oocarpa</i> | 63 |
| <i>Quercus obtusata</i> | 30 | <i>Quercus obtusata</i> | 43 | <i>Quercus castanea</i> | 60 |
| <i>Quercus magnoliifolia</i> | 26 | <i>Quercus magnoliifolia</i> | 28 | <i>Quercus magnoliifolia</i> | 51 |
| <i>Pinus oocarpa</i> | 21 | <i>Pinus oocarpa</i> | 20 | <i>Quercus obtusata</i> | 25 |
| <i>Acacia pennatula</i> | 16 | <i>Quercus viminea</i> | 13 | <i>Quercus viminea</i> | 20 |
| TOTAL | 200 | TOTAL | 300 | TOTAL | 300 |

Están registradas 200 especies de vertebrados para la zona: 7 de peces, 19 de anfibios y reptiles, 135 de aves y 29 de mamíferos. De las anteriores, según la NOM-059-ECOL-1994, 5 son endémicas de México y 12 se clasificaban como

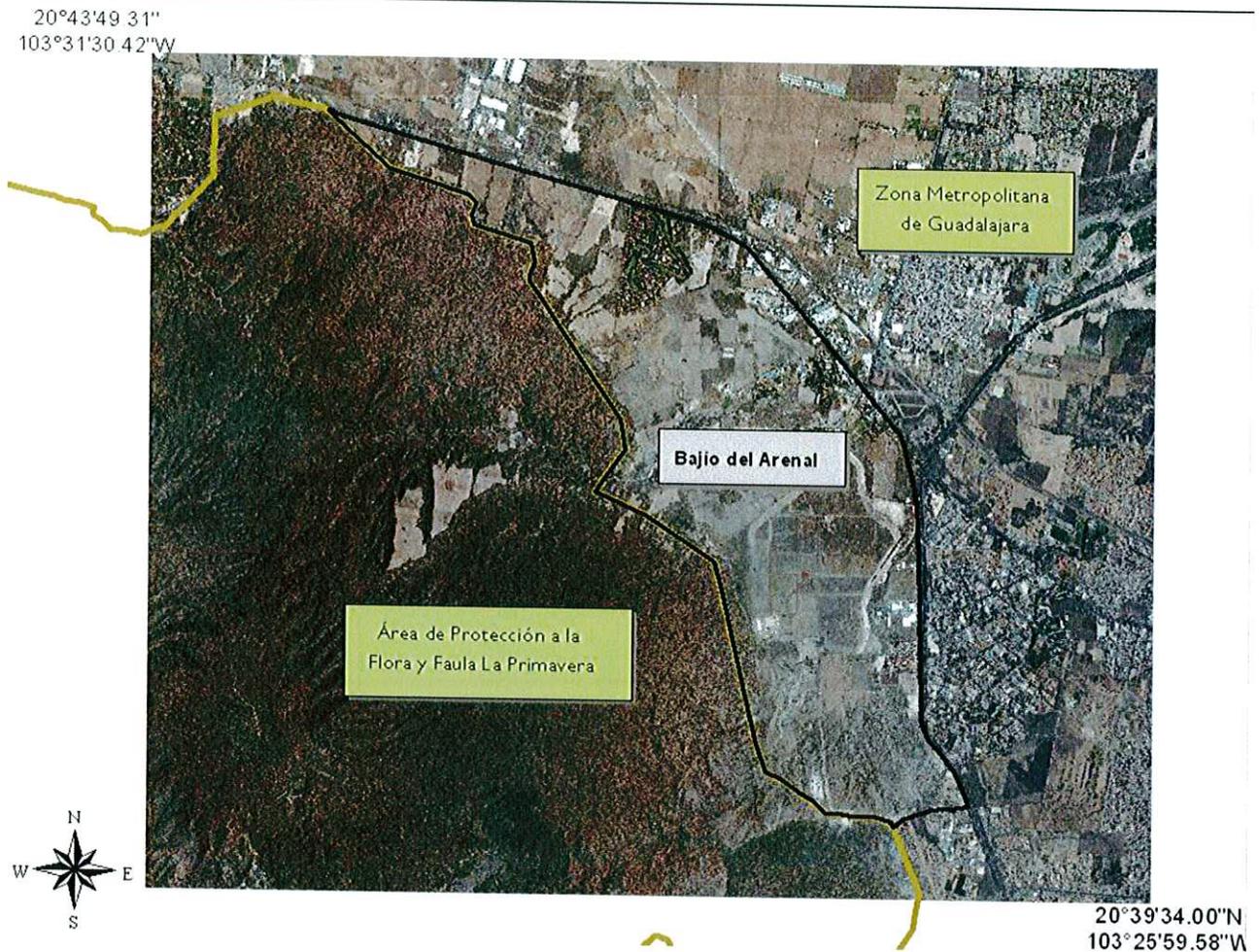
amenazadas, 2 bajo protección especial, 3 como raras y 2 en peligro de extinción. Para insectos hay registrados 14 órdenes, 46 familias y 120 géneros (SEMARNAT 2000).

Durante muchos años, el BLP ha sufrido importantes impactos ambientales entre los cuales se identifican como los principales el establecimiento de desarrollos urbanos cada vez más cercanos al bosque, principalmente fraccionamientos, la exploración en pozos geotérmicos al interior del área de protección, la mala planificación y control de las actividades recreativas, la explotación de bancos de material, la erosión provocada básicamente por el cambio de uso del suelo así como las siguientes actividades: cacería furtiva, tala inmoderada, incendios, sobrepastoreo y motociclismo (SEMARNAT 2000; SEMADES 2006).

Sitio de estudio: Bajío del Arenal

El Bajío del Arenal es una zona altamente perturbada contigua al BLP en su porción Noreste (Figura 2), su superficie es de 1,200 Ha.

Figura 2. Ubicación del Bajío del Arenal con respecto a la Zona Metropolitana de Guadalajara y el APFFLP



El Bajío del Arenal es topográficamente plano en su mayoría, pero dentro de su periferia se encuentran las laderas de los cerros el Chapulín, el Colli y el Colorado. La vegetación del Bajío del Arenal pudo haber estado representada por bosques de *Quercus* que fueron sustituidos paulatinamente por áreas agrícolas (Clifton Associates 2003). Actualmente los terrenos son mayoritariamente cultivos abandonados o en vías de urbanización, dentro de tres categorías: habitación jardín, equipamiento institucional central y espacios verdes, recreativos y abiertos centrales.

En 2003, se identificaron dos comunidades vegetales presentes en la zona de Bajío del Arenal (Clifton Associates 2003): 1) Vegetación primaria (que puede ser equivalente, a un bosque secundario viejo, según la descripción): corresponde a vegetación que se ha establecido por si sola y que es determinada por las condiciones ambientales (suelo, geomorfología, clima, entre otras) y que es similar en composición a la vegetación primaria presente en el BLP y; 2) Vegetación secundaria: que corresponde a asociaciones vegetales que se derivan de la perturbación de la vegetación primaria por tala, incendios o actividades agrícolas, entre otras causas. La vegetación secundaria, que es la dominante en el Bajío del Arenal, está representada por pastizales de las especies introducidas *Baccharis salicifolia* y *Buddleja sessiliflora*, y manchones de matorrales.

En total dentro de toda el área del Bajío se encontraron 247 especies de plantas vasculares de 55 familias, dentro de las cuales el 72% fueron herbáceas, 23% arbustivas y 5% arbóreas (Clifton Associates 2003)

Se registró también un total de 552 especies de animales de las cuales el 78.4% (433 especies) son invertebrados y el 21.6% son vertebrados. Dentro de los vertebrados el 12.3% (68 especies) son aves, el 4.9% (27 especies) son mamíferos y el 4.4% (24 especies) son anfibios y reptiles (Clifton Associates 2003).

Diseño Experimental del Proyecto de Restauración

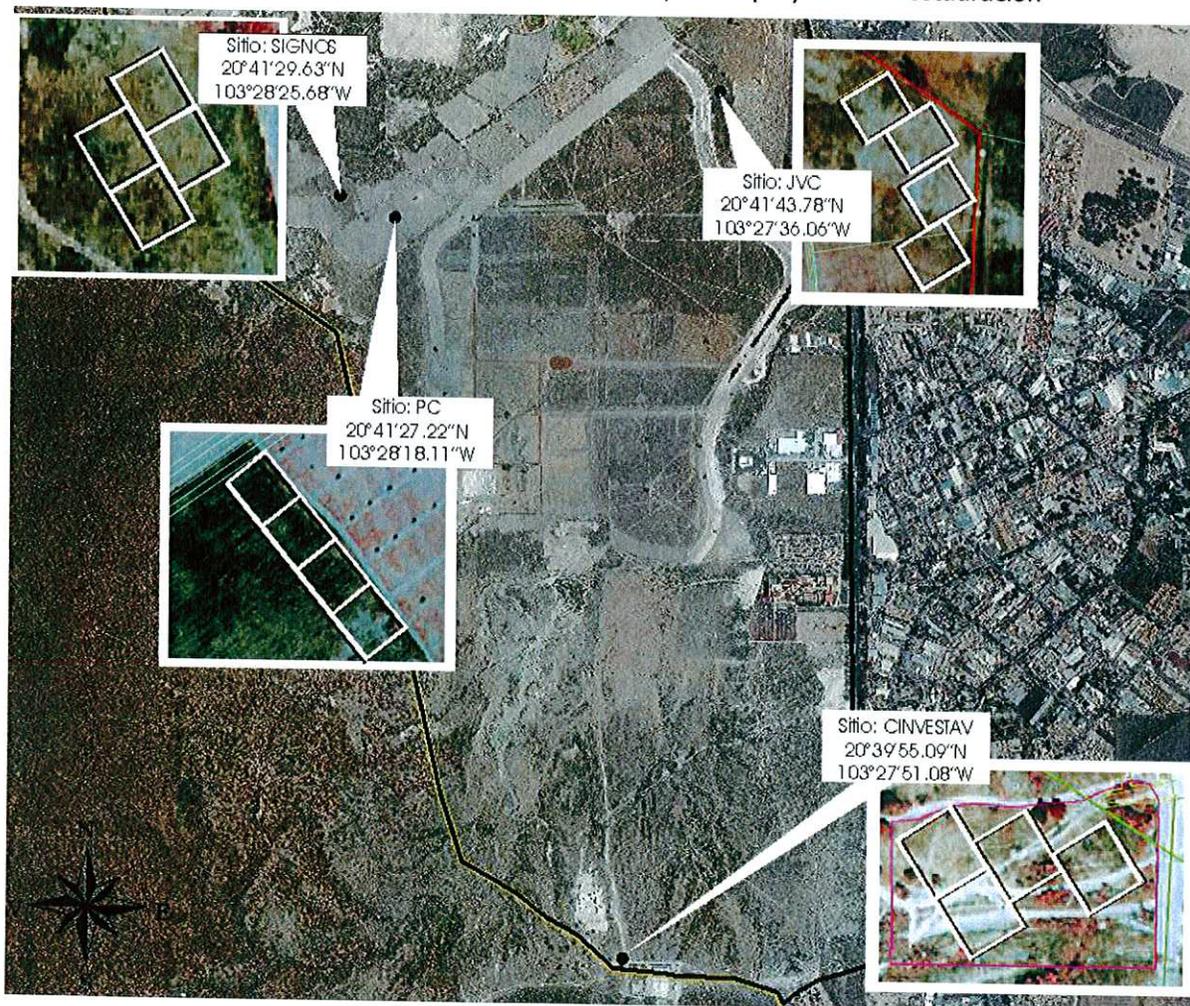
Para el desarrollo del proyecto: RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS DEGRADADAS ADYACENTES AL ÁREA DE PROTECCIÓN DE FLORA Y FAUNA LA PRIMAVERA (BOSQUE LA PRIMAVERA) dentro del cual se desarrolla este trabajo; los propietarios del Bajío del Arenal designaron cuatro sitios de 4,000 m² cada uno (Figura 3).

Cuadro 1. Características fisiográficas de cada sitio utilizado en el Bajío del Arenal

| SITIO | UBICACIÓN | DISTANCIA AL LÍMITE NORESTE DEL BLP | TOPOGRAFÍA Y ELEVACIÓN | VEGETACIÓN | CARACTERÍSTICAS PARTICULARES |
|----------------|---|-------------------------------------|---|---|--|
| 1 CINVESTAV | Ladera norte del cerro del Colli | 54m | Pendiente irregular ligeras 1740-1730msnm | arbórea y arbustiva (dominantes: <i>Acacia farnesiana</i> y <i>Verbesina greenmanii</i>) | Presencia de caminos de motocicletas |
| 2 JVC | Zona de deslave del cerro del Colli, al este del Bajío del Arenal | 2,866m | Plano 1677msnm | Estructura vegetativa de dunas costeras | Zona de retención de agua, puede haber inundaciones potenciales |
| 3 PC | Faldas del cerro del Chapulín | 768m | Plano 1670msnm | Restos de cultivos de maíz y algunas compuestas | En la parte sureste del terreno, sin vegetación y con presencia de desechos sólidos. |
| 4 SIGNOS | Faldas del cerro del Chapulín | 750m | Plano 1680msnm | Abundante vegetación herbácea (detalles mencionados anteriormente) | 5 años sin plantación de maíz |

En cada sitio se establecieron 16 parcelas de 12 x 16 m (192 m²), separadas entre sí por pasillos de 1 a 3 m de ancho. Cada parcela tiene 48 espacios de 2 x 2 m para un total de 768 espacios por sitio (Figura 4). A cada parcelas se le asignó al azar un tratamiento de composición de especies (Ver más adelante). Las parcelas se agruparon en cuatro, a este grupo de cuatro parcelas se le denominó repetición. De cada sitio, a dos repeticiones se les dio manejo mientras que a los otros dos no. El manejo consistió en regar un litro de agua por plántula por semana durante el periodo de secas y en aplicar fertilizante orgánico dos veces por año, una vez por semestre, medio litro de lombricomposta y entre 80 y 100 ml de ácido húmico diluido al 5%, por cada plántula al año.

Figura 3. Ubicación de los sitios utilizados para el proyecto de restauración



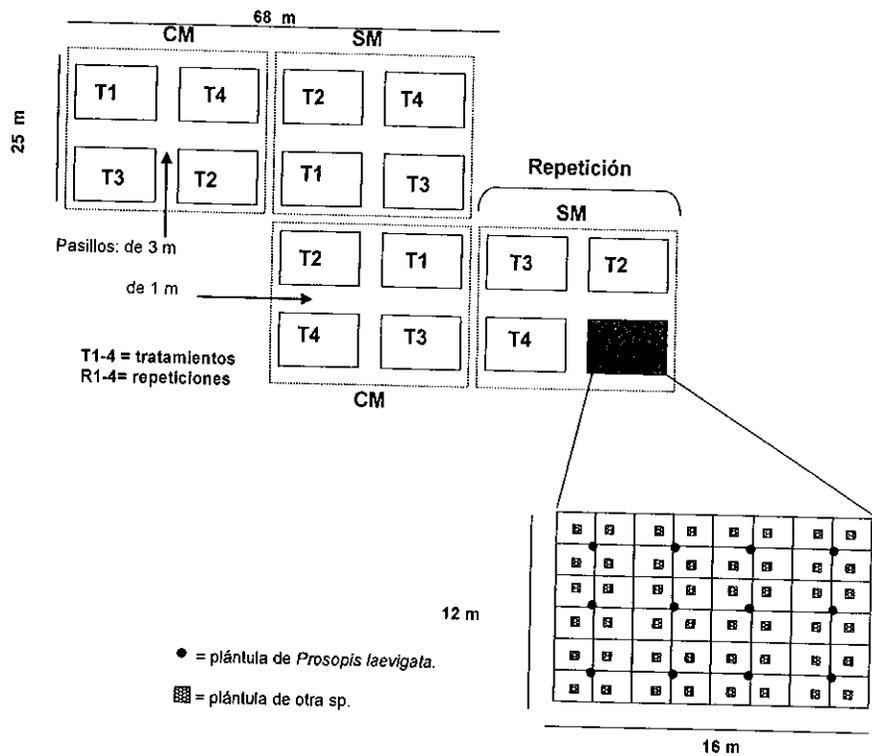


Figura 4. Esquema del modelo de restauración utilizado

Selección de Especies

Con base en su disponibilidad en grandes cantidades en los viveros locales (vivero del BLP y vivero Colomos) y en viveros regionales (viveros productores de Guanajuato y vivero tierra caliente), se seleccionaron especies arbóreas que fuesen características del BLP. Posteriormente, con base en información generada en experiencias previas de plantación (M. Huerta, com. pers.; M. Fors, datos no publicados), se agrupó a estas especies en dos grupos con diferente velocidad de crecimiento en las primeras fases de su desarrollo.

Cuadro 2. Grupos de especies utilizadas, cantidad plantada de cada especie y especificaciones de la plántula utilizada.

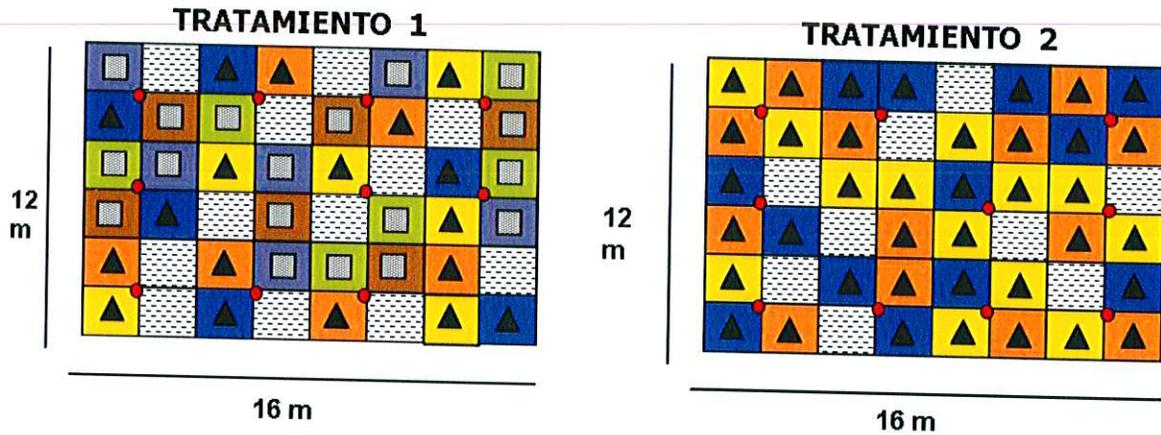
| | Familia | Especie | Procedencia | Diámetro plántula (cm) | Altura plántula (cm) | Número plántulas |
|-------------------------------------|----------|--------------------------|-------------|---------------------------|-------------------------|---------------------|
| Especies de lento desarrollo | Fagaceae | <i>Quercus resinosa</i> | Jalisco | 1.62 | 92.54 | 398 |
| | Pinaceae | <i>Pinus oocarpa</i> | Michoacán | 5.63 | 199.71 | 394 |
| | Pinaceae | <i>Pinus devoniana</i> | Jalisco | 14.10 | 110.63 | 409 |
| Especies de rápido desarrollo | Fagaceae | <i>Quercus castanea</i> | Jalisco | 4.36 | 158.11 | 397 |
| | Fagaceae | <i>Quercus rugosa</i> | Guanajuato | 2.88 | 134.84 | 396 |
| | Pinaceae | <i>Pinus douglasiana</i> | Jalisco | 10.53 | 206.89 | 396 |
| TOTAL | | | | | | 2390 |

La disposición de plántulas de cada especie para cada tratamiento se describe a continuación (ver Figura 5):

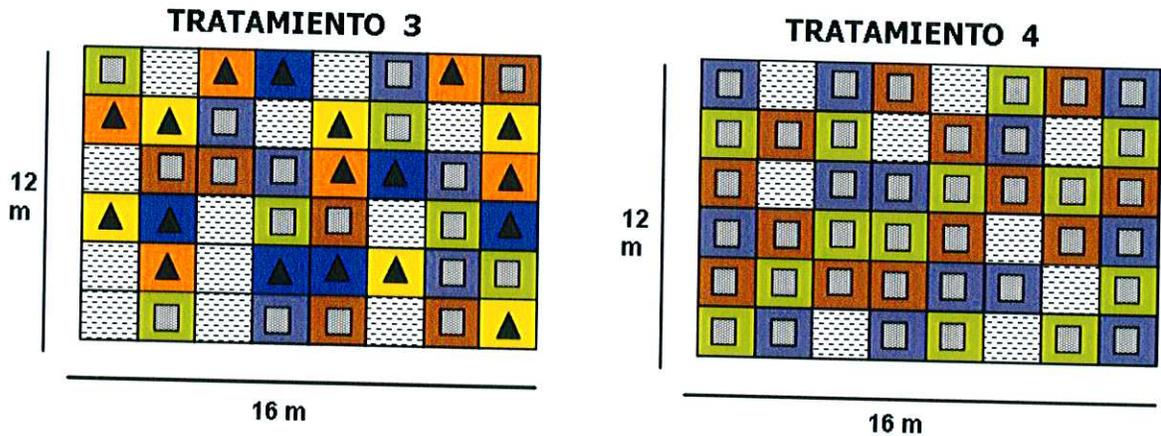
- a) Tratamiento 1 (T1): Especie facilitadora (*P. laevigata*) + todas las especies
- b) Tratamiento 2 (T2): Especie facilitadora + especies de lento desarrollo
- c) Tratamiento 3 (T3): Todas las especies sin especie facilitadora
- d) Tratamiento 4 (T4): Especies de rápido desarrollo sin especie facilitadora.

Figura 5. Tratamientos de composición de especies en el sitio de estudio.

Tratamientos CON *Prosopis laevigata* (T1 y T2)



Tratamientos SIN *Prosopis laevigata* (T3 y T4)



- = cuadro de 2 x 2 m sin plántula
- = plántula de *Prosopis laevigata*.
- = plántula de spp. de crecimiento rápido
- = plántulas de crecimiento lento

Las plántulas de las especies de desarrollo rápido y lento fueron plantadas en el centro de cada espacio de 2 x 2 m. En los tratamientos con *Prosopis* como especie facilitadora, se sembró esta leguminosa en el centro de 4 cuadros contiguos de 2 m². De las 48 parcelas, se eligieron 9 y 12 espacios (dependiendo del tratamiento) al azar en los cuales no se plantó nada, y de igual manera se eligieron 2 espacios al centro en los que no se plantó mezquite. Las especies fueron plantadas entre junio y julio del 2005 y monitoreadas bimestralmente durante un año.

Descripción general del muestreo de las características edáficas y microclimáticas

Se hicieron dos muestras compuestas de suelo en cada uno de los tratamientos, 128 muestras en total por sitio. Cada muestra consistió de 7 pozos de 0 a 25 cm de profundidad tomados a 3 m de distancia uno del otro. Las muestras fueron caracterizadas en el Laboratorio de Suelos del Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, de la Universidad de Guadalajara.

Se hicieron tres lecturas de irradiancia por cada parcela de 12x16m, 192 lecturas en total, utilizando un fotómetro. Las lecturas se hicieron al lado de las plántulas elegidas al azar. Las lecturas de humedad se hicieron en los mismos sitios en los que se tomó la lectura de irradiancia utilizando un medidor de humedad y pH del suelo (Soil moisture and pH measuring device).

Monitoreo

Sobrevivencia y crecimiento de plántulas.

El desempeño de las plántulas se evaluó mediante censos de sobrevivencia y el crecimiento en altura y diámetro a la base. La sobrevivencia se estimó bimestralmente por presencia/ausencia y se obtuvo un porcentaje final de sobrevivencia (no. de individuos sobrevivientes / no. de individuos plantados al inicio) por especie por tratamiento y sitio.

El crecimiento se registró semestralmente midiendo la altura de la plántula del suelo al ápice y el diámetro basal a 10 cm del suelo para un total de tres mediciones en el año. Las mediciones iniciales se hicieron entre octubre y noviembre del 2005. Para calcular el crecimiento, se siguió el procedimiento de Álvarez-Aquino *et al.* (2004), que calculan una tasa de crecimiento relativo (TCR) que expresa el crecimiento en términos del incremento en tamaño en el tiempo por unidad de tamaño inicial:

$$TCR = \frac{\text{Log}_e T_2 - \text{Log}_e T_1}{t_2 - t_1}$$

Donde T_2 y T_1 son la talla (altura o diámetro) de las plántulas en diferentes tiempos (t_2-t_1).

Registro de estado de la plántula:

Los daños a las plántulas que fueron más comunes y que fue posible reconocer se consideraron dentro de una lista de posibles causas de mortalidad y de afectación. Por medio de observación directa se reconocieron diferentes causas de mortalidad y daño en las plántulas en base a los síntomas observados (Cuadro 3). Se tomaron como referencia diferentes trabajos en lo que se identifican causas de mortalidad en plantaciones (e.g Augspurger 1983; Vasiliauskas *et al.* 2000; Masaka *et al.* 2002; Garrido *et al.* 2007).

Cuadro 3. Principales causas de mortalidad ubicadas y síntomas presentes en las plántulas.

| | | Agente | Síntomas presentes en las plántulas |
|--------------------------|---------------------|-------------------------|--|
| | | Estrés hídrico | Plántula seca y caída de hojas |
| Factores físicos | Falta de luz | | Plántula bajo el dosel de alguna otra planta y hojas con coloración amarillenta |
| | Mal plantación | | Plántula completamente seca, con las hojas duras y aún sobre el tallo |
| | Heladas | | Las hojas presentaron tonalidades de amarillo a café claro en formas de manchas irregulares y hubieron antecedentes de bajas temperaturas. |
| | Incendios | | Hubo presencia de incendio y la plántula se encontró con cenizas o en forma de carbón. |
| | Factores biológicos | Herbivoría por insectos | Larvas |
| Chapulines y langostas | | | Las hojas presentaron mordeduras redondas y muy simétricas en el margen y se observó la presencia de ortópteros |
| Hormigas arrieras | | | Las hojas presentaron mordeduras pequeñas o asimétricas, o en su defecto no se encontraban presentes y hubo evidencia de su presencia |
| Herbivoría por mamíferos | | Vacas | Una parte de la plántula fue arrancada y hubo presencia de vacas |
| | | Borregos | Plántula arrancada y hubo presencia de borregos |
| | | Tuzas | La raíz fue totalmente devorada y hubo madrigueras evidentes en la cercanía |
| Parasitos | | Pulgón | En los brotes, los pinos presentaron masas blancas algodonosas y se evidenció la presencia de pulgones |
| | | Chupadores | Las hojas presentaron puntos amarillos o café y se evidenció la presencia de huevecillos en el envés de la hoja. |
| | | Araña roja (ácaros) | Plántula con hojas contraídas por las nervaduras |
| | | Fungosis | Las hojas se disecaron de forma muy regular empezando por los bordes. |
| | | Desconocida | No se pudo determinar la causa de muerte o afectación |

Análisis de los datos

Para evaluar las características edáficas de los sitios diferían entre sí, se analizaron individualmente las variables medidas mediante Análisis de Varianzas (ANOVAs) de una vía. Donde la variable dependiente fue el valor del parámetro medido y la independiente fueron los sitios.

Las TCR para diámetro o altura se promediaron para todas las plántulas por especie por tratamiento y sitio. Se normalizaron los datos de crecimiento mediante logaritmo y los de sobrevivencia mediante raíz cuadrada del arcoseno.

Los datos de crecimiento y sobrevivencia se analizaron mediante Análisis de Varianza (ANOVA) en un diseño de split-plot, donde el efecto del sitio se consideró una variable aleatoria y por tanto cada uno un bloque distinto, el manejo se consideró una variable independiente y cada uno de los tratamientos se consideró anidado al factor manejo. Debido a que varias plántulas se registraron en un monitoreo como secas o mordidas por vaca o borrego y en el siguiente monitoreo se registró que habían retoñado, estos datos no se consideraron y el análisis se hizo de manera conservadora tomando en cuenta solo aquellos individuos para los que había una diferencia positiva en el crecimiento entre la primera medición y la final.

Además, en los análisis generales de crecimiento y sobrevivencia no se consideró a la especie *P. laevigata*, puesto que esta especie cumple una función distinta dentro del diseño experimental, sin embargo, sus tasas de crecimiento y sobrevivencia se presentan en el anexo 1.

Para el ANOVA de las características fisicoquímicas del suelo se usó el programa JMP 4.0.4 (1989 – 2001, SAS Institute Inc.) y para los análisis de split-plot se usó el programa R versión 2.5.0 (2007, The R Foundation for Statistical Computing). Para todas las variables se muestran promedios \pm errores estándar, y los promedios fueron retransformados. Para todas las pruebas el nivel de significancia fue alfa 0.05.

RESULTADOS

VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS DE LOS SUELOS

La mayoría de las características físicoquímicas evaluadas, difirieron significativamente entre sitios (Tabla 3), lo que apoya el hecho de que en los análisis para evaluar diferencias entre condiciones de manejo o tratamiento, se consideró un efecto de bloque debido a los sitios. En general los suelos del sitio 1 (CINVESTAV) son significativamente distintos a los otros tres sitios. Este sitio tuvo los valores más altos para retención de agua, cantidad de arena, limo, densidad aparente, K, pH, nitrógeno amoniacal y Mg (Tabla 3). Los sitios no presentaron diferencias significativas en irradiancia, retención de agua, materia orgánica, y Ca.

Tabla 3.- Valores promedio (\pm desviación estándar) de las variables físicoquímicas de cada sitio y sus diferencias: NS= no significativas, *= p de 0.05 a 0.01, **= p 0.009 y 0.001, ***= p 0.0009 y <0.0001.

| | CINVESTAV | JVC | PC | SIGNOS | DIFERENCIAS ENTRE SITIOS |
|--|---------------------|----------------------|---------------------|----------------------|--------------------------|
| IRRADIANCIA $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-1}$ | 937.08(\pm 86.0) | 1119.82(\pm 86.0) | 969.12(\pm 86.0) | 1122.72(\pm 86.0) | NS |
| RETENCIÓN DE AGUA % | 0.1750(\pm 0.01) | 0.1697(\pm 0.01) | 0.1259(\pm 0.01) | 0.1235(\pm 0.01) | NS |
| ARENA % | 73.7(\pm 1.21) | 63.5(\pm 1.21) | 63.4(\pm 1.21) | 67.4(\pm 1.21) | *** |
| ARCILLA % | 7.7(\pm 0.31) | 7.1(\pm 0.31) | 8(\pm 0.31) | 6.5(\pm 0.31) | ** |
| LIMO % | 18.6(\pm 1.09) | 29.3(\pm 1.09) | 28.6(\pm 1.09) | 26.1(\pm 1.09) | *** |
| AGUA APROVECHABLE % | 9.3(\pm 0.30) | 10.4(\pm 0.30) | 10.9(\pm 0.30) | 10(\pm 0.30) | ** |
| MATERIA ORGÁNICA % | 1.5(\pm 0.09) | 1.4(\pm 0.09) | 1.7(\pm 0.09) | 1.7(\pm 0.09) | NS |
| DENSIDAD APARENTE grs/c.c | 1.1(\pm 0.01) | 1.0(\pm 0.01) | 0.9(\pm 0.01) | 1.0(\pm 0.01) | *** |
| K ppm | 199.4(\pm 10.78) | 140.6(\pm 10.78) | 99.4(\pm 10.78) | 101.3(\pm 10.78) | *** |
| PH | 5.71(\pm 0.09) | 5.65(\pm 0.09) | 5.69(\pm 0.09) | 4.98(\pm 0.09) | *** |
| Mn ppm | 5.4(\pm 0.42) | 5.4(\pm 0.42) | 6.6(\pm 0.42) | 6.1(\pm 0.42) | ** |
| N NÍTRICO ppm | 11.87(\pm 1.58) | 26.25(\pm 1.58) | 12.18(\pm 1.58) | 23.43(\pm 1.58) | *** |
| N AMONIAICAL ppm | 12.7(\pm 9.75) | 93.4(\pm 9.75) | 35(\pm 9.75) | 84.1(\pm 9.75) | *** |
| P ppm | 12(\pm 0.36) | 13.6(\pm 0.36) | 12(\pm 0.36) | 12(\pm 0.36) | *** |
| Ca ppm | 512.5(\pm 24.84) | 512.5(\pm 24.84) | 700(\pm 24.84) | 512.5(\pm 24.84) | NS |
| Mg ppm | 39.0(\pm 2.33) | 26.9(\pm 2.33) | 30.8(\pm 2.33) | 20.4(\pm 2.33) | *** |

Sobrevivencia y crecimiento

Después de un año de monitoreo, se registró una sobrevivencia del 34% en promedio para todas las especies en todos los sitios. En general, entre las especies de pino y de encino hay diferencias importantes en sobrevivencia y crecimiento. Los encinos mostraron significativamente mayor sobrevivencia que los pinos, pero estos últimos mostraron un mayor crecimiento, sobre todo en diámetro (Tabla 4).

Diferencias en la sobrevivencia y crecimiento en condiciones de manejo y entre diferente velocidad de desarrollo

-Sobrevivencia-

Cuando se evaluó la sobrevivencia de las especies por su velocidad de desarrollo, no se encontraron diferencias significativas entre las especies de rápido y lento desarrollo, pero fueron altamente significativas las diferencias en la sobrevivencia cuando se evaluaron bajo las condiciones de manejo ($F_{(1,1)}=16.07$; $p < .0001$) siendo mayor la sobrevivencia de todas las especies cuando se aplicó manejo.

-Crecimiento en diámetro-

Se encontraron diferencias significativas en el aumento del diámetro a la base ($F_{(1,1)}=6.70$; $p= 0.0099$), siendo mayor el crecimiento del diámetro de las especies de rápido desarrollo independientemente del manejo.

El efecto del manejo en el crecimiento del diámetro no fue significativo, pero la interacción entre el manejo y el crecimiento sí lo fue ($F_{(1,1)}=4.72$; $p= 0.0303$).

-Crecimiento en altura-

En el aumento de la altura, las diferencias en la velocidad de crecimiento y la interacción de ésta con el manejo no fueron significativas y solo fue significativa la diferencia entre condiciones de manejo ($F_{(1,1)}=6.06$; $p= 0.0142$).

Diferencias en la sobrevivencia y crecimiento entre las especies

-Sobrevivencia-

La especie con mayor sobrevivencia fue *Quercus resinosa*, seguida por *Q. castanea* y *Q. rugosa*. Con la misma tasa *Pinus devoniana* y *P. oocarpa* presentaron la sobrevivencia más alta para el género *Pinus*, mientras que *Pinus douglasiana* presentó la menor sobrevivencia de las 6 especies probadas (Tabla 4).

-Crecimiento en diámetro-

La especie que presentó mayor crecimiento en diámetro basal dentro del género *Pinus* fue *P. devoniana*, siendo *P. oocarpa* el que presentó menor crecimiento en diámetro. Dentro del género *Quercus*, *Q. resinosa* presentó el menor crecimiento en diámetro y *Q. castanea* presentó el mayor incremento en diámetro.

-Crecimiento en altura-

En el crecimiento en altura para el género *Pinus*, *P. douglasiana* tuvo el mayor incremento y *P. devoniana* el menor incremento de altura. Para el género *Quercus*, *Q. castanea* tuvo el mayor crecimiento en altura y *Q. resinosa* el menor (Tabla 4).

Tabla 4. Sobrevivencia y crecimiento de 6 especies arbóreas plantadas en 16 parcelas del Bajío del Arenal, Jalisco, México. Incremento de diámetro y altura se refiere a la diferencia en mm entre la primera y la última medición seguida por su desviación estándar (des est).

| Especie | Individuos plantados | Sobrevivencia | % | Incremento Diámetro (mm) ± des est | TCR del diámetro | Incremento Altura (mm) ± des. est. | TCR de altura | n |
|----------------------|-----------------------------|----------------------|----------|---|-------------------------|---|----------------------|----------|
| <i>P. devoniana</i> | 409 | 106 | 26% | 14.1 ±9.24 | 0.20 | 110.63 ±107.1 | 0.12 | 95 |
| <i>P.douglasiana</i> | 396 | 64 | 16% | 10.13 ±7.81 | 0.22 | 197.49 ±162.8 | 0.12 | 57 |
| <i>P.oocarpa</i> | 394 | 103 | 26% | 5.55 ± 6.58 | 0.19 | 189.22 ±192.0 | 0.15 | 41 |
| <i>Q. castanea</i> | 397 | 166 | 42% | 4.39 ±4.69 | 0.19 | 160.62 ±192.4 | 0.13 | 91 |
| <i>Q. resinosa</i> | 398 | 180 | 45% | 1.62 ±2.52 | 0.13 | 92.54 ±149.0 | 0.15 | 77 |
| <i>Q. rugosa</i> | 396 | 142 | 36% | 2.88 ±3.58 | 0.15 | 134.84 ±133.8 | 0.14 | 74 |

Causas aparentes de mortalidad

La causa aparentes de mortalidad mas importante para todas las especies fue el estrés hídrico. A la falta de agua se asignó entre el 65% y el 85% de la mortalidad (Tabla 5). Más de la mitad (58%) de los 615 individuos muertos por aparente estrés hídrico no recibieron riego y fertilización. La segunda causa aparente de mortalidad más importante fue el daño provocado por tuzas, seguida por el daño causado por hormigas (Tabla 5).

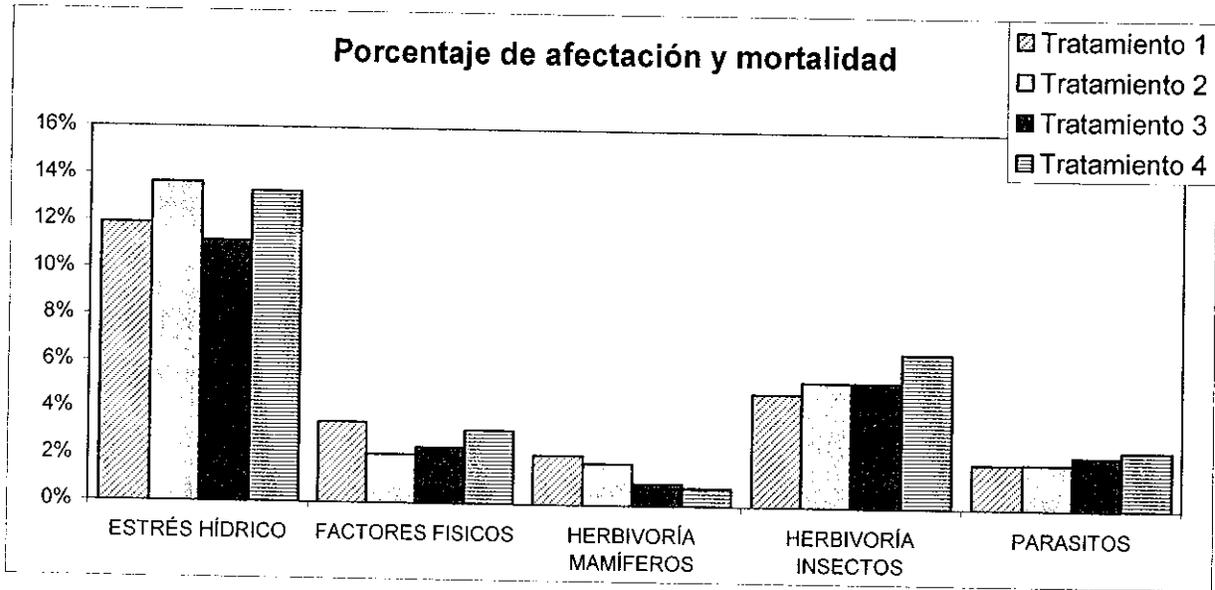
Tabla 5. Causas aparentes de mortalidad y el porcentaje que representa cada una del total de eventos de mortalidad considerados para seis especies arbóreas plantadas en 16 parcelas en la zona de Bajío del Arenal, Jalisco, México. Dentro del total de muertos, solo se pudo determinar la causa de mortalidad del total evaluado.

| | <i>P. devoniana</i> | <i>P. douglasiana</i> | <i>P. oocarpa</i> | <i>Q. castanea</i> | <i>Q. resinosa</i> | <i>Q. rugosa</i> |
|---------------------------------------|---------------------|-----------------------|-------------------|--------------------|--------------------|------------------|
| Total de muertos | 332 | 291 | 303 | 256 | 231 | 218 |
| Total evaluado (ver arriba) | 159 | 177 | 151 | 102 | 100 | 118 |
| Causas aparentes de mortalidad | | | | | | |
| Estrés hídrico | 67% | 74% | 66% | 85% | 65% | 75% |
| Factores físicos | 4% | 2% | 4% | 1% | 12% | 3% |
| Herbivoría por mamíferos | 26% | 16% | 23% | 12% | 13% | 14% |
| Herbivoría por insectos | 3% | 5% | 6% | 2% | 10% | 7% |
| Fungosis | 1% | 3% | 1% | 0% | 0% | 2% |

Al cuantificar las ocasiones en que fueron afectadas las plántulas, aún cuando estos daños no resultaran en la muerte de la plántula; se encontraron diferencias importantes entre los tratamientos

Las diferencias entre tratamientos por las causas de daño resultaron altamente significativas (estrés hídrico $F_{(3,3)}=17.26$; $p<.0001$; factores físicos $F_{(3,3)}=13.93$; $p<.0001$; herbivoría por insectos $F_{(3,3)}=16.85$; $p<.0001$; herbivoría por mamíferos $F_{(3,3)}=14.31$; $p<.0001$ y parásitos $F_{(3,3)}=13.37$; $p<.0001$; figura 6; anexo 2).

Figura 6. Porcentajes de daño y mortalidad dentro de los tratamientos.



En cambio, cuando se analizaron las diferencias entre condiciones de manejo, las diferencias significativas fueron entre daños por estrés hídrico, por herbivoría por insectos y parasitismo ($F_{(1,1)}=75.84$; $p= <.0001$; $F_{(1,1)}=14.94$; $p= 0.0001$; $F_{(1,1)}=8.065$; $p= 0.0045$; respectivamente; anexo 2).

Efecto del manejo y la composición de especies en la sobrevivencia

Todas las especies

Al considerar todas las especies, se encontraron que la sobrevivencia general de las plántula fue significativamente mayor con manejo ($F_{(1,278)}=21.68$; $p < .0001$), mientras que no difirió entre los cuatro tratamientos. La interacción del manejo y los tratamientos no fue significativa (Ver anexo 3). La sobrevivencia de las plántulas fue significativamente mayor hasta en un 56% cuando se les aplicó manejo (Figura 7a).

Pinus devoniana mostró similar sobrevivencia dentro de los tratamientos de manejo y composición de especies (Figura 7b).

Pinus douglasiana presentó grandes diferencias en condiciones de manejo, las plántulas tuvieron un porcentaje de sobrevivencia 2.5 veces mayor con manejo que sin manejo ($F_{(1,39)}=6.43$; $p= 0.0153$), pero sobrevivieron de igual manera entre los tratamientos y la interacción no fue significativa (Figura 7c).

Pinus oocarpa no presentó diferencias significativas en la sobrevivencia relacionadas con el manejo ni con los tratamientos de plantación, la interacción entre el manejo y los tratamientos tampoco fue significativa (ver anexo 3; Figura 7d).

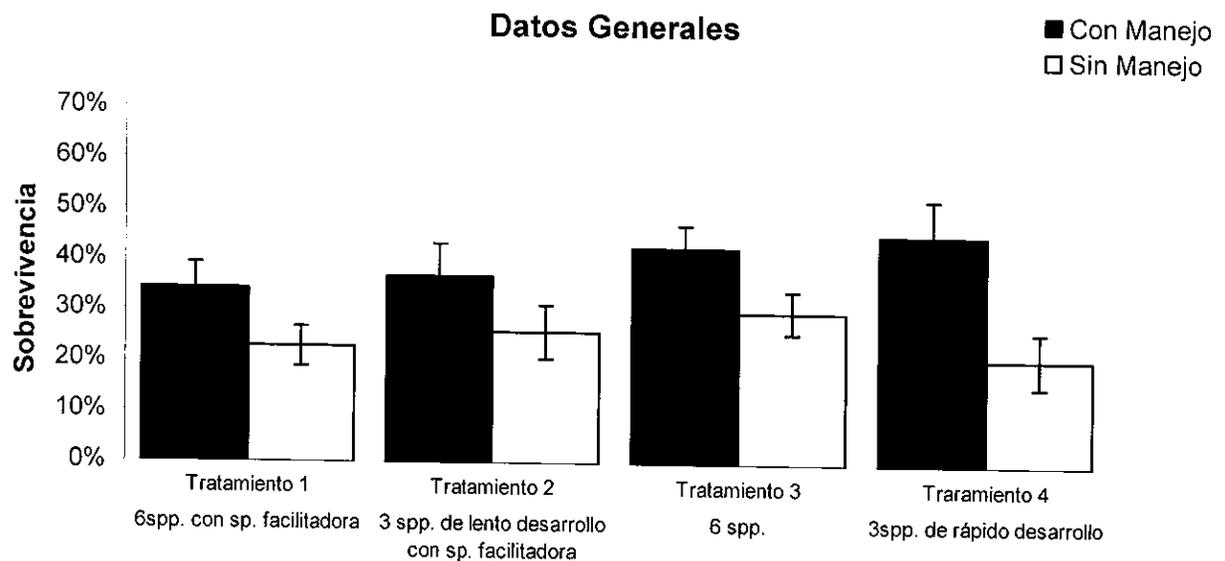
Quercus castanea mostró diferencias significativas para la sobrevivencia de las plántulas ($F_{(1,39)}=4.62$; $p= 0.0378$). La sobrevivencia fue hasta en un 38% mayor con manejo que sin este (Figura 7e). Su sobrevivencia no se vio afectada por los tratamientos y no hubo interacción significativa entre manejo y tratamientos (ver anexo 3).

Quercus resinosa presentó diferencias significativas en la sobrevivencia ($F_{(1,39)}=4.33$; $p= 0.044$), siendo hasta un 27% mayor con manejo que sin manejo (Figura 7f). No hubo diferencias significativas entre tratamientos y tampoco en la interacción entre el manejo y los tratamientos (ver anexo 3).

Quercus rugosa tuvo una sobrevivencia significativamente mayor con manejo ($F_{(1,39)}=9.82$; $p= 0.0033$), siendo hasta un 86% mayor sobrevivencia (Figura 7g). No hubo diferencias significativas en la sobrevivencia entre los tratamientos y la interacción (ver anexo 3).

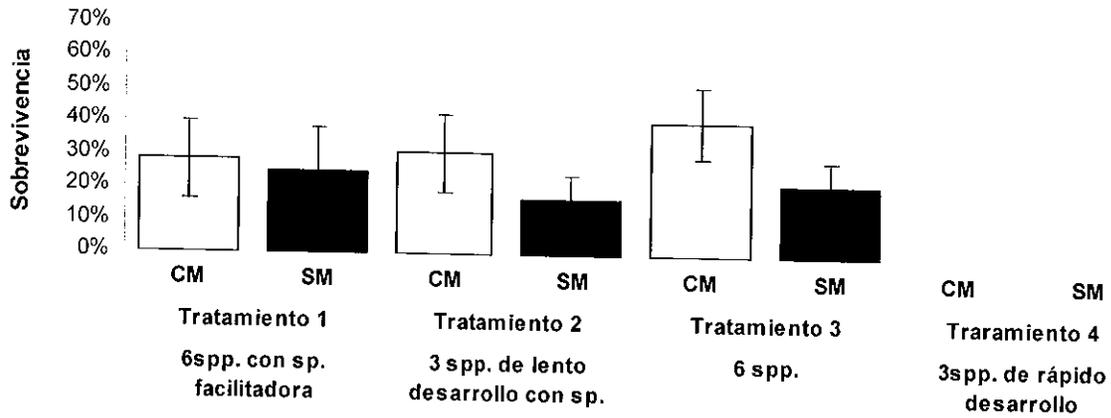
Figura 7.- Porcentaje de sobrevivencia general y por especie para cada combinación de condición de manejo y tratamiento. Donde Trat. = Tratamiento, el tratamiento 1 (las 6 spp. con sp. facilitadora), tratamiento 2 (3 spp. de lento desarrollo con sp. facilitadora), tratamiento 3 (las 6 spp.), tratamiento 4 (3 spp. de rápido desarrollo) ; CM= Con manejo, que son las barras de color oscuro y SM= Sin manejo, que son las barras de color claro y las líneas acotadas representan el error estándar.

a) Datos de sobrevivencia general por tratamiento.



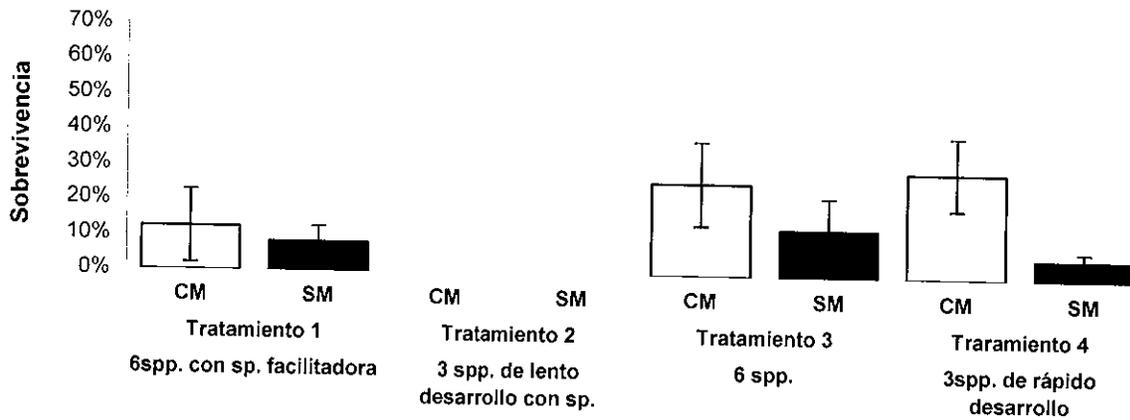
b) Datos de sobrevivencia para *Pinus devoniana*

Pinus devoniana



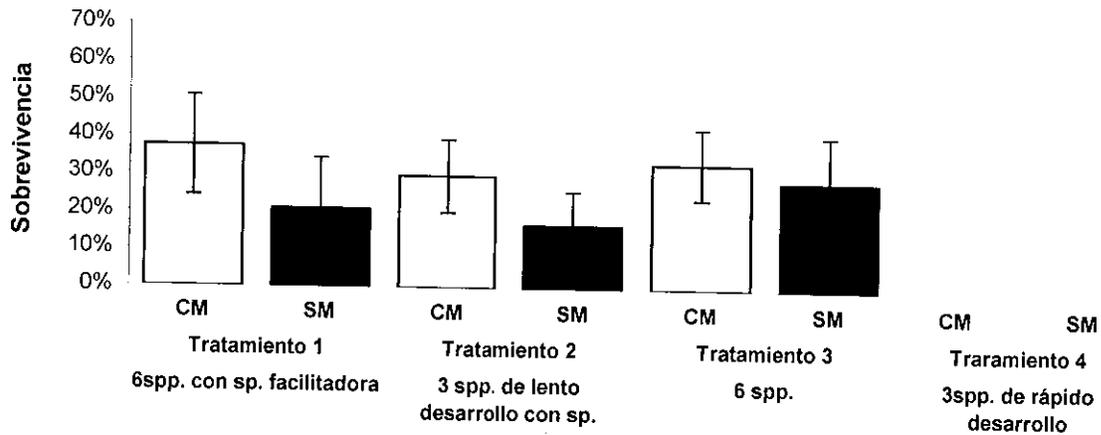
c) Datos de sobrevivencia para *Pinus douglasiana*

Pinus douglasiana



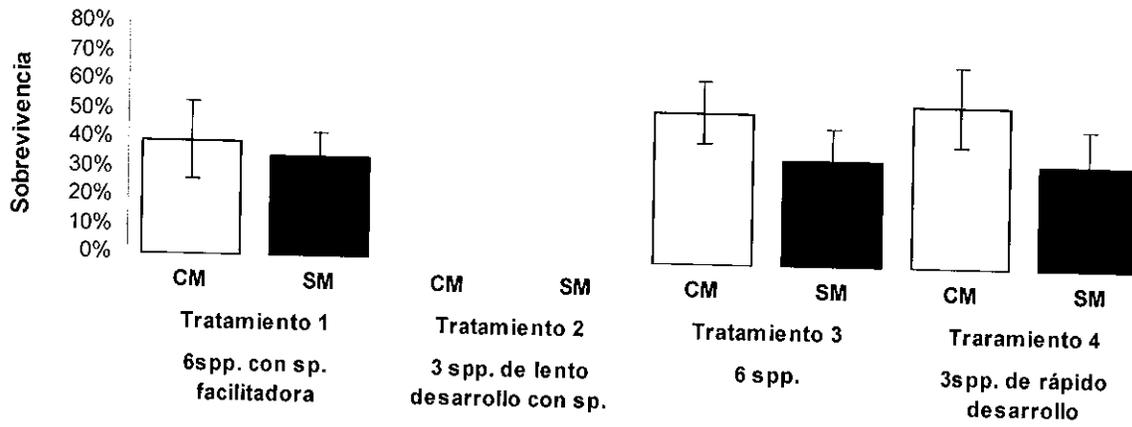
d) Datos de sobrevivencia para *Pinus oocarpa*

Pinus oocarpa



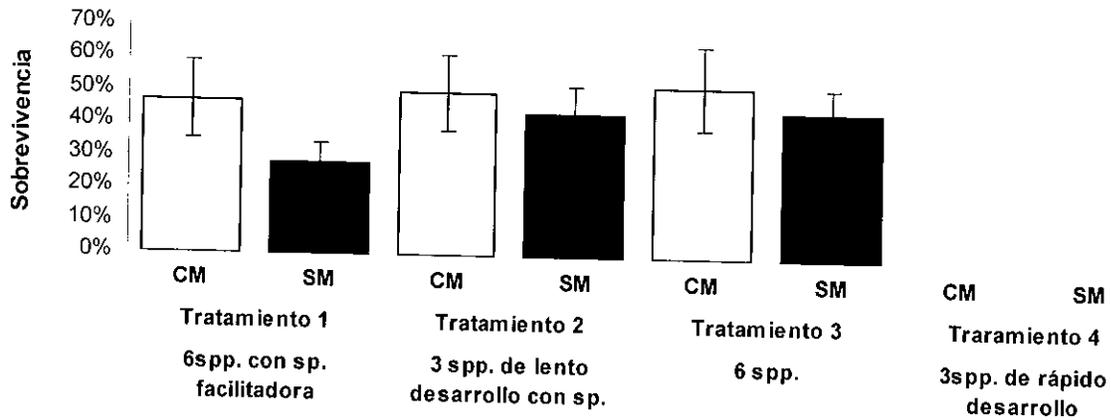
e) Datos de sobrevivencia para *Quercus castanea*

Quercus castanea



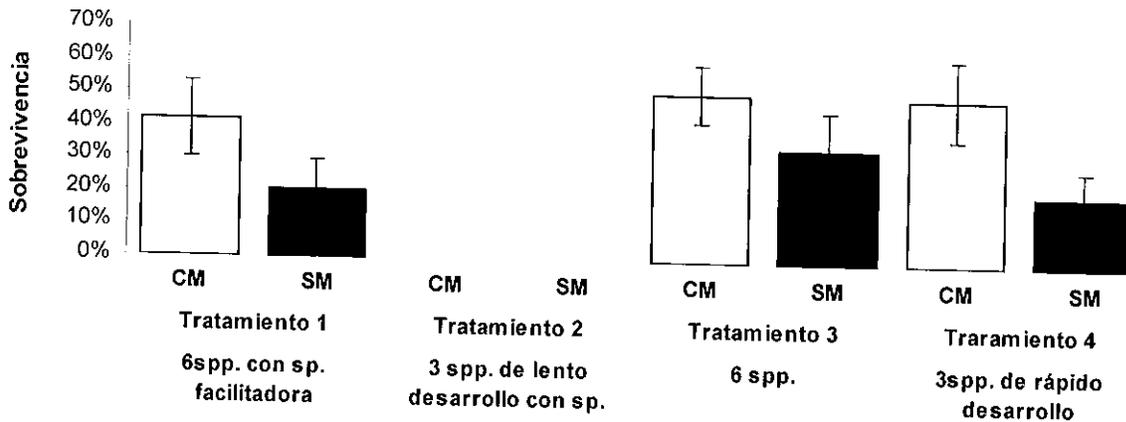
f) Datos de sobrevivencia para *Quercus resinosa*

Quercus resinosa



g) Datos de sobrevivencia para *Quercus rugosa*

Quercus rugosa



Efecto del manejo y la composición de especies en el crecimiento

Todas las especies

Considerando todas las especies no se encontraron diferencias entre los tratamientos o manejo en el incremento del diámetro a la base, si embargo, la interacción entre los tratamientos y el manejo fue significativa ($F_{(1,424)}=3.66$; $p=0.0124$). El efecto de los tratamientos en el incremento del diámetro a la base fue significativamente mayor en las plántulas que no recibieron manejo y solo se aprecia diferencias entre los tratamientos sin manejo (Figura 8a).

En el incremento de la altura las diferencias en condiciones de manejo fueron significativas ($F_{(1,424)}=5.73$; $p=0.017$). Siendo mayor el crecimiento general de las plántulas que no recibieron manejo (Figura 8b).

Pinus devoniana presentó diferencias significativas en el aumento del diámetro en condiciones de manejo ($F_{(1,86)}=4.74$; $p=0.0321$), siendo mayor el aumento en los individuos que recibieron manejo (Figura 8c). Los tratamientos y las interacciones de éstos con el manejo no presentaron diferencias significativas. Las diferencias en el incremento de la altura no fueron significativas en condiciones de manejo, ni entre los tratamientos sobre (ver anexo 3).

Pinus douglasiana no presentó diferencias en el crecimiento del diámetro o de la altura entre condiciones de manejo, ni dentro de los tratamientos. Las interacciones tampoco resultaron significativas (ver anexo 3 y figura 8d).

Pinus oocarpa no fue afectado en el incremento de diámetro y altura por los tratamientos o por el manejo. Tampoco las interacciones fueron significativas (ver anexo 3 y figura 8e).

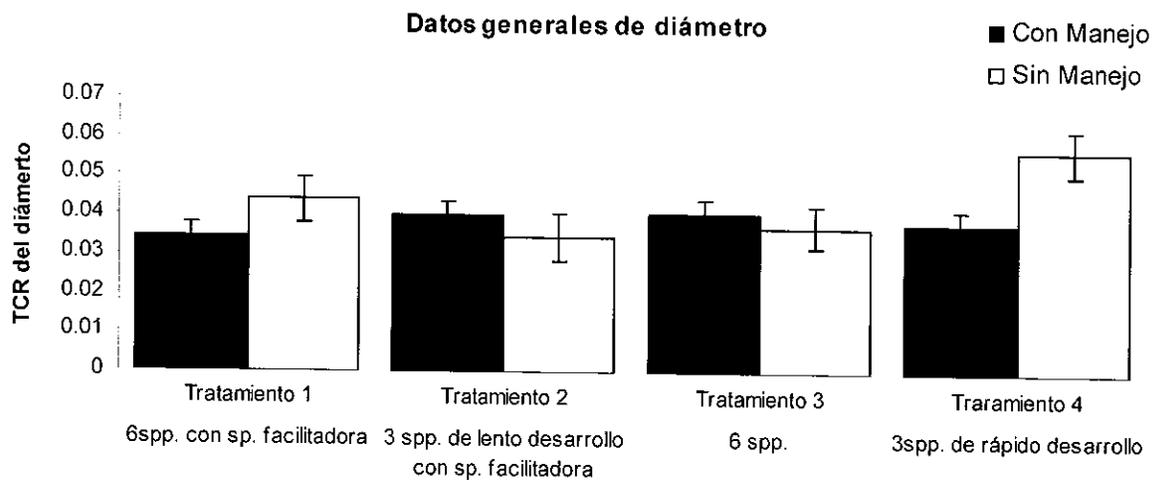
Quercus castanea no tuvo diferencias en el incremento del diámetro en condiciones de manejo ni entre los tratamientos de plantación (ver anexo 3). En el incremento de altura, ni el manejo, ni los tratamientos tuvieron un efecto significativo (Figura 8f). Para esta especie no fue posible evaluar las interacciones entre el manejo y el tratamiento ya que no se contó con los suficientes datos.

Quercus resinosa no hubo diferencias en el incremento del diámetro debidas al manejo o a los tratamientos y la interacción entre tampoco fue significativa (ver anexo 3 y figura 8g).

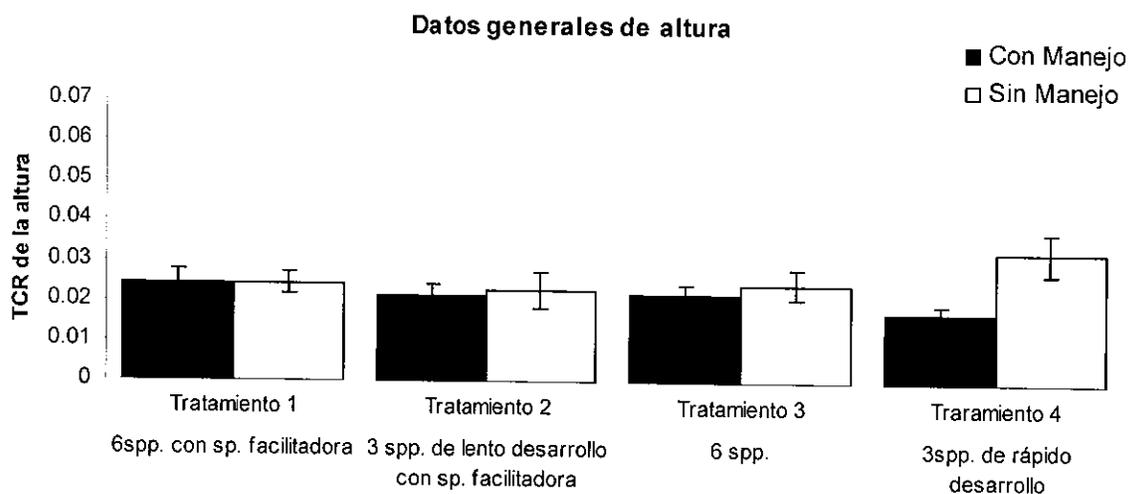
Quercus rugosa no difirió en el incremento en diámetro entre condiciones de manejo, entre tratamientos ni en la interacción (ver anexo 3). Sin embargo, las diferencias en el incremento de altura, fueron muy significativas en condiciones de manejo ($F_{(1,65)}=7.81$; $p= 0.0068$), y la interacción entre el manejo y los tratamientos también resultó significativa ($F_{(1,65)}=3.72$; $p= 0.0294$), lo que causó mayor crecimiento en los tratamientos solo en ausencia de manejo (Figura 8h).

Figura 8.- TCR del diámetro y altura general y por especie para cada combinación de condición de manejo y tratamiento. Donde Trat. = Tratamiento, el tratamiento 1 (las 6 spp. con sp. facilitadora), tratamiento 2 (3 spp. de lento desarrollo con sp. facilitadora), tratamiento 3 (las 6 spp.), tratamiento 4 (3 spp. de rápido desarrollo), Las barras de color oscuro representan el diámetro o el manejo y las barras de color claro representan la altura o el no manejo. Las líneas acotadas representan el error estándar.

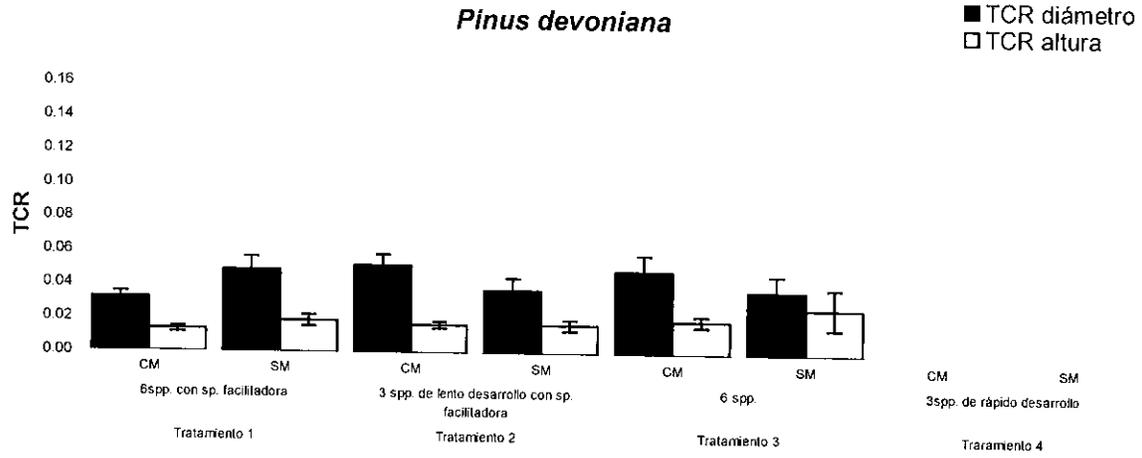
a) Datos generales de las TCR del diámetro por tratamientos



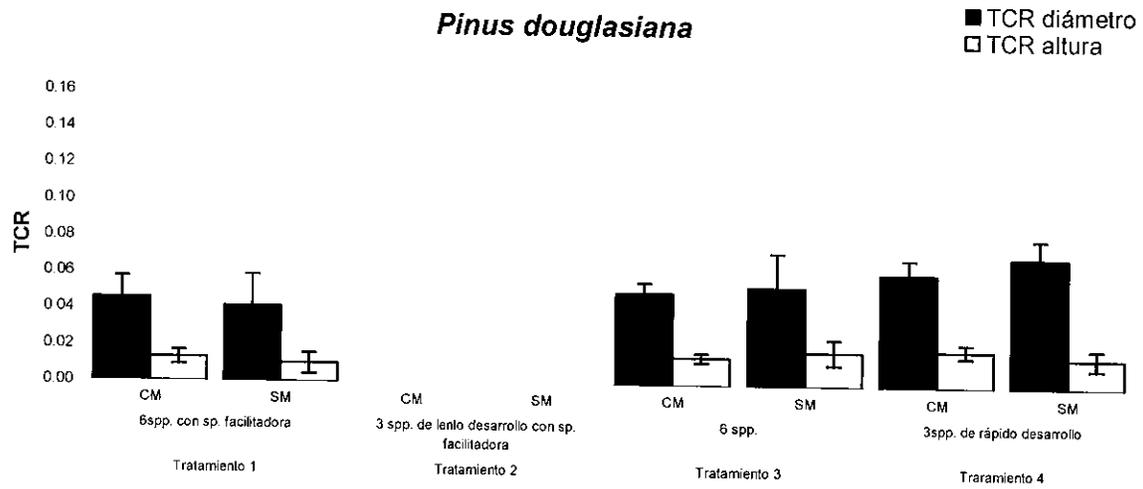
b) Datos generales de las TCR de la altura por tratamientos



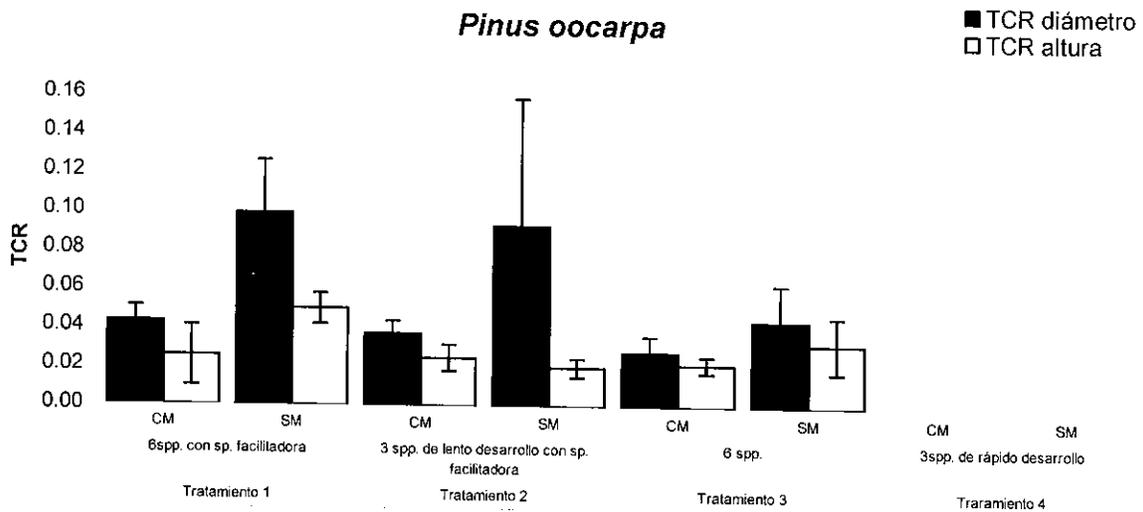
c) TCR de diámetro y altura de *Pinus devoniana*



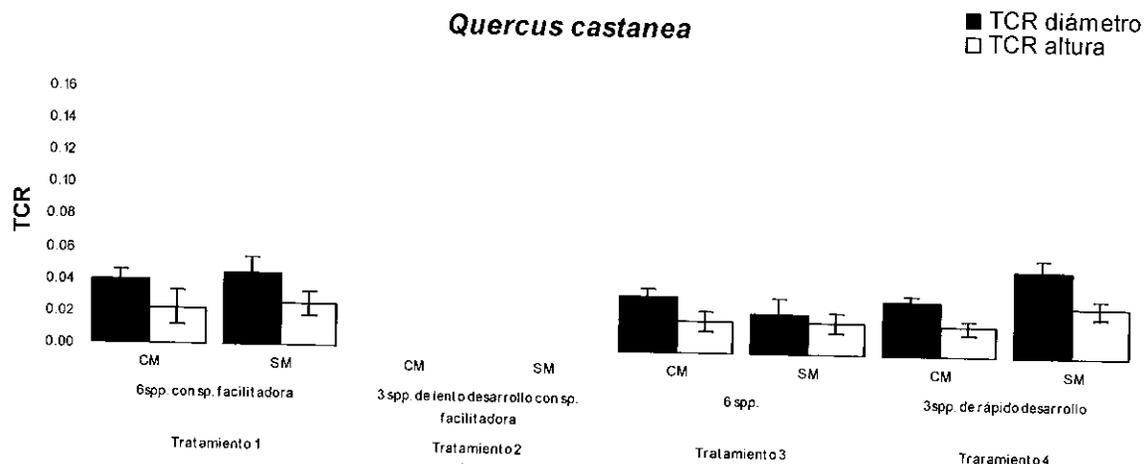
d) TCR de diámetro y altura de *Pinus douglasiana*



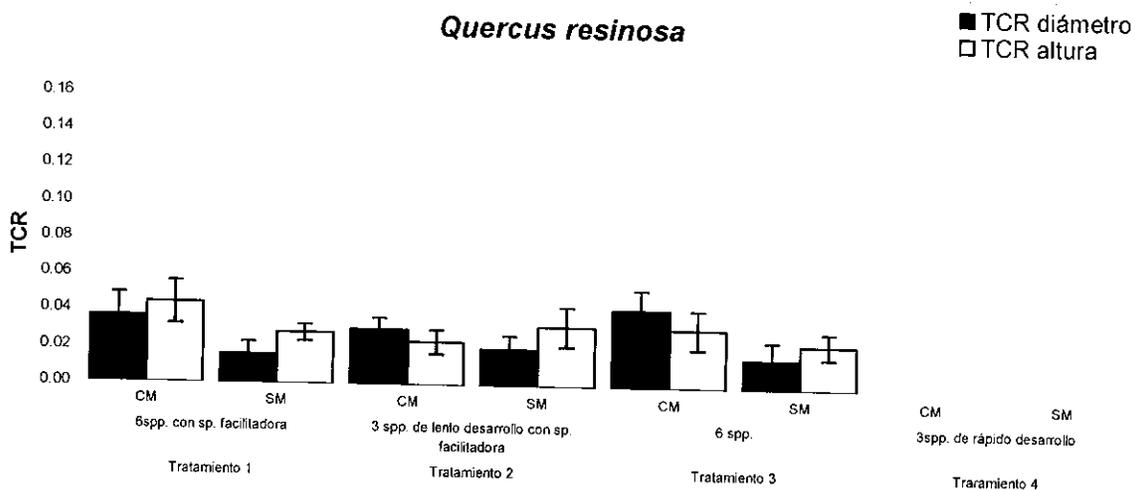
e) TCR de diámetro y altura de *Pinus oocarpa*



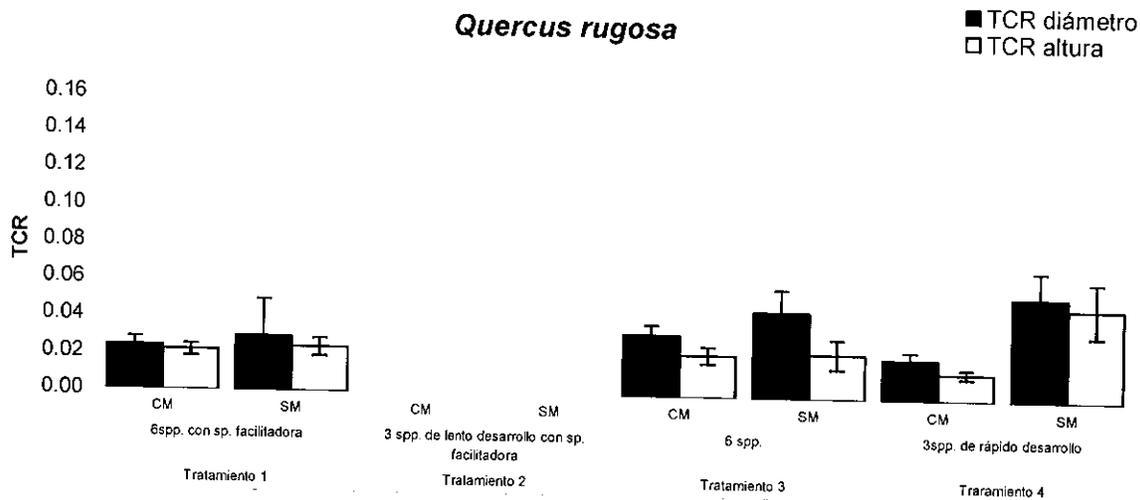
f) TCR de diámetro y altura de *Quercus castanea*



g) TCR de diámetro y altura de *Quercus resinosa*



h) TCR de diámetro y altura de *Quercus rugosa*



riego, se ha observado que aumenta la sobrevivencia y crecimiento de las plántulas, en especial en áreas sin vegetación (Jong 1988). Se sabe que existen una gran cantidad de cambios metabólicos que ocurren en una planta bajo estrés hídrico, en especial en su crecimiento celular. Esto puede resultar en una acumulación de metabolitos que pueden afectar diversos procesos en el desarrollo de la plántula (Hsiao 1973). También se ha probado que el estrés de la planta es directamente proporcional a la cantidad de agua pérdida y a la duración de esta condición de estrés (Bray 1997). El estrés hídrico es una de las principales causas aparentes de mortalidad y el riego y fertilización favorecieron al reducir la incidencia de esta causa de mortalidad.

El manejo no tuvo efectos muy claros en el crecimiento. Algo similar a nuestros resultados es reportado por Pardos *et al.* (2005) quienes encuentran que la fertilización e irrigación afectan positivamente el incremento relativo de la concentración de nutrientes en las hojas en el segundo año de crecimiento de plántulas de *Quercus ilex* L. spp. *ballota*. en una plantación en España. En este trabajo, la combinación de riego y fertilización favoreció sobre todo el establecimiento de las plántulas, pero no generó un impacto tan claro en su crecimiento en altura y diámetro. Incluso, en el caso del incremento en altura, se encontró en general que las plántulas sin manejo tuvieron una mayor altura promedio que aquellas bajo manejo. Nuestros resultados acerca del impacto de la fertilización en el crecimiento de las plántulas son contrarios a los de Pardos *et al.* (2005) que reportan un efecto positivo de la fertilización en el crecimiento de *Q. ilex* L. spp. *ballota*, también contradicen los resultados encontrados para *Populus tremuloides* Michx. en Canadá, donde la combinación de riego y fertilización aumentó significativamente la talla de las plántulas tanto en altura como en diámetro (Driessche *et al.* 2003) y es contrario a lo que se esperaba de acuerdo a nuestra hipótesis. Sin embargo, parece posible explicarlo al considerar que el manejo si ocasionó una mayor sobrevivencia, por ello el tamaño de muestra es mayor para las plántulas que recibieron manejo que para las que no. En los tratamientos a los que no se les aplicó manejo, sobrevivieron solo las

plántulas más vigorosas y esto resultó en un conjunto de individuos de mayor talla, lo que pudo ocasionar que no se detectaran diferencias en crecimiento entre plántulas con manejo y sin este. Por otra parte, debido a que el tratamiento manejo aplicado implicaba riego y aplicación de fertilizantes, no es posible separar de manera concluyente el efecto de cada factor en la sobrevivencia, lo que requeriría de la aplicación independiente de cada factor en un trabajo experimental. El efecto del manejo resultó ser significativamente positivo para la sobrevivencia, pero para en crecimiento, en este proyecto, no se obtuvieron resultados claros.

Por otra parte, como ya se mencionó, el manejo no tuvo efecto en el crecimiento de las plántulas, salvo en el caso del aumento en altura de algunas especies. Este resultado se atribuye general al efecto de *Quercus rugosa*, cuyas plántulas aumentaron su altura notablemente mas sin manejo que con este, pero solo en el tratamiento que incluye solo especies de rápido desarrollo pero no recibió manejo. Al revisar los datos de *Q. rugosa*, se encontró que entre los individuos sobrevivientes, aquellos correspondientes a la repetición 4 del sitio 3 (PC), que corresponde al tratamiento con solo especies de rápido desarrollo y sin manejo, crecieron notablemente más que los de otras repeticiones o sitios. Se comprobó al correr de nuevo el análisis sin esta especie y no encontrar un efecto significativo del manejo en el crecimiento en altura para la generalidad de las plántulas. Las diferencias en las variables fisicoquímicas de esta repetición en particular, presentaron niveles superiores de arcilla, limo, agua aprovechable, materia orgánica, un pH más alcalino y en particular, niveles de calcio y magnesio más altos que el resto de los sitios. Además cuando se sembraron las plántulas en esta porción del sitio 3 (PC), fue notorio que el suelo estaba aparentemente menos compactado, no presentaba cobertura vegetal alguna y se encontraron restos de desechos sólidos, lo que sugiere que en dicho lugar del terreno se pudo haber nivelado con una mezcla de basura y otros desechos y esto afectó sus características fisicoquímicas y por tanto la respuesta de las plantas. Es posible que el aumento en el crecimiento de las plántulas de esta repetición se deba a las propiedades fisicoquímicas del suelo en esta porción del sitio 3 (PC).

Las propiedades fisiológicas de cada especie influyen en su sobrevivencia y crecimiento. En el caso de *Pinus devoniana*, la única especie para la que el manejo no tuvo efecto sobre la sobrevivencia, si afectó significativamente el crecimiento en diámetro, que fue mayor con manejo que sin este, tal como se ha observado en otros trabajos donde la cantidad de agua aplicada por plántula es mayor (Driessche *et al.* 2003, Pardos *et al.* 2005). Varios *Quercus* son relativamente resistentes a la escasez de agua debido a un aprovechamiento muy eficiente de esta, una alta elasticidad de la pared celular y al desarrollo de una raíz pivotante profunda. Las características anteriores hacen a las especies de *Quercus* sean especies exitosas al crecer en ambientes secos (Osonubi *et al.* 1981). Lo anterior explica la alta tasa de sobrevivencia de las especies de *Quercus* utilizadas en este proyecto, independientemente del manejo, y su alto potencial para ser utilizadas en la restauración de zonas secas y con suelos poco fértiles.

El costo del manejo fue muy bajo con respecto al costo total del proyecto. La aplicación del manejo, en este caso de riego y fertilización, pudiera parecer costosa, sin embargo evaluando de manera gruesa el costo total del proyecto por cada especie con o sin manejo y dividiendo ese costo entre el total de individuos sobrevivientes para cada especie en cada condición, se encontró que, a un año de iniciado el proyecto, cada individuo sobreviviente costo 9% mas con manejo que sin manejo, inversión que se tradujo en un aumento notable de la sobrevivencia de individuos, pues con manejo sobrevivieron 166 individuos mas que sin manejo, lo que representa más de la mitad de los individuos que sobrevivieron sin manejo. Evidentemente para cada una de las especies la sobrevivencia fue distinta y por lo tanto el costo del manejo también difirió entre las especies. Una de las diferencias más significativa fue para *P. douglasiana* donde el precio unitario por plántula resultó mayor sin manejo que con manejo, esto debido a la baja tasa de sobrevivencia de esta especie sin manejo. En cambio, en especies como *Q. castanea* y *Q. resinosa*, los costos del manejo fueron más elevados debido a que la sobrevivencia en los tratamientos sin manejo fue muy parecida a la

sobrevivencia con manejo. El manejo aumentó significativamente la sobrevivencia de las plántulas, y el costo adicional generado por este no fue muy alto.

Los efectos del manejo en las tasas de sobrevivencia y crecimiento de las especies utilizadas son relevantes para la restauración de la vegetación arbórea del BLP, pues como se señaló en los antecedentes, en la mayoría de los esfuerzos de reforestación en el BLP se utilizan solamente *P. devoniana* y *P. douglasiana* (Olmo 2005), que de acuerdo con los datos tienen tasas de crecimiento altas pero una baja sobrevivencia. Los resultados obtenidos muestran como la aplicación de riego y fertilización, puede llegar a incrementar la tasa de sobrevivencia de estas dos especies hasta en un 43% y 255%, respectivamente, a diferencia de los resultados de estas mismas especies pero sin manejo. Se sugieren que la aplicación conjunta de riego y fertilización en un protocolo como el que se presenta, que se traduce en un incremento relativamente moderado (9%) en los costos del proyecto, puede elevar notablemente la sobrevivencia de plántulas y por tanto, potencialmente, se pueden plantar menos individuos para obtener la misma cantidad de sobrevivientes o más.

La manipulación de la riqueza y composición de especies en las plantaciones, puede ser una herramienta importante para restaurar las funciones del ecosistema (Callaway *et al.* 2003). Se ha reportado cómo, al sembrar juntas diferentes especies de pinos y encinos, se aprovecha tanto el rápido crecimiento de *Pinus*, como la alta resiliencia de *Quercus* (Pausas *et al.* 2004). El manejo también afecta positivamente a las especies de lento desarrollo, como los *Q. resinosa* y *P. oocarpa* esto aumenta la riqueza de especies de las plantaciones logrando tener una estructura arbórea similar a la del BLP en menos tiempo, puesto que las estas ultimas dos especies tienen el mayor IVI de las especies del bosque.

El la restauración de la estructura arbórea hay diferentes creiterios que se deben considerar para la selección de especies. Generalmente se seleccionan las especies para programas de reforestación con base a su tasa de crecimiento (Lamb *et al* 1997). Para lograr la conservación de la diversidad arbórea del bosque, la selección de las especies para restaurar debe de hacerse considerando las tasas de

crecimiento y supervivencia, pero también la importancia ecológica de que las especies pueden tener en la comunidad vegetal de referencia o que tan características son de este tipo de ambiente. Por ejemplo, hay algunas especies que por su vulnerabilidad a la fragmentación y a su capacidad de establecimiento en bosques secundarios, tienen poblaciones pequeñas y aisladas (Viana *et al* 1997), o especies que son escasas de manera natural o se encuentran amenazadas (Lamb *et al* 1997) y rara vez se seleccionan en proyectos de restauración o reforestación. Es importante tomar en cuenta que la pérdida de especies limita la habilidad del ecosistema de responder (MacDougall 2005). En el caso de las especies consideradas en este proyecto, *Q. rugosa* y *Q. castanea* son especies que se encuentran en pequeñas poblaciones aisladas dentro del BLP. La primera especie está presente en el bosque maduro, pero no tiene un índice de valor de importancia entre las plántulas de los sitios sin daño (Olmo 2005). En el caso de la segunda especie, tiene un IVI alto en el arbolado adulto pero bajo o nulo en zonas con regeneración natural, lo que indica una baja capacidad de establecimiento de sus plántulas. Diversas especies del BLP pudieran ser utilizadas para la restauración de la zona con el fin de enriquecer la diversidad en los sitios perturbados.

Mortalidad

La determinación de las causas de mortalidad implica un monitoreo constante y una determinación específica de los síntomas observados para cada causa de mortalidad que se considere (Masaki *et al.* 2002) así como análisis más detallados que determinen con precisión las causas de mortalidad. Por ello se evaluaron las causas aparentes de mortalidad, aunque hay evidencia de otros sitios en donde sí se reportan como causales importantes de mortalidad. Por ejemplo, se ha documentado que en áreas abiertas de bosque tropical y bosque mesófilo de montaña, las plántulas con fines de restauración o reforestación experimentan una alta mortalidad debido a un gran déficit de agua (Turner 2001; Ramírez-Bamonde *et*

al. 2005; Garrido *et al.* 2007). Evidencias de lo contrario se han encontrado en bosques lluviosos de Costa Rica (Holl 1999). Y otros estudios indican que en bosques secos, esta condición dependerá de los mecanismos de establecimiento y de la biología propia de la especie (Kennard *et al.* 2005). En este estudio, el mayor porcentaje de los eventos de mortalidad se registraron entre mayo y julio, periodo que coincide con el fin de la época de secas, lo cual hace suponer que, la sequía resultó ser una fuerte limitante para el establecimiento exitoso de las plántulas en todos los sitios y para todas las especies.

Por otra parte, también se sabe que las plántulas de especies primarias pueden ser atacadas por insectos asociados con cultivos abandonados cuando éstos hábitats son colonizados (Masaki *et al.* 2002; Álvarez-Aquino *et al.* 2004, Garrido *et al.* 2007). Este puede ser el caso del presente estudio, ya que después de la mortalidad atribuida a estrés hídrico, el daño por herbívoros en su conjunto se consideró como la siguiente causa probable de mortalidad en importancia. Y entre las especies herbívoras se registraron hormigas arrieras y diferentes ortópteros y también un fuerte impacto, causado probablemente por tuzas. Estos herbívoros pueden ser asociados a cultivos.

Adicionalmente, la herbivoría por ganado también representó una causa probable de mortalidad importante, pero también una variable que afectó el tamaño de muestra a incluirse en los análisis, ya que las plantulas que no murieron pero presentaron daño por este factor, tuvieron una tasas negativa de crecimiento en altura, por lo que se decidió no considerarlas en los análisis, lo que redujo el tamaño de muestra para evaluar los cambios en crecimiento.

Por su estructura, los monocultivos pueden ser muy vulnerables a enfermedades y a disturbios, además de presentar baja eficiencia en el uso de recursos (Lugo 1997). Los resultados de este estudio muestran que dentro de los tratamientos de mayor riqueza especies presentaron menores daños por estrés hídrico, herbivoría por insectos y parásitos. En el caso del tratamiento con todas las especies sin la especie facilitadora, también fueron menores los daños por herbivoría de mamíferos

y factores físicos. En el primer año de la plantación, la riqueza de especies favoreció positivamente en una menor incidencia de daños causados a las plántulas. La diversidad puede aumentar la estabilidad de diferentes especies que presentan distintas susceptibilidades (MacDougall 2005).

Características fisicoquímicas de los suelos y sobrevivencia de las plántulas

En el Bajío del Arenal se encontraron suelos deteriorados. Los suelos del BLP se han clasificados como pobres en condiciones edáficas, y en materia orgánica (Estrada 1986, Olmo 2005) dificultando el establecimiento de plántulas, lo que se traduce en una regeneración natural muy baja (Olmo *et al.* 2005, Flores *et al.* 2005) que se hace más evidente con factores antropogénicos como el fuego y el sobrepastoreo (Huerta *et al.* 2005). En zonas del BLP destinadas al uso agrícola se han reportado porcentajes de Nitrógeno nítrico altos y en pastizales derivados de la sucesión de agricultura estos niveles son aun más altos (Olmo 2005). Los análisis de suelo hechos en este estudio sugieren que en la zona de Bajío del Arenal los suelos están muy deteriorados, con bajo contenido de materia orgánica y nutriente, textura arenosa y baja retención de agua, lo que puede deberse al uso intensivo del Bajío del Arenal para actividades agrícolas como ha sido sugerido (Clifton Associates 2003).

La degradación del suelo que se manifiesta en la pérdida de la calidad o productividad del suelo, a menudo es ocasionada como resultado de la actividad humana, como la agricultura, la deforestación, entre otras. La degradación se atribuye a cambios en el estado de los nutrientes del suelo, en la biota, en la pérdida de materia orgánica y al deterioro de la estructura del suelo (Sims 2006).

El desmonte de áreas forestales para uso combustible y/o agrícola, hacen que disminuya el contenido de materia orgánica provocando erosión y por tanto haciendo que el horizonte A del suelo sea muy delgado (Estrada 1986). Las prácticas agrícolas influyen en el balance de nutrientes, lo cual afecta directamente en la fertilidad del

suelo y en la pérdida de nutrientes (Oenema *et al.* 2002). Por ejemplo, el cultivo de maíz tiende a reducir la fertilidad del suelo, pero en cambio, las plantaciones forestales pueden detener la pérdida de fertilidad o hasta mejorarla (Dechert 2004).

Comparando los niveles de las propiedades fisicoquímicas de los suelos con los estándares de fertilidad (Marx *et al.* 1996; AGVISE 2006), los suelos del Bajío del Arenal presentaron niveles de porcentaje de materia orgánica bajos a muy bajos. El potasio presentó niveles bajos en todos los sitios menos en el sitio 1 (CINVESTAV) donde se encontraron niveles medios. El pH varió de muy ácido en el caso del sitio 4 (SIGNOS) hasta neutro a moderadamente neutro en el caso de los demás sitios. Los niveles de manganeso son muy altos en todos los sitios. El nitrógeno nítrico presenta valores medios para los sitios 1 y 3 (CINVESTAV y PC respectivamente) y altos para los sitios 2 y 4 (JVC y SIGNOS respectivamente); mientras que el nitrógeno amoniacal presentó niveles por arriba de los típicos, lo que indica que en estos sitios hay mucha humedad en los suelos o que hay residuos de fertilizantes. Los niveles de fósforo y calcio son medios para todos los sitios, mientras que los valores de magnesio son bajos para todos ellos.

En general el sitio 1 (CINVESTAV) fue diferente en más variables a los otros sitios, sin embargo, es necesario señalar que en el sitio 2 (JVC) la sobrevivencia en general fue extremadamente baja (10%), mientras que en los otros sitios fue mayor (entre el 26 y el 54%), lo que sugiere que en este sitio hay algún factor que pudo afectar notablemente el establecimiento de las plántulas. Los análisis de suelo muestran niveles de nitrógeno nítrico altos, en especial en el sitio 2 (JVC), es posible que este factor haya influido en la baja sobrevivencia encontrada en este sitio.

La mayoría de los bosques templados de Norteamérica tienen fuertes limitantes de nitrógeno; sin embargo, estudios recientes han mostrado que las áreas forestales experimentan síntomas de exceso de nitrógeno producto de la fertilización excesiva de las zonas agrícolas (Aber *et al.* 1989; Fenn *et al.* 1998). La fertilización con nitrógeno favorece el crecimiento de las plántulas (Nyakuengama 2002); sin embargo, exceso de nitrógeno incrementa la acidez del suelo y la movilidad del

amonio, afecta la calidad del agua disponible, entre otros. El exceso de nitrógeno en las plantas puede llevar a una baja productividad de los bosques, los cuales experimentan una alta mortalidad (Fenn *et al.* 1998) Incluso, exceso de nitrógeno amoniacal puede hacer que las hojas de algunos pinos tomen coloraciones amarillentas a causa de altas cantidades de radicales libres de arginina. (Herrie *et al.* 1988).

El crecimiento y sobrevivencia de un árbol refleja una influencia combinada de varios factores bióticos y abióticos (Estrada 1986). Por ejemplo, factores abióticos relacionados a la topografía del sitio tienen una influencia muy significativa en el desarrollo e incremento radial de las plántulas (Gallegos *et al.* 1997). Existen diferencias en la fertilidad de los suelos debidas al grado de pendiente del sitio, que provocan cambios en la productividad de este y en la vegetación (Estrada 1986) por la dificultad de su establecimiento. Tres de los sitios usados en este proyecto, tienen diferencias mínimas en el grado de pendiente que presentan, pero uno de los sitios, CINVESTAV, presenta una pendiente promedio mayor.

Dado que no fue posible controlar la selección de los sitios, ya que estuvo determinada por los propietarios del Bajío del Arenal, se usó un diseño de análisis conservador, con un efecto de bloque a causa de los sitios, para ponderar la variación entre sitios al evaluar las diferencias en sobrevivencia o crecimiento, atribuibles al manejo o a los tratamientos.

Utilización de las especies evaluadas para la restauración

La masa forestal del BLP se encuentra disminuida por la baja incorporación de nuevos individuos (Huerta *et al.* 2005). Los ecosistemas con una sucesión ambiental temprana como resultado de actividades de agricultura y pastoreo intensivos, avanzan hacia una estructura boscosa muy lentamente. Esto es debido a que las semillas de los árboles llegan muy tarde, reduciendo sustancialmente las tasas de colonización de las plantas (Martínez-Garza *et al.* 2005). La mayoría de los estudios

CONCLUSIÓN

Para lograr la restauración de la estructura arbórea en el Bajío del Arenal, el manejo tuvo importantes resultados en la sobrevivencia y el crecimiento de las especies evaluadas. El efecto de la composición de especies en los tratamientos no tuvieron diferencias significativas sobre el crecimiento y la sobrevivencia en el primer año. Sin embargo, se observó una menor incidencia de plagas y herbivoría en los tratamientos con mayor riqueza.

Los datos obtenidos tienen importantes implicaciones para proyectos de restauración en zonas de bosque templado ya que se reportan las tasas de crecimiento y sobrevivencia de especies nativas con potencial para la restauración que no se habían usado en las reforestaciones de la zona, como las especies *Q. resinosa*, *P. oocarpa*, *Q. rugosa* y *Q. castanea*. También se reportan las principales causas probables de mortalidad para estas especies en la zona, así como las ventajas de la riqueza sobre la incidencia de daños a las plántulas; lo cual representa información útil para futuros proyectos de restauración que utilicen estas especies o para proyectos similares, que se busque desarrollar en terrenos agrícolas.

El tipo de manejo considerado es sencillo y de fácil aplicación además de un efecto muy significativo en la sobrevivencia y el establecimiento de las plántulas de prácticamente todas las especies evaluadas. Esto en sí, es un dato muy relevante para proyectos de este tipo. Por otra parte, el costo de dicho manejo solo aumentó en un 9% el proyecto, lo cual implica un enorme rendimiento con bajo costo.

Será necesario obtener mayor información sobre los factores que influyeron en la baja sobrevivencia de los sitios 3 (PC) y 4 (SIGNOS), así como de las tasas de crecimiento excesivas en el sitio 3 (PC). Todo esto nos llevará a un mayor entendimiento del uso de las diferentes especies en los sitios analizados, a conocer a detalle el proceso de restauración que se va desarrollando a largo plazo y evaluar si otros aspectos ecológicos se recuperan. Con base en los resultados obtenidos y en lo aprendido hasta ahora con el desarrollo del proyecto, parece muy factible lograr un reestablecimiento del sitio en términos de cobertura arbórea.

Tomando en cuenta que el objetivo principal de los propietarios del Bajío del Arenal con este proyecto es recuperar la cobertura arbórea de la zona para gozar de una mejor calidad de vida en los nuevos desarrollos proyectados en este predio, se puede considerar que en el primer año del proyecto se avanzó satisfactoriamente en esa dirección, pues se logró la sobrevivencia y el crecimiento de un porcentaje importante de las plántulas utilizadas.

Pero a la vez, la información recabada sobre el establecimiento y crecimiento de plántulas de especies nativas del BLP, en condiciones como las prevalentes en el Bajío del Arenal, también contribuye positivamente para poder llegar a diseñar una estrategia de restauración ecológica a largo plazo que, de implementarse, podría contribuir para que la zona del Bajío del Arenal siga siendo una zona de amortiguamiento entre el BLP y la ZMG inclusive con los planes de urbanización que se tienen para este sitio.

El reto mayor ahora es, evaluar la eficiencia de un modelo como el aquí presentado, para recuperar no solo cobertura arbórea, sino también otros aspectos de la estructura y funcionamiento ecológico del bosque original, como la diversidad biológica o la capacidad de un sitio de ofrecer servicios ambientales.

BIBLIOGRAFÍA

- AGVISE Laboratories, Inc. 2006. Interpretating a Soil Test Report. <http://www.agviselabs.com/inter3.php>. Consultado en septiembre del 2007
- Álvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera y A.C. Newton, 2004. Experimental Native Tree Seedling Establishment for the Restoration of a Mexican Cloud Forest. *Restoration Ecology* Vol. 12 Issue 3. pp. 412-418
- Andresen E.; L. Pedroza-Espino, E. B. Allen y D. R. Pérez-Salicrup. 2005. Effects of Selective Vegetation Thinning on Seed Removal in Secondary Forest Succession. *BIOTROPICA* 37(1): pp.145-148
- Augspurger C. K. 1983. Seed Dispersal of the Tropical Tree, *Platypodium Elegans*, and the Escape of its Seedlings from Fungal Pathogens. *The Journal of Ecology*, Vol. 71, No. 3, pp. 759-771.
- Bertness, M. 1984. Habitat and Community Modification by an Introduced Herbivorous Snail *Ecology*, Vol. 65, No. 2 pp. 370-381
- Bray, E. 1997. Plant Responses to Water Deficit. *Trends in Plant Science* Vol. 2 Issue 2, pp. 48-54
- Brothers, T. S. y A. Spingarn. 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology* Vol. 6, No. 1, pp. 91-100
- Burgos. A.L. 2004. Estrategias para el abordaje ecosistémico de una investigación en restauración ecológica, aplicada al caso del bosque seco de la región de Chamela. Tesis Doctoral. Centro de Investigación en Ecosistemas. UNAM. Morelia, Michoacán
- Callaway, J., G. Sullivan y J. Zedler. 2003. Species-rich plantings increase biomass and nitrogen accumulation in a wetland restoration experiment. *Ecological Applications*, 13(6), pp. 1626-1639
- Carrillo, M.C. y F. Quintero. 2005. Participación Ciudadana en las Actividades de Restauración del Bosque, Educación Ambiental y Necesidades de Investigación en Apoyo al Programa. 1º Foro de Investigación y Conservación del Bosque La Primavera, 22 y 23 de septiembre del 2005. CUCBA, Universidad de Guadalajara.
- Castillo, A. 2000. Ecological Information System: analyzing the communication and utilization of scientific information in Mexico. *Environmental Management*, 25, pp. 383-392.
- Cedeño G., H. y D. Pérez S. 2005. La legislación forestal y su efecto en la restauración en México. Pp. 88-97. *In*: Sánchez, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez M. y Azuara, D (eds). 2005. Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). México, D.F.
- Chapman, C., L. Chapman, L. Kaufman y A. Zanne. 1999. Potential causes of arrested succession in Kibale National Park, Uganda: Growth and mortality of seedlings. *African Journal of Ecology* Vol. 37, pp. 81-92

- Clifton Associates Ltd. S.C. 2003. Estudio Ambiental Integral: Vegetación y Fauna. Centro de Cultura, Convenciones y Negocios Jorge Vergara Cabrera.
- Coleman, M. 2007. Spatial and temporal patterns of root distribution in developing stands of four woody crop species grown with drip irrigation and fertilization. *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-007-9375-5
- Comité Técnico para la Administración del Bosque La Primavera. 2006. Programa Integral de Reforestación, Restauración, Recuperación de Áreas Afectadas por Incendio mantenimiento 2005-2006. Proyecto Ejecutivo. Comisión de Protección Restauración y Vigilancia. Dirección Ejecutiva APFFLP
- Cruz, J. A. 1996. Evaluación de las condiciones microclimáticas, edáficas y de vegetación Bajo Dosel de *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. Ex Wild) M.C. Johnst., en un Agostadero Semiárido del Norte de Guanajuato. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo. México.
- Curiel B., A. 1988. Plan de Manejo del Bosque La Primavera. Universidad de Guadalajara, Facultad de Agronomía, Guadalajara, Jalisco, México.
- Dechert G., E. Veldkamp y I. Anas. 2004. Is soil degradation unrelated to deforestation? Examining soil parameters of land use systems in upland Central Sulawesi, Indonesia. *Plant and Soil* 265, pp. 197–209
- DeSteven, D. 1991. Experiments on Mechanisms of Establishment in Old-Field Succession: Seedling Emergence. *Ecology* 72 (3), pp. 1066-1075
- Diario Oficial de la Federación. 1988. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148.pdf>. Consultado en mayo del 2007
- Dobson, A., A. Bradshaw y J. Baker. 1997. Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *SCIENCE*. Vol. 277
- Driessche, R. van den, W. Rude y L. Martens. 2003. Effect of fertilization and irrigation on growth of aspen (*Populus tremuloides* Michx.) seedlings over three seasons. *Forest Ecology and Management*, Vol. 186 No. 1/3, pp. 381-389
- Eriksson, O. y J. Ehrlén. 2001. Landscape fragmentation and viability of plant populations. Pages 157_175 in J. Silvertown, and J. Antonovics, editors. *Integrating ecology and evolution in a spatial context*. Blackwell, Oxford, United Kingdom.
- Espinosa-García, F.J. 1996. Revisión sobre la alelopatía de *Eucalyptus* L'Herit. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 58, pp. 55-74.
- Estrada, M. G. 1986. Investigación de Suelos para Evaluación de Sitios Mediante Factores Abióticos en el Bosque-Escuela. Tesis de Licenciatura, Facultad de Agronomía, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco, México.
- Fenn, M. E.; M. A. Poth; J. D. Aber; J. S. Baron; B. T. Bormann; D. W. Johnson; A. D. Lemly; S. G. McNulty; D. F. Ryan y R. Stottlemyer. 1998. Nitrogen Excess in North American Ecosystems: Predisposing Factors, Ecosystem Responses,

- and Management Strategies. *Ecological Applications*, Vol. 8, No. 3, pp. 706-733
- Flores, J.G., O.G. Rodríguez, A.T.Ortega y O.G. Rosas.2005. Respuesta de la Regeneración Natural de un Rodal Perturbado por el Fuego en el Bosque La Primavera. 1° Foro de Investigación y Conservación del Bosque La Primavera. 22 y 23 de septiembre del 2005, CUCBA, Universidad de Guadalajara.
- Gallegos, A., E. Abundio, S. Carvajal, J. Espinosa y J. Hernández. 2006. Variación en la tipología del cambio de uso del suelo en el área de protección de flora y fauna «La Primavera» para el periodo 1980-2002, *scientia-CUCBA* 8(1), pp. 31–39.
- Gallegos, A., R. Villavicencio, R. Schutz y B. Müller-Using. 1997. Wachstum von *Pinus oocarpa*, *Quercus resinosa* und *Clethra rosei* in Abhängigkeit von Relievpametern in Westmexiko. *Forstarchiv* 68: pp. 262-269
- Garrido J. L.; P. J. Rey y C. M. Herrera. 2007. Regional and local variation in seedling emergence, mortality and recruitment of a perennial herb in Mediterranean mountain habitats. *Plant Ecol* 190, DOI 10.1007/s11258-006-9194-4, pp.109–121
- Geist, C. y S. Galatowitsch. 1999. Reciprocal Model for Meeting Ecological and Human Needs in Restoration Projects. *Conservation Biology* Vol. 13, No.5.
- Guariguata, M., R. Chazdon, J. Denslow, J. M. Dupuy y L. Anderson. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology* 132, pp.107–120
- Harrison, S. y E. Bruna. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22, pp.225-232.
- Hobbs, R. J. y L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6, pp. 324–337.
- Hobbs, R. J., y S. E. Humphries. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology* 9, pp. 761–770.
- Holl, K. D. 1999. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil, *BIOTROPICA* 31 (2), pp. 229-242
- Hooper, E.; R. Condit y P. Legendre. 2002. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in panama. *Ecological Applications*, 12(6), pp. 1626–1641
- Hsiao, T. 1973. Plant Responses to Water Stress. *Annual Reviews of Plant Physiology* 24, pp. 519-570
- Huerta C., M; A. Rodríguez R.; E. Hernandez A. 2005 Experiencias de Investigación en el Campo Experimental Bosque-Escuela en la Sierra La Primavera, Jalisco. 1° Foro de Investigación y Conservación del Bosque La Primavera. 22 y 23 de septiembre del 2005, CUCBA, Universidad de Guadalajara.
- Jong, T. y P. Klinkhamer. 1988. Seedling Establishment of the Biennials *Crisium vulgare* and *Cynoglossum officinale* a Sand-dune Area: The Importance of

- Water for Differential Survival and Growth. *Journal of Ecology* 76, pp. 393-402
- Kennard, D. K. y F. E. Putz. 2005. Differential responses of Bolivian timber species to prescribed fire and other gap treatments. *New Forests* 30, pp. 1–20
- King, J. S.; T. J. Albaugh; H. L. Allen y L. W. Kress. 1999. Stand-level allometry in *Pinus taeda* as affected by irrigation and fertilization. *Tree Physiology* 19, pp. 769-778
- Kipp J.A. 1992. Thirty years fertilization and irrigation in Dutch apple orchards: a review. *Fertilizer Research* 32, pp. 149-156
- Lamb, D., J. Parrotta, R. Keenan, y N. Ticker. 1997. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. pp. 366_385 en W. F. Laurance, y R. O. Bierregaard Jr, editores. *Tropical forest remnants. Ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Larrea-Alcázar, D., R.López y D. Barrientos. 2005. The Nurse-Plant Effects of *Prosopis flexuosa* D.C. (Leg-Mim) in a dry Valley of Bolivian Andes. *ECOTROPICOS*. 18(2), pp. 89-95
- Lindborg, R. y O. Eriksson. 2004. Effects of Restoration on Plant Species Richness and Composition in Scandinavian Semi-Natural Grasslands. *Restoration Ecology* Vol. 12 No. 3, pp. 318-326
- Lobato, R. y M. A. Sosa, 2006. ERIC-III, Extractor Rápido de Información Climatológica V1.0, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Reg. 03-2006-061913380900-01, Jiutepec, Mor.
- Lugo, A.E. 1997. The Apparent Paradox of Reestablishing Species Richness on Degraded Lands with Tree Monocultures. *Forest Ecology and Management*, 99, pp. 9-19.
- MacDougall, A. S. 2005. Responses of diversity and invisibility to burning in Northern oak savanna. *Ecological Society of America* 86(12), pp. 3354–3363
- Mack, R. N.; D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout y F. A. Bazzaz. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecological Applications*, Vol. 10, No. 3. pp. 689-710
- Maginnis, S.; J. Rietbergen-McCracken y W. Jackson. 2005. Restaurando el paisaje forestal: Introducción al arte y ciencia de la restauración de paisajes forestales. Capítulo 1 (Serie Técnica OMIT No. 23) IUCN The World Conservation Union
- Márquez V.J. y E. B. Allen. 1996. Ineffectiveness of two annual legumes as nurse plants for establishment of *Artemisia californica* in coastal sage scrub. *Restoration Ecology* 4, pp. 42–50.
- Martínez-Garza, C. 2003. Selecting Late- Successional Trees for Tropical Forest Restoration. Tesis doctoral. Graduate College of the University of Illinois at Chicago.
- Martínez-Garza, C.; V. Peña, M. Ricker, A. Campos y H. Howe. 2005 Restoring tropical biodiversity: Leaf traits predict growth and survival of late-

- successional trees in early-successional environments. *Forest Ecology and Management* 217, pp. 365–379
- Marx, E.S., J. Hart y R.G. Stevens. 1996. *Soil Test Interpretation Guide*, EC 1478. Oregon State University, Corallis. Reimpreso en 1997
- Masaki, T. y T Nakashizuka. 2002. Seedling demography of *Swida controversa*: Effect of light and distance to conspecifics. *Ecology* 83(12), pp. 3497–3507
- Masera, O., M. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic change* 35, pp. 265-295
- Neumann, J. 2004. *Urban, Community-Based Habitat Restoration Case Studies*. 16ava conferencia, Society for Ecological Restoration, 24-26 de agosto, 2004, Victoria, Canada.
- Nyakuengama J. G.; G. M. Downes y J. Ng. 2002. Growth and wood density responses to later-age fertilizer application in *Pinus radiata*. *IAWA Journal*, Vol. 23 (4), pp. 431– 448
- Oenema, O. y G. L. Velthof. 2002. Balanced fertilization and regulating nutrient losses from agriculture. En *Agricultural Effects on Ground and Surface Waters: Research and Society*. Eds. J. Steenvoorden, F. Claessen y J. Willems. Ed. Center for Ecology and Hydrology, Wallingford, Oxfordshire, UK
- Olmo, B. 2005. *Criterios e indicadores para la restauración del Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera*, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara.
- Olmo, B., A. Gallegos R., R. Villavicencio G., A.L. Santiago-Pérez, E. Hernández A. y L. Román M. 2005 *Criterios e Indicadores para la Restauración del Área de Protección a la Flora y Fauna La Primavera*. 1º Foro de Investigación y Conservación del Bosque La Primavera. 22 y 23 de septiembre del 2005, CUCBA, Universidad de Guadalajara.
- Osonubi, O. y W. J. Davies. 1981. Root growth and water relations of oak and birch seedlings. *Oecologia* 51, pp. 343-350.
- Padilla, F. y F. Pugnaire. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(4), pp. 196–202
- Pardos, M. A. Royo y J. A. Pardos. 2005. Growth, nutrient, water relations, and gas exchange in a holm oak plantation in response to irrigation and fertilization. *New Forest* 30, pp. 75-94
- Pareliussen I., E. G. Olsson y W. S. Armbruster. 2006. Factors Limiting the Survival of Native Tree Seedlings Used in Conservation Efforts at the Edges of Forest Fragments in Upland Madagascar *Restoration Ecology* Vol. 14, No. 2, pp. 196–203
- Parrotta, J. 1995. Influence of Overstory Composition on Understory Colonization by Native Species in Plantations on a Degraded Tropical Site. *Journal of Vegetation Science*, Vol. 6, No. 5, pp. 627-636

- Paul, J., A. Randle, C. Chapman y L. Chapman. 2004. Arrested succession in logging gaps: is tree seedling growth and survival limiting?. *African Journal of Ecology*, 42, pp. 245–251
- Pausas, J., C. Bladé, A. Valdecantos, J. Seva, D. Fuentes, J. Alloza, A. Vilagrosa, S. Bautista, J. Cortina y R. Vallejo. 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review *Plant Ecology* 171, pp. 209–220
- Pérez-Salicrup., D. 2005. La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. pp. 79-86. *In: Sánchez, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez M. y Azuara, D (eds). 2005. Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). México, D.F.*
- Pickett, S. 1998. *In: Ecologists Go to Town, Science News En línea, Mari N. Jensen (editor)*
- Pysek, P., V. Jarosik, y T. Kucera. 2002. Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation* 104.
- Ramírez-Bamonde E. S., L.R. Sánchez-Velásquez y A. Andrade-Torres. 2005. Seedling survival and growth of three species of mountain cloud forest in Mexico, under different canopy treatments. *New Forest* 30, pp. 95-101
- Riege, D. y R. Del Moral. 2004. Differential Tree Colonization of Old Fields in a Temperate Rain Forest. *The American Midland Naturalist* 151:251–264
- Rodríguez, A y A. Castro-Castro. 2005 Plantas Nativas del Bosque de la Primavera con Valor Ornamental. . 1º Foro de Investigación y Conservación del Bosque La Primavera. 22 y 23 de septiembre del 2005, CUCBA, Universidad de Guadalajara.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Ed. Limusa. México, pp 432
- Sachman. B. 2004. Efectos de la introducción de especies en la recuperación de la dinámica de C y N de un sitio perturbado de SBC en Chamela, Jalisco. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología. UNAM. México, D.F.
- Sánchez, A. 1992. Evaluación del cambio del uso en la Sierra La Primavera durante 1972-1986. Tesis de Licenciatura, Facultad de Agronomía, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco, México.
- Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara. 2005. Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). México, D.F.
- Santiago, A. L. y R. Villavicencio. 2007. Multiple analyses of environmental and structural variables to characterization of *Quercus* and *Pinus* forests in the La Primavera, Jalisco, Mexico. The Annual Meeting of the Association for Tropical Biology and Conservation. 15 al 19 de Julio del 2007, Morelia, México.
- Santiago, A. L., R. Villavicencio, A. Gallegos, J. Röder y J. J. Olea Meneses. 2006. Condiciones físicas y estructura forestal de la microcuenca del río Salado del área de protección de flora y fauna La Primavera, como fase descriptiva para

- la valoración de pago por servicios ambientales. XVII Semana Nacional de la Investigación Científica. 27-30 de noviembre de 2006, pp. 185 -191
- Schrott, G., K. With, y A. King†. 2005. Demographic Limitations of the Ability of Habitat Restoration to Rescue Declining Populations. *Conservation Biology*, pp. 1181–1193
- Secretaría de Medio Ambiente para el Desarrollo Sustentable (SEMADES). 2006. Documento técnico del municipio de Zapopan. Modelo de Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Jalisco. Documento electrónico consultado abril 2007. <http://semades.jalisco.gob.mx/moet/index.htm>.
- SEMARNAT 2006. Compendio de estadísticas ambientales 2006. Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales Dimensión Ambiental Recursos Forestales Daños a los bosques – Deforestación. http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/compendio06/Reportes/D3_FORESTAL/D3_RFORESTA08/D3_RFORESTA08_02.htm. Citado en mayo del 2007
- Semarnat. 2000. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera. México.
- Sène, E. H. 1997. The potential of *Prosopis* in the conservation and development of drylands: the FAO perspectives. Taller, 13-15 Marzo 1996, Washington, D.C.
- Shepherd, A. 1994. The Christmas Island rehabilitation programme. *Journal of Tropical Forestry Science*. Vol. 39, pp. 18-27
- Simmons, Mark T. 2005. Bullying the Bullies: The Selective Control of an Exotic, Invasive Annual (*Rapistrum rugosum*) by Oversowing with a Competitive Native Species (*Gaillardia pulchella*). *Restoration Ecology* Vol. 13, No. 4, pp. 609–615
- Sims, G.K. 2006. Soil degradation. *McGraw Hill Encyclopedia of Science and Technology*, 10th ed. McGraw Hill, New York. Volumen 16.
- Smit, R. y H. Olf. 1998. Woody species colonization in relation to habitat productivity. *Plant Ecol* 139, pp.203–209.
- Society of Ecological restoration international science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society of Ecological Restoration International.
- Stille, A., 2002. Wild Cities: It's a Jungle. *New York Times* 11/23/2002.
- Terrence, K. R. 2005. The Successional Dynamics of Lightning-initiated Canopy Gaps in mangrove Forest of Shark River, Everglades National Park, USA. Tesis Doctoral. Florida International University. Miami, Florida
- Timmer, V. R. y B. D. Miller. 1991. Effects of contrasting fertilization and moisture regimes on biomass, nutrients, and water relations of container grown red pine seedlings. *NewForests* 5, pp. 335-348
- Turner B. L., S. C. Villar, D. Foster, J. Geoghegan, E. Keys, P. Klepeis, D. Lawrence, P.M. Mendoza, S. Manson, Y. Ogneva-Himmelberger, A. B. Plotkin, D.P. Salicrup, R.R. Chowdhury, B. Savitsky, L. Schneider, B. Schmook y C. Vance. 2001. Deforestation in the Southern Yucatán Peninsular region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154, pp. 353–370

- Turner, I. M. 2001. The ecology of trees in the tropical rain forest. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Vasiliauskas, S. A. y L. W. Aarssen. 2000. Seedling Establishment in Algonquin Provincial Park, Ontario, Canada. Symposium on sustainable management of hemlock ecosystems in eastern North America Gen. Tech. Rep. NE-267. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station., pp. 148-153
- Vázquez A., F. M. Jean y J. Palacio. 2002. Análisis del cambio de uso del suelo. Convenio INE-IGg (UNAM). Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vázquez-Yánes, C. y A.I. Batis. 1997. La restauración de la vegetación, árboles exóticos vs. árboles nativos. Ciencias 43, pp. 16-23.
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis Muñoz, M. I. Alcocer Silva, M. Gual Díaz y 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.
- Viana, V. M., A. A. J. Tabanez, y J. L. F. Batista. 1997. Dynamics and restoration on forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest, pp. 351-365 en W. F. Laurance, y R. O. Bierregaard Jr, editores. Tropical forest remnants. Ecology, management and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Vitousek, P. M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. Oikos 57, pp. 7-13
- Wielinga, B.; R. Waterworth y C. Brack. 2007. Fertiliser and irrigation effects on wood density at various heights for *Pinus radiata*. Eur J Forest Res, DOI 10.1007/s10342-007-0183-5
- Zanini, L. y G. Ganade. 2005. Restoration of Araucaria Forest: The Role of Perches, Pioneer Vegetation, and Soil Fertility. Restoration Ecology Vol. 13, No. 3, pp. 507-514

Resultados obtenidos para *Prosopis laevigata* y que no se incluyeron en los resultados generales de este trabajo puesto que esta especie cumplió objetivos diferentes dentro del diseño experimental.

Tabla A. Datos de sobrevivencia y crecimiento de *Prosopis laevigata*

| Especie <i>P. laevigata</i> | |
|-----------------------------|--------|
| Individuos sembrados | 319 |
| Sobrevivencia | 171 |
| % | 54% |
| Incremento Diámetro (mm) | 3.36 |
| des. est. | 3.96 |
| TCR del diámetro | 0.12 |
| Incremento Altura (mm) | 273.53 |
| des. est. | 276.02 |
| TCR de altura | 9.90 |
| n | 87 |

Tabla B. Principales causas aparentes de mortalidad y número de eventos relacionados a cada causa.

| <i>P. laevigata</i> | |
|--------------------------------------|-----|
| Total de muertos | 147 |
| Total evaluado (ver arriba) | 71 |
| Causas posibles de mortalidad | |
| Estrés hídrico | 62% |
| Factores físicos | 4% |
| Herbivoría por mamíferos | 18% |
| Herbivoría por insectos | 13% |
| Parásitos | 3% |

Para *Prosopis laevigata* el manejo resultó ser significativo en la sobrevivencia siendo un 32% mayor la sobrevivencia con manejo que sin éste; los tratamientos y la interacción no fueron significativos (Tabla D y C).

El incremento en el diámetro no se vio afectado por el manejo pero si por los tratamientos de plantación siendo el tratamiento 2 en que presentó una TCR 28% arriba que la TCR del tratamiento 1. La interacción tampoco fue significativa. Para el incremento en le altura, ningún factor resultó significativo, es decir que la altura

aumentó de manera equitativa con los efectos del manejo y de los tratamientos de plantación.

Tabla C. Supervivencia y crecimiento de la especie tomando en cuenta el efecto de los tratamientos, el manejo y su interacción.

| <i>P. leavigata</i> | | CON MANEJO | | SIN MANEJO | |
|---------------------|---------------|-------------|--------|-------------|--------|
| | | T1 | T2 | T1 | T2 |
| Interacción | <i>sobrev</i> | 54% | 68% | 48% | 44% |
| | <i>diam</i> | 0.1345 | 0.0735 | 0.1501 | 0.1633 |
| | <i>alt</i> | 11.72 | 7.1728 | 11.764 | 11.214 |
| | | CM | | SM | |
| Manejo | <i>sobrev</i> | 61% | | 46% | |
| | <i>diam</i> | 0.102474732 | | 0.156300775 | |
| | <i>alt</i> | 9.12353516 | | 11.50654182 | |
| | | T1 | | T2 | |
| Tratamientos | <i>sobrev</i> | 54% | | 56% | |
| | <i>diam</i> | 0.137204886 | | 0.10636684 | |
| | <i>alt</i> | 11.24822708 | | 8.651463858 | |

Tabla D. Resultados de los análisis de varianza hechos con diseño split-plot

| | | man | trat | man:trat |
|----------------------|---------|--------------|---------------|----------|
| Supervivencia | numDF | 1 | 1 | 1 |
| | denDF | 24 | 24 | 24 |
| | F-value | 7.027214 | 0.938139 | 1.597008 |
| | p-value | 0.014 | 0.3424 | 0.2185 |
| Diámetro | numDF | 1 | 1 | 1 |
| | denDF | 79 | 79 | 79 |
| | F-value | 1.384469 | 4.962141 | 1.399037 |
| | p-value | 0.2429 | 0.0288 | 0.2404 |
| Altura | numDF | 1 | 1 | 1 |
| | denDF | 79 | 79 | 79 |
| | F-value | 0.002571 | 0.66327 | 1.744598 |
| | p-value | 0.9597 | 0.4179 | 0.1904 |

ANEXO 2

Anexo 2. Resultados de los análisis de varianza para cada causa de daño y mortalidad divididas por riqueza, tratamientos y manejo. Las celdas resaltadas en gris muestran aquellas pruebas con resultados significativos.

| | TRATAMIENTOS | | | | MANEJO | | | |
|----------------------|--------------|-------|---------|------------------|--------|-------|---------|------------------|
| | NumGL | DenGL | F-valor | p-valor | NumGL | DenGL | F-valor | p-valor |
| ESTRÉS HÍDRICO | 3 | 3 | 17.26 | <.0001 | 1 | 1 | 75.84 | <.0001 |
| FACTORES FÍSICOS | 3 | 3 | 13.93 | <.0001 | 1 | 1 | 1.671 | 0.1962 |
| HERBIVORÍA INSECTOS | 3 | 3 | 16.85 | <.0001 | 1 | 1 | 14.94 | 0.0001 |
| HERBIVORÍA MAMÍFEROS | 3 | 3 | 14.31 | <.0001 | 1 | 1 | 2.591 | 0.1075 |
| PARÁSITOS | 3 | 3 | 13.37 | <.0001 | 1 | 1 | 8.065 | 0.0045 |

ANEXO 3

Anexo 3. Resultados de los análisis de varianza hechos con diseño split-plot. Las celdas resaltadas en gris muestran aquellas pruebas con resultados significativos.

| | SOBREVIVENCIA | | | | | | DIÁMETRO | | | | | | ALTURA | | | | | |
|-----------------------|---------------|---|--------|---------|------------------|---------|----------|---------|---------------|---|---------|----------|---------------|--|--------|--|---------|---------|
| | Num GL | | Den GL | | F-valor | p-valor | Num GL | | Den GL | | F-valor | p-valor | Num GL | | Den GL | | F-valor | p-valor |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| General | MAN | 1 | 278 | 21.6881 | <.0001 | 1 | 424 | 0.03532 | 0.851 | 1 | 424 | 5.73902 | 0.017 | | | | | |
| | TRAT | 3 | 278 | 0.98213 | 0.4016 | 3 | 424 | 0.84275 | 0.471 | 3 | 424 | 0.56633 | 0.6375 | | | | | |
| | INTER | 3 | 278 | 0.93323 | 0.425 | 3 | 424 | 3.66832 | 0.0124 | 3 | 424 | 1.64089 | 0.1793 | | | | | |
| <i>P. devoniana</i> | MAN | 1 | 40 | 1.81873 | 0.1851 | 1 | 86 | 4.7474 | 0.0321 | 1 | 86 | 0.05499 | 0.8151 | | | | | |
| | TRAT | 2 | 40 | 0.28469 | 0.7538 | 2 | 86 | 0.05598 | 0.9456 | 2 | 86 | 0.71211 | 0.4935 | | | | | |
| | INTER | 2 | 40 | 0.96839 | 0.3884 | 2 | 86 | 2.04143 | 0.1361 | 2 | 86 | 0.29939 | 0.742 | | | | | |
| <i>P. douglasiana</i> | MAN | 1 | 39 | 6.4305 | 0.0153 | 1 | 48 | 0.34617 | 0.5591 | 1 | 48 | 0.041727 | 0.839 | | | | | |
| | TRAT | 2 | 39 | 0.96155 | 0.3912 | 2 | 48 | 0.14815 | 0.9627 | 2 | 48 | 0.011229 | 0.9888 | | | | | |
| | INTER | 2 | 39 | 0.92095 | 0.4066 | 2 | 48 | 0.00802 | 0.992 | 2 | 48 | 0.838742 | 0.4385 | | | | | |
| <i>P. occarpa</i> | MAN | 1 | 39 | 1.99674 | 0.1656 | 1 | 32 | 2.29022 | 0.14 | 1 | 32 | 1.93454 | 0.1739 | | | | | |
| | TRAT | 2 | 39 | 0.54779 | 0.5826 | 2 | 32 | 2.66616 | 0.0849 | 2 | 32 | 0.11389 | 0.8927 | | | | | |
| | INTER | 2 | 39 | 0.36482 | 0.6967 | 2 | 32 | 0.82649 | 0.4467 | 2 | 32 | 0.83865 | 0.4416 | | | | | |
| <i>Q. castanea</i> | MAN | 1 | 39 | 4.6242 | 0.0378 | 1 | 83 | 0.12316 | 0.7265 | 1 | 83 | 2.43231 | 0.1227 | | | | | |
| | TRAT | 2 | 39 | 0.61205 | 0.5474 | 3 | 83 | 2.47474 | 0.0672 | 3 | 83 | 0.06986 | 0.9759 | | | | | |
| | INTER | 2 | 39 | 0.27992 | 0.7573 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Q. resinosa</i> | MAN | 1 | 39 | 4.33224 | 0.044 | 1 | 68 | 2.98521 | 0.0886 | 1 | 68 | 0.17924 | 0.6734 | | | | | |
| | TRAT | 2 | 39 | 0.81816 | 0.4487 | 2 | 68 | 0.8138 | 0.4474 | 2 | 68 | 1.42341 | 0.248 | | | | | |
| | INTER | 2 | 39 | 0.46337 | 0.6326 | 2 | 68 | 0.60762 | 0.5476 | 2 | 68 | 0.69885 | 0.5007 | | | | | |
| <i>Q. rugosa</i> | MAN | 1 | 39 | 9.82221 | 0.0033 | 1 | 65 | 3.93743 | 0.0514 | 1 | 65 | 7.81061 | 0.0068 | | | | | |
| | TRAT | 2 | 39 | 0.47254 | 0.6269 | 2 | 65 | 0.91974 | 0.4037 | 2 | 65 | 0.21758 | 0.805 | | | | | |
| | INTER | 2 | 39 | 0.44268 | 0.6455 | 2 | 65 | 0.89248 | 0.4146 | 2 | 65 | 3.72389 | 0.0294 | | | | | |