

00377



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

CENTRO DE INVESTIGACIONES
EN ECOSISTEMAS

**EFFECTO DEL ESFUERZO DE RESTAURACIÓN DE LA
VEGETACIÓN NATIVA ALEDAÑA AL VOLCÁN
PARICUTÍN, MICHOACÁN, MÉXICO.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

PRESENTA
JOSÉ ARNULFO BLANCO GARCÍA

DIRECTOR: DR. ROBERTO LINDIG CISNEROS

MÉXICO, D.F..

FEBRERO, 2005

m. 341033



Universidad Nacional
Autónoma de México

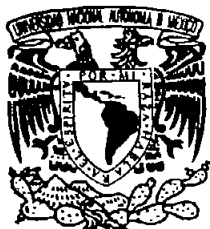


UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS COORDINACIÓN

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: José Amulfo Blanco
García

FECHA: 15 febrero - 2005

FIRMA: Amulfo Blanco García

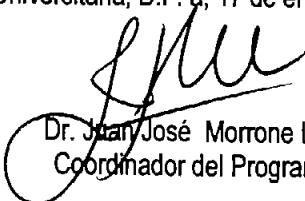
Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 29 de octubre del 2004, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de grado de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental) del(a) alumno(a) **Blanco García José Amulfo** con número de cuenta **503006628**, con la tesis titulada: **"Efecto del esfuerzo de Restauración en la Vegetación Nativa aledaña al volcán Parícutín, Michoacán, México"**, bajo la dirección del(a) **Dr. Roberto Antonio Lindig-Cisneros**.

Presidente:	Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup
Vocal:	Dr. Carlos Martorell Delgado
Secretario:	Dr. Roberto Antonio Lindig-Cisneros
Suplente:	Dr. Horacio Paz Hernández
Suplente:	Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F. a, 17 de enero del 2005


Dr. Juan José Morrone Lupi
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado

AGRADECIMIENTOS

El presente proyecto fue financiado por el Gaylor Nelson Institute for Environmental Studies de la Universidad de Wisconsin-Madison a través de un donativo del Sr. Ed Weigner y por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología a través del proyecto Semarnat-2002-C01-0760.

Quiero agradecer también al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada durante la realización de éste posgrado (número de becario 173038).

Reitero mis agradecimientos para los miembros del Comité Tutorial y del Jurado; a la Dra. Consuelo Bonfil Sanders y al Dr. Diego Pérez Salicrup por sus útiles e importantes comentarios durante la realización del proyecto y la revisión final del documento. También quiero agradecer al Dr. Carlos Martorell Delgado y al Dr. Horacio Paz Hernández por su participación en la revisión final del documento, sin duda sus comentarios y sugerencias fueron útiles para mejorarlo.

También quiero agradecer a la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro por todas las facilidades para la realización del trabajo de campo, espero que este documento les sea útil para sus proyectos de manejo forestal.

Es muy importante para mí agradecer al Director de esta tesis; Dr. Roberto Lindig Cisneros, quien desde que nos conocimos no ha escatimado un solo instante de su tiempo para asesorar este trabajo. Mil gracias por tu confianza, atención, paciencia, y apoyo para mi persona. Gracias también a la Dra. Sabina Lara Cabrera por su apoyo, disposición y por permitirme colaborar en sus proyectos. Ha sido muy importante y motivante haber encontrado a los dos en mi camino, toda mi admiración y respeto para ustedes.

Gracias también a los jóvenes entusiastas del Laboratorio de Ecología de Restauración por su colaboración y apoyo durante el trabajo de campo (Mariela, Esteban, Nancy, Tana, Ivan y Pedro).

Hay mucha gente que durante este tiempo me ha brindado su amistad, alegría y apoyo; muchas gracias a todos mis compañeros estudiantes del CIEco y también a los investigadores que me brindaron atención y apoyo. Muchas gracias a mis amigazos Rober, Peláez, Javier Torres, Arturo Camacho y chino Villaseñor, también a Neyra por su apoyo para terminar esta etapa.

Gracias Ethel, por tu cariño, comprensión y apoyo incondicional, nos quedan varios proyectos por alcanzar juntos.

Finalmente, y en un lugar muy importante para mi se encuentra mi familia, muchas gracias por su apoyo y su ejemplo, gracias papá, mamá y todos mis hermanos, los quiero mucho y los admiro, y ya saben: lo mejor siempre esta por venir!!!.

Introducción	1
Capítulo 1. La restauración ecológica de bosques.	3
Revisión de las estrategias comúnmente usadas en la restauración de bosques degradados.	6
Estrategias para sitios con niveles bajos de degradación	9
Estrategias para sitios con niveles altos de degradación	11
El uso de acolchados como técnica de restauración	13
Conclusiones	14
Capítulo 2. Efecto del esfuerzo de restauración de la vegetación nativa en las inmediaciones del volcán Parícutín, Michoacán, México.	15
Introducción	15
Métodos	20
Localización del área de estudio	20
Trabajo de campo	21
Análisis estadístico	23
Resultados.	24
Condiciones ambientales	24
1. desempeño de las plantas de <i>Pinus pseudostrobus</i>	25
2. dinámica del acolchado de corteza de pino	27
3. desempeño de las plantas de <i>Lupinus. elegans</i>	28
Discusión y conclusiones	31
Recomendaciones de manejo	34
Capítulo 3. Desempeño de <i>Lupinus elegans</i> bajo condiciones de restauración en Nuevo San Juan Parangaricutiro; edad óptima de trasplante y control de factores ambientales limitantes.	35
Introducción	35
Métodos	36
Resultados	37
Efectos de bloque; erosión y herbivoría	38
Desempeño de las distintas edades de <i>L. elegans</i>	39
Discusión y conclusiones	41
Conclusiones generales	43
Literatura citada	45

Resumen

Se evaluó el establecimiento y la supervivencia de *Pinus pseudostrobus* (especie arbórea abundante en los bosques circundantes) y *Lupinus elegans* (una leguminosa fijadora de nitrógeno) en áreas cubiertas por ceniza volcánica procedente de la erupción del Parícutín en Michoacán. También se evaluó el funcionamiento de la corteza de pino como acolchado orgánico.

Después de un año, la supervivencia de *P. pseudostrobus* fue significativamente mayor ($P < 0.001$) en cuadros cubiertos con corteza de pino (46.5%) que en cuadros sin corteza (21.8%). Las plantas de *L. elegans* sobrevivieron más tiempo cuando crecieron en cuadros con corteza de pino. La corteza de pino disminuyó las altas temperaturas de la arena (tefra) durante la estación seca (casi 58°C, 4 cm por debajo de la superficie en abril del 2003).

La supervivencia de *L. elegans* fue afectada por la herbivoría de mamíferos pequeños, la erosión pluvial y las bajas temperaturas durante el invierno. Los resultados sugieren que el uso de la corteza de pino como acolchado orgánico puede amortiguar las difíciles condiciones ambientales que se presentan en el sitio de estudio. En un estudio de seguimiento (2003-2004), se logró disminuir la afectación por erosión pluvial y por herbivoría con la excavación de zanjas de nivel y el cercado con malla de gallinero respectivamente.

Palabras clave: tefra, acolchado, *L. elegans*, *Pinus pseudostrobus*, restauración ecológica, leguminosas, curvas de supervivencia.

LISTA DE FIGURAS.

Figura 1. Ubicación de los bloques y cuadros en las parcelas experimentales localizadas en la Mesa de Cutzato.

Figura 2. Diagrama de un cuadro de 1.96 m² con el tratamiento # 4; dos individuos de *P. pseudostrobilus*, cuatro de *L. elegans* y una capa homogénea de corteza de pino de aproximadamente 4 cm de espesor.

Figura 3. Cronograma de actividades para el experimento montado en la Mesa de Cutzato.

Figura 4. Temperatura máxima del suelo durante el periodo de muestreo

Figura 5. Curva de supervivencia de *L. elegans* y temperatura mínima mensual del aire a lo largo del periodo de muestreo.

Figura 6. Incidencia de factores ambientales en el desempeño de *L. elegans*.

Figura 7. Curva de supervivencia de *L. elegans* en presencia y ausencia de corteza ($X^2 = 19.5$, $P < 0.001$). La línea continua representa a *L. elegans* en cuadros sin corteza, la línea punteada a la misma especie en cuadros con corteza.

Figura 8. Relación entre la altura y la supervivencia de *L. elegans*. $F_{201}=79.2$, $P < 0.001$, $R^2=.28$

Figura 9. Altura promedio de las plántulas de distintas edades al momento de ser plantadas.

Figura 10. Supervivencia de *L. elegans* en cuadros latinos protegidos con y sin malla. Las diferencias son significativas entre ambos tratamientos ($X^2 = 195$, $P < 0.01$)

Figura 11. Curvas de supervivencia de las diferentes edades usadas. $X^2=32$, $P < 0.01$

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Temperaturas en la Mesa de Cutzato.

Tabla 2. Número de pinos vivos y muertos por bloque en junio 2003.

Tabla 3. Supervivencia de pinos en los diferentes tratamientos.

Tabla 4. Análisis de devianza aplicado al número de pinos vivos por cuadro.

Tabla 5. Resultados del ANOVA de dos vías aplicado al crecimiento de los pinos.

Tabla 6. Porcentaje promedio de corteza restante en los bloques al final del muestreo (abril 2003).

Tabla 7. Datos de temperatura (°C) del suelo desnudo y bajo corteza en un periodo de 26 días (14 de enero al 10 de febrero del 2004).

Tabla 8. Análisis de riesgos proporcionales de la supervivencia de *L. elegans* en función de las variables experimentales.

Tabla 9. Número de individuos vivos a cinco meses de montado el experimento.

Tabla 10. Intervalos de confianza (95%) simultáneos para las combinaciones lineales de las diferentes edades de *L. elegans* mediante el método de Tukey (en asterisco, las combinaciones con diferencias significativas).

INTRODUCCION

En los últimos años la restauración ecológica se ha convertido en un componente esencial del manejo de ecosistemas productivos, así como de la conservación de la biodiversidad (Hobbs y Norton 1996). Prácticamente no existe ecosistema alguno en que no se haya presentado algún tipo de perturbación antropogénica, lo que ha producido una gran cantidad de ecosistemas con diferentes tipos de degradación: ríos contaminados, zonas deforestadas, campos agrícolas empobrecidos, minas abandonadas y muchos más; sin embargo existen también ecosistemas degradados por perturbaciones naturales; como un bosque afectado por el paso de un huracán o la erupción de un volcán. Esta última implica la ocurrencia de un evento de proporciones catastróficas que normalmente provoca la eliminación parcial o total de la vegetación. La mayoría de los estudios realizados en sitios afectados por este tipo de perturbaciones concuerdan en que la falta de nutrientes y la lejanía a fuentes de propágulos son los factores que más limitan la recuperación de la cobertura vegetal (Del Moral y Clappitt 1985).

La erupción del volcán Parícutín (1943-1952), en el estado de Michoacán, México, fue un evento de grandes proporciones que disminuyó la cobertura forestal e inutilizó las tierras agrícolas de la zona (Eggler 1948, 1959, 1963). Se produjeron derrames lávicos que abarcaron una superficie aproximada de 24 km² y se depositaron cenizas volcánicas en una extensión de 350 km², con espesores mayores a 2 m en un radio de entre 3 y 6 km alrededor del cono.

Como consecuencia de la transformación de zonas relativamente planas en terrenos agrícolas antes de la erupción del volcán Parícutín y de la acumulación de tefra en estos sitios y otros que se encontraban desprovistos de vegetación al momento de la erupción, hoy en día existen arenales en la región en los cuales la

vegetación se ha establecido de manera marginal. La Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP) tiene el interés de restablecer el bosque con fines de manejo forestal en estos arenales. En respuesta a esta necesidad se llevaron a cabo una serie de experimentos con la finalidad de incrementar el establecimiento y la supervivencia de dos especies nativas, *Pinus pseudostrobus* y *Lupinus elegans*. Esto permitirá también probar algunas estrategias encaminadas a recuperar la cobertura vegetal de uno de los sitios afectados por la depositación de ceniza volcánica.

La estructura de esta tesis es la siguiente: en el primer capítulo se hace una revisión de las estrategias de restauración ecológica utilizadas en la restauración de bosques y se identifican algunas necesidades de investigación. El segundo capítulo contiene los resultados obtenidos durante el primer año de trabajo en el sitio de estudio, en donde se puso a prueba el efecto de la corteza de pino molida (un subproducto del aprovechamiento forestal sustentable de la CINSJP) utilizada como acolchado en la supervivencia y crecimiento de *Pinus pseudostrobus* y *Lupinus elegans*. El tercer capítulo incluye los resultados de un experimento de seguimiento en el que se determinó la edad óptima de transplante de las plántulas de *Lupinus elegans* en los arenales y se pusieron a prueba dos métodos para incrementar su supervivencia, el uso de zanjas de nivel para reducir la escorrentía y el cercado con malla para impedir el ramoneo por herbívoros pequeños.

Capítulo 1. LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE BOSQUES.

Probablemente el mayor impacto del desarrollo de las civilizaciones humanas en la biósfera a nivel mundial ha sido la transformación de entre un tercio y la mitad de los bosques en pastizales, terrenos agrícolas y otros usos (World Resources Institute 1998). La mayoría de los bosques que aún existen se encuentran muy fragmentados y degradados, particularmente en los trópicos, en donde más del 30% de los bosques son secundarios (Gómez Pompa y Vázquez Yanes 1974).

En algunos casos los bosques se regeneran de manera natural y se recuperan al menos en forma parcial, mientras que en otros, como ciertos bosques de zonas montañosas, la falta de regeneración y la degradación continua pueden causar problemas ambientales serios que incluyen inundaciones catastróficas y altos niveles de erosión.

Debido a la extensión y gravedad de los problemas asociados con la degradación de los bosques, la restauración de estos ecosistemas es deseable para prevenir pérdidas mayores de biodiversidad y para restablecer algunos de los recursos y servicios que proporcionan, como la producción de madera y celulósicos, la captura de carbono, la conservación del suelo y del agua, y para mejorar la calidad de vida de los habitantes tanto de zonas rurales como urbanas (Gregory e Ingram 2000, Maser 1995).

La ecología de la restauración es una rama de la ecología que recientemente ha cobrado importancia en nuestro país y que puede cobrar mayor relevancia con el tiempo. Debido a que es una disciplina reciente, existe una gran variedad de términos — muchas veces similares o cuando menos muy relacionados entre si — que se utilizan de manera confusa en ámbitos diferentes, casi todos encaminados a reestablecer parcial o totalmente las condiciones naturales de una región en

particular. Hobbs y Norton (1996) atribuyen esta abundante terminología en parte a la falta de un marco teórico adecuado y consensuado que sirva de referencia a los diversos estudios de restauración. Es necesario llegar a consensos para contribuir a la consolidación de la ecología de la restauración como una disciplina científica que vaya más allá de la experimentación *in situ* y de la acumulación empírica de conocimientos y técnicas útiles para situaciones particulares (Temperton y Hobbs 2004).

De acuerdo a Vázquez-Yanes et al. (1999), existen tres posiciones distintas con respecto al significado de la restauración ecológica:

Una visión estricta considera que el objetivo de la restauración es retornar a las condiciones existentes en las comunidades naturales antes de la perturbación o degradación, incluida toda la diversidad biológica. Este regreso a la situación original sería posible en zonas con niveles de perturbación bajos, tales como reservas de la naturaleza, en las que sólo una parte de la comunidad original ha sido alterada.

La segunda posición, en cambio, reconoce que en muchos casos sólo será posible lograr una recuperación parcial que puede ser compatible con actividades productivas. En este caso la restauración ecológica estaría dirigida a tratar de recuperar las principales funciones del ecosistema original, que permitan mantener la estabilidad en aspectos tales como la fertilidad, la conservación del suelo y el ciclo hidrológico. En este caso la diversidad biológica y la composición de especies pueden diferir de las de comunidades naturales e incluir especies exóticas que hayan ingresado al área (Vázquez-Yanes et al. 1999).

La tercera visión busca, en cambio, desarrollar un paisaje atractivo para reemplazar otro que no lo es; por ejemplo, un relleno sanitario.

Hobbs y Norton (1996), reconocen que el término restauración puede ser aplicado a diversas situaciones, encontrándose todas dentro del significado general de éste. De esta manera, la restauración persigue siempre alguna de las siguientes metas: restaurar sitios altamente degradados con una ubicación puntual (tal es el caso de las minas abandonadas), mejorar la calidad de tierras productivas degradadas por agricultura, ganadería o deforestación (tierras erosionadas o salinizadas), incrementar el valor de conservación de zonas protegidas (eliminación de especies invasoras o de algún agente causante de perturbaciones bajas a moderadas), y por último, incrementar el área de conservación en zonas productivas (reintegrando sitios perturbados a zonas de conservación).

La visión de Vazquez-Yanes y colaboradores (1999) muestra la complejidad con la que puede ser abordada la restauración, mientras que la de Hobbs y Norton da cuenta de las distintas aplicaciones que puede llegar a tener la actividad. Además, como lo interpretan estos últimos autores; la restauración ocurre a lo largo de un continuo, y la mayoría de las diferentes actividades y términos implican distintas formas de restauración.

Los niveles de destrucción de la cubierta vegetal, del suelo fértil y de la capacidad de regeneración de la vegetación nativa marcarán la pauta del origen y las características biológicas de las especies que podrán usarse para cada localidad. Lugares con un nivel de deterioro relativamente bajo podrían conservar los mecanismos naturales de regeneración o "cicatrización" como la presencia de un banco edáfico de semillas y estructuras vegetativas vivas, lluvia de semillas y un suelo aún fértil. Un nivel de deterioro mayor podría requerir de manipulaciones que incluyan incrementar la calidad ambiental del sitio mediante el uso de especies de plantas que mejoren las cualidades del suelo y del microclima, combinadas con la

reactivación de la lluvia de semillas procedentes de zonas conservadas cercanas a través de dispersores de semillas. Finalmente, en áreas muy alteradas o en las que se presenta una invasión natural o inducida de especies de plantas exóticas se podrían requerir acciones como eliminación de la vegetación invasora, mejoramiento ambiental del sitio por medio de especies vegetales locales o introducidas, adecuadas para el fin buscado, e incluso medidas que incorporen técnicas de ingeniería del paisaje para mejorar las condiciones de establecimiento de las plantas que se utilicen en la reforestación (Vázquez-Yanes et al. 1999).

Revisión de las estrategias comúnmente usadas en la restauración de bosques degradados.

En los últimos años se ha hecho un uso poco cuidadoso de los términos reforestación, plantación y restauración; normalmente se consideran como sinónimos (especialmente restauración y reforestación) y esta deformación es común en los medios de comunicación, la administración pública e inclusive en el ambiente científico y académico. Sin embargo, los tres términos son diferentes y sólo en muy pocas ocasiones la reforestación o las plantaciones pueden conducir a la restauración. Los dos primeros términos se asemejan en que se trata, por diferentes vías, de generar algún tipo de cobertura vegetal en zonas que por cualquier causa la han perdido parcial o totalmente.

Reforestación se asocia con la actividad de plantar especies que ya no pueden establecerse de manera natural o si lo hacen es con supervivencias muy bajas. Sin embargo, el sistema tiene la capacidad para permitir el desarrollo de estas, y se requiere únicamente de su llegada al sitio. De manera general, la reforestación persigue el reestablecimiento de cierta cobertura vegetal arbórea *in situ*.

El término plantación se refiere al uso de especies preferentemente arbóreas, ya sean nativas o exóticas, que presentan características especiales que las hacen aptas para desarrollarse en sitios con cierto nivel de degradación, en general, sitios donde otras especies no han podido progresar. Se ha probado que las plantaciones pueden "catalizar" la sucesión natural del bosque (Keenan et al. 1997, Parrota et al. 1997a), probablemente como resultado de varios factores, que incluyen mejores condiciones microclimáticas para la germinación bajo el dosel de la plantación, un incremento en la lluvia de semillas gracias a los animales que son atraídos al nuevo hábitat y la inhibición del crecimiento de pastos por la sombra de los árboles plantados (Powers et al. 1997). Las plantaciones de especies nativas han resultado exitosas para restaurar minas a cielo abierto en los trópicos a un costo razonable (Parrota et al. 1997b, Parrota y Knowles 1999). El uso de varias especies en plantaciones como método de restauración permite el establecimiento de un ambiente sucesional dinámico, al atraer a una gran variedad de especies de dispersores de semillas y permitir que las diferentes especies exploten la heterogeneidad espacial del sitio. Las características deseables para las especies de árboles en plantaciones con fines de restauración son: el carácter nativo de la especie, la arquitectura del árbol, tasas altas de producción y descomposición de la hojarasca, capacidad de fijar nitrógeno (en casos en donde la fertilidad del suelo sea limitante), resistencia a la sequía (en sitios secos y/o erosionados), producción de frutos atractivos para los dispersores de semillas y valor utilitario para la población local.

La selección de especies debe considerar el nivel de degradación del sitio. Si no hay una fuente local de semillas, por haber sido eliminados los árboles, es importante utilizar poblaciones con características genéticas que se acoplen a las

características del sitio que se pretende reforestar. La selección de la población fuente de semilla, también llamada procedencia, es de suma importancia en las especies arbóreas de amplia distribución, ya que suele haber elevada diferenciación genética entre poblaciones de una misma especie (Zobel y Talbert 1988).

A diferencia de la reforestación o las plantaciones comerciales, la restauración de bosques en el sentido estricto debe tener como meta restablecer toda la gama de atributos del bosque original o de un sistema de referencia (Hobbs y Norton 1996), es decir, no sólo la funcionalidad del ecosistema sino también la composición del sistema original o de uno de referencia (SER 2002). Como en muchas ocasiones es imposible llegar a esta meta, debido a niveles altos de degradación o falta de recursos, es razonable proponer proyectos, menos ambiciosos, que sin embargo tengan como metas maximizar el número de especies nativas y lograr un sistema autosuficiente (es decir con poblaciones estables de sus diversos componentes biológicos) para poder ser considerada restauración ecológica.

En este contexto la reforestación puede constituirse en restauración ecológica, en sentido estricto, solamente en aquellos casos en los que, por las condiciones del sitio, la plantación de árboles por sí sola permita que el ecosistema recupere los atributos que poseía antes de la degradación o aquellos de un sistema de referencia adecuado. De la misma manera, las técnicas de restauración de bosques pueden ser incorporadas, entre otros, a los programas de manejo de áreas protegidas, sistemas agrosilvopastoriles, plantaciones comerciales o en áreas urbanas cuando se busca incrementar la diversidad y funciones ecosistémicas de esa clase de proyectos.

Estrategias y Métodos para la Restauración de Bosques

El nivel de degradación determina los métodos a utilizar en una restauración. Tanto la duración como la intensidad del uso anterior de un área afectan el estado de deterioro (Nepstad et al. 1991), y aunque no son independientes, estos factores determinan de manera diferente cual estrategia de restauración es la más adecuada. Por ejemplo, en áreas con intensidades relativamente bajas de uso (como puede ser el efecto de los visitantes en un parque nacional), si ésta actividad ha ocurrido por largos períodos de tiempo es posible que el banco de semillas haya perdido especies susceptibles y que las propiedades físicas y químicas del suelo se encuentren alteradas (Jim 1998, Zabinski et al. 2000). Por otro lado, sitios que han sido usados por períodos de tiempo muy cortos pueden mostrar niveles muy altos de degradación, como puede ser el caso de operaciones mineras o algunas prácticas de explotación maderera (Bradshaw 2000). Otros factores importantes que afectan el proceso de restauración de bosques son: la topografía del área (que puede estar severamente afectada por la erosión y presentar cárcavas de grandes dimensiones), la hidrología, la estructura y fertilidad del suelo, la composición del banco de semillas (que puede estar empobrecido en especies nativas y/o contener grandes cantidades de semillas de especies invasoras), el estado de la comunidad microbiana del suelo y la distancia de fuentes de propágulos (Jones 1998).

A pesar de que los diferentes niveles de degradación se encuentran a lo largo de un continuo, en la práctica es posible agrupar a las estrategias de restauración en dos grandes grupos que se describen a continuación.

Estrategias Para Sitios con Niveles Bajos de Degradación

En algunos tipos de bosques y bajo ciertas circunstancias la estrategia de mínima intervención ha resultado exitosa para su restauración; ésta incluye prácticas de manejo como el control de incendios accidentales y la exclusión de ganado de las áreas protegidas. Esta estrategia ha sido muy exitosa en los bosques de podocarpáceas en Nueva Zelanda, en donde ha permitido la regeneración natural de la vegetación (Wilson 1994).

Aun dentro de las técnicas de intervención mínima, pero con un esfuerzo mayor, se encuentran las prácticas de manejo que imitan o permiten que los procesos naturales ocurran de nuevo y se logre de esta manera la meta de restauración deseada. Por ejemplo, el abandono de políticas de control de incendios forestales en bosques en los que el fuego es un componente de la dinámica natural de regeneración, acompañado de un programa de reducción de la hojarasca combustible por medio de fuegos controlados o remoción mecánica es una estrategia de restauración eficiente (Fries et al. 1997, Elliott et al. 1999, Vose et al. 1999, Bowler 2000). En bosques boreales administrados para la producción maderera, este método ha sido particularmente exitoso al usar prácticas de manejo que incorporan al fuego y la creación de claros, imitando la dinámica natural de perturbación (Fries et al. 1997, Angelstam 1998).

Con un mayor esfuerzo de restauración, al diversificar la composición de especies y la heterogeneidad espacial se promueve la restauración de la biodiversidad al proporcionar hábitat para la vida silvestre y para las plantas del sotobosque. Esta estrategia es particularmente atractiva en países en desarrollo porque al usar especies con importancia económica local se disminuye la relación costo-beneficio de la restauración (Montagnini et al. 1997, Walters 1997). Sin

embargo implica la colecta de semillas, conocer aspectos de la biología de las especies deseadas (época de fructificación, germinación), determinar los requerimientos de propagación de las especies, en algunos casos llevar a cabo ensayos de procedencias y de reintroducción y finalmente el sembrado o plantado de las especies seleccionadas.

Otros factores a considerar para la restauración de sitios con niveles bajos de degradación son la presencia de humus y árboles muertos, tanto en pie como derribados. El humus juega un papel importante en la dinámica de regeneración de muchas especies de árboles y plantas del sotobosque (Ponge et al. 1998) y afecta también a las poblaciones de microorganismos del suelo, incluyendo muchas especies de hongos ectomicorrizógenos (Baar y Kuyper 1998). El humus se puede acumular en cantidades dañinas para diversas especies del bosque, ya sea como consecuencia del control de incendios forestales naturales o debido al incremento de la productividad del bosque en respuesta a nutrientes depositados producto de la contaminación atmosférica (Prescott et al. 2000). También puede ocurrir que se produzcan pérdidas por la extracción inmoderada de hojarasca de bosques naturales para el cultivo de plantas ornamentales y jardines, en cuyo caso es necesario el desarrollo de programas de explotación sustentable del recurso.

Los árboles muertos, tanto en pie como derribados, son importantes porque proporcionan hábitat a muchas especies del bosque tanto vegetales como animales y en algunos casos su eliminación completa puede llevar a la extinción de especies que dependen de ellos (Baar y Kuyper 1998). Por estas razones es importante incluir en los programas de restauración la permanencia de estos elementos en los bosques.

Estrategias para Sitios con Niveles Altos de Degradación

Los sitios con niveles altos de degradación, como las minas a cielo abierto abandonadas, algunos pastizales abandonados, sitios dominados por especies invasoras, remanentes de bosque que se encuentren lejos de fuentes naturales de propágulos, áreas que sufrieron tala inmoderada o sitios con avanzado grado de erosión, son un reto particularmente difícil para su restauración (Hardwick et al. 1997, Parrotta et al. 1997b, Tucker y Murphy 1997). En un sitio muy degradado, la reaparición natural de especies de plantas nativas dependerá de su persistencia en el banco de semillas, no obstante, es común que con tal nivel de degradación este se encuentre disminuido y que las semillas requieran ser transportadas al sitio mediante agentes naturales o artificiales (Bakker et al. 1996). Bajo estas condiciones es frecuente que la restauración inicie con el establecimiento de una o pocas especies resistentes a condiciones adversas, ya sean herbáceas, arbustivas o arbóreas. Las especies que fijan nitrógeno, gracias a sus relaciones simbióticas, son frecuentemente seleccionadas porque pueden prosperar en suelos muy pobres y producir hojarasca en gran abundancia que se descompone rápidamente (Mislevy et al. 1990, Ashton et al. 1997, Lindig-Cisneros y Vázquez Yanes 1997), creando suelo nuevo y liberando los nutrientes que quedan disponibles para otras plantas.

Se han utilizado varias especies fijadoras de nitrógeno en proyectos de restauración, entre las que destacan los géneros *Inga*, *Acacia*, *Leucaena* y *Alnus*. Parrota (1995) llevó a cabo en Puerto Rico un estudio comparativo entre especies fijadoras de nitrógeno el cual incluyó a *Leucaena leucocephala*, especie exótica en la isla. Este estudio mostró cómo las especies fijadoras de nitrógeno permiten: a) crear un dosel cerrado que impide el crecimiento de los pastos, que de otra manera impiden la geminación de especies nativas, y b) la acumulación de hojarasca que se

descompone rápidamente. Sin embargo, *L. leucocephala* presentó tasas de crecimiento y reproductiva muy altas, que le confirieron una ventaja competitiva frente a otras especies de árboles nativos. Como consecuencia, este autor no recomienda el uso de *L. leucocephala* fuera de su rango natural de distribución, ya que puede llegar a impedir que el bosque regenerado eventualmente llegue a estar dominado por especies nativas. Este ejemplo ilustra que debe considerarse con mucho cuidado la introducción de especies fuera de su rango natural de distribución con fines de restauración.

El uso de acolchados como técnica de restauración

Cuando se deforesta un área, ésta experimenta cambios relevantes tanto en el microclima como en el suelo, que pueden constituir una barrera física que limite drásticamente el establecimiento de especies con fines de restauración. La vegetación natural modula el ciclo hidrológico al interceptar el agua de lluvia, captar la niebla y regular la velocidad de escurrimiento, lo que favorece la infiltración superficial y profunda. Algunos elementos climáticos también son alterados cuando se carece de una cobertura vegetal adecuada. En particular, la temperatura y la humedad del aire aumentan y disminuyen, respectivamente (Barradas 2000a).

En sitios donde las condiciones del suelo y el clima son adversas para el establecimiento de vegetación es común el uso de acolchados, sin embargo esta técnica ha sido poco considerada para proyectos de restauración ecológica. El acolchado consiste en el establecimiento de materiales orgánicos e inorgánicos que por su baja conductividad térmica ayudan a evitar o reducir la evapotranspiración, conservar la humedad del suelo, amortiguar o mantener cierta temperatura en el suelo y disminuir la erosión tanto hídrica como eólica (Barradas 2000a). Técnicas de manipulación del microclima como el acolchado han sido ampliamente usadas en la

agricultura pero no en la agroforestería o la restauración ecológica. Una búsqueda de trabajos recientes relacionados con acolchados proporcionó una lista de 1,600 artículos publicados y sólo seis se referían a sistemas agroforestales (Barradas 2000b). Materiales tales como corteza de pino, aserrín, composta y plástico han sido también usados como acolchados en horticultura y jardinería (Wehtje et al. 1992, Gustavsson 1999, Lohr 2001), lo que sugiere su potencial para proyectos de restauración ecológica.

Conclusiones

El diseño de estrategias para lograr la restauración debe considerar el tipo, duración e intensidad de la perturbación (natural o antropogénica), así como el consecuente nivel de degradación que presentan los ecosistemas que se pretende restaurar. En sitios con niveles bajos de degradación se pueden considerar el manejo de incendios, la exclusión del ganado, la diversificación de especies y el incremento de la heterogeneidad espacial, entre otras medidas que no implican grandes inversiones de recursos. En sitios muy degradados se deben fijar metas de restauración razonables, como formar cobertura vegetal y maximizar el número de especies nativas (cuando sea posible) para lograr un sistema autosuficiente. El establecimiento de especies puede ser mediante el uso de plantaciones o de especies resistentes, especialmente fijadoras de nitrógeno que mejoran las condiciones de fertilidad del suelo. En todos los casos es importante favorecer la creación de condiciones microclimáticas adecuadas y tomar medidas para reestablecer el sotobosque. El establecimiento de plantaciones forestales es una de las herramientas de restauración ecológica más prometedoras por los beneficios ecológicos y económicos potenciales, sin embargo hay que ser cuidadosos con la selección de las especies.

Capítulo 2. EFECTO DEL ESFUERZO DE RESTAURACIÓN DE LA VEGETACIÓN NATIVA EN LAS INMEDIACIONES DEL VOLCÁN PARICUTÍN, MICHOACÁN, MÉXICO.

INTRODUCCIÓN

En 1943, la erupción del volcán Paricutín, en el estado de Michoacán, México, produjo una gran cantidad de depósitos piroclásticos que sepultaron a la vegetación nativa y las tierras de cultivo a lo largo de grandes áreas. Después de casi 50 años de terminados los eventos eruptivos, el proceso de regeneración ha repoblado grandes extensiones de vegetación natural, sobre todo en las laderas, donde la profundidad de la capa de ceniza volcánica no es suficientemente gruesa para impedir el establecimiento y desarrollo de los propágulos. Sin embargo, aún quedan áreas importantes (pequeños valles y terrenos planos) donde la acumulación de ceniza volcánica fue mayor y la vegetación nativa no ha podido establecerse. La superficie afectada por este fenómeno en toda la meseta Purépecha es considerable y tan sólo en los terrenos de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP) alcanza entre 121 y 500 has. (Lindig-Cisneros et al. 2002, Velázquez et al. 2003).

La cobertura vegetal en estos arenales, como son conocidos localmente, es baja (menor al 10%) y se presenta agregada en "islas de vegetación" de tamaño variable dispersas en el arenal (Galindo Vallejo 2004). Lindig-Cisneros et al. (2002) y Galindo Vallejo (2004) estudiaron la relación existente entre la presencia de islas de vegetación natural y la profundidad de la capa de ceniza volcánica en las inmediaciones del volcán Paricutín y encontraron una relación inversa entre el tamaño de las islas de vegetación y la profundidad de la capa de ceniza, así como entre la altura y supervivencia de individuos de *Pinus pseudostrobus* y la

profundidad de la ceniza. De acuerdo a los resultados obtenidos en estos y otros trabajos (Del Moral 1983, Antos y Zobel 1986, Masahiro y Shiro 2001), las mayores limitantes para el establecimiento de la vegetación nativa son el tipo de depósitos volcánicos y su profundidad. Por lo tanto, en este proyecto de restauración deberían considerarse acciones enfocadas a mejorar las condiciones microclimáticas del suelo (Barradas 2000) y los niveles nutricionales del mismo (Bradshaw et al. 1982).

El uso de leguminosas en proyectos de restauración ecológica es una práctica cada vez más frecuente, debido a las altas tasas de crecimiento y a su capacidad de fijar nitrógeno que presentan algunas especies de esta familia, y a su utilidad en sistemas agrosilvopastoriles como fuentes de leña, forraje y otros productos útiles (Vázquez-Yanes et al. 1999). Las leguminosas han probado su utilidad en restauración ecológica por la capacidad de generar grandes cantidades de hojarasca que mejoran las condiciones del suelo (Mislevy et al. 1990), lo que permite el restablecimiento de condiciones favorables para reiniciar procesos sucesionales en sitios severamente degradados (Ashton et al. 1997) y el restablecimiento del ciclo del nitrógeno (Bradshaw et al. 1982).

Bradshaw et al. (1982) destacan la importancia de restablecer el ciclo del nitrógeno en el suelo de áreas abandonadas, siendo este aspecto frecuentemente subestimado en experimentos de restauración. El nitrógeno es esencial para el establecimiento, desarrollo y mantenimiento de la vegetación en estos sitios y su concentración puede ser incrementada ya sea mediante el uso de fertilizantes, materia orgánica o plantas fijadoras de nitrógeno (p. ej. leguminosas). La cantidad mínima de nitrógeno necesaria para el funcionamiento del ciclo del nitrógeno en sitios degradados suele ser mucho menor que la que se presenta en ecosistemas templados y tropicales estables (Bradshaw 1982), además las especies fijadoras de

nitrógeno facilitan el establecimiento de otras especies vegetales, lo que acelera la formación de cobertura vegetal en sitios perturbados (Maron y Connors 1996, Maron y Jeffries 2001). En México se han estudiado varias especies nativas de leguminosas para su uso en sistemas agrosilvopastoriles (Ayala y Sandoval 1995, Pérez et al. 1995) y en algunos casos por su potencial para restauración (Cervantes et al. 1998, Vázquez-Yanes 1998). Sin embargo, las especies estudiadas son árboles que se distribuyen sobre todo en los bosques tropicales perennifolios y caducifolios. Prácticamente no se han estudiado especies nativas de leguminosas que cubran el rango de elevación de los bosques templados del país; en particular falta información sobre especies arbustivas y herbáceas.

El establecimiento de la vegetación modula el ciclo hidrológico al interceptar el agua de lluvia, captar la niebla y regular la velocidad de escurrimiento que favorece la infiltración superficial y profunda (Barradas 2000a). En sitios donde las condiciones del suelo y el clima son adversas para el establecimiento de vegetación es común el uso de acolchados. El acolchado consiste en la colocación de materiales orgánicos e inorgánicos que por su baja conductividad ayudan a evitar o reducir la evapotranspiración, conservar la humedad del suelo, amortiguar o mantener cierta temperatura en el suelo y disminuir la erosión tanto hídrica como eólica (Barradas 2000a).

Técnicas de manipulación del microclima como el acolchado han sido ampliamente usadas en la agricultura pero no así en la agrosilvicultura o la restauración ecológica. Una búsqueda de trabajos recientes relacionados con acolchados proporcionó una lista de 1,600 artículos publicados y sólo seis se referían a sistemas agroforestales (Barradas 2000b). Materiales tales como corteza

de pino, aserrín, composta y plástico han sido también usados como acolchados en horticultura y jardinería (Wehtje et al. 1992, Gustavsson 1999, Lohr 2001).

Hobbs y Norton (1996) reconocen la falta de un marco conceptual que proporcione lineamientos generales básicos a seguir en cualquier experimento de restauración. Es deseable que este marco conceptual sustituya al enfoque comúnmente utilizado de trabajar con bases específicas para cada sitio y situación, permitiendo la transferencia de metodologías de una situación a otra. Además, proponen generalizar el enfoque de umbrales de degradación y esfuerzo de restauración para referirse al continuo de medidas necesarias para restaurar sitios con diferente grado de perturbación. Cada vez que se cruce un umbral de degradación se requerirán acciones más complejas para retornar al estado que se desea. También sugieren que este enfoque sea usado como punto de partida en cualquier proyecto de restauración ecológica.

Este proyecto de investigación surgió debido al interés de la comunidad de Nuevo San Juan Parangaricutiro por rehabilitar, para actividades forestales, las zonas afectadas por ceniza volcánica. En algunos sitios dentro de la comunidad se han intentado diversas actividades para recuperar la cobertura forestal de los arenales, las cuales incluyen plantaciones con especies nativas (*Pinus pseudostrobus* y *P. montezumae*) e incluso exóticas (*Eucalyptus* sp). En el caso de las primeras el éxito ha sido muy variable, aunque en la mayoría de los casos los árboles presentan una clara deficiencia de nutrientes y tallas muy bajas aun después de varios años de plantados (obs. personal). En el caso de los eucaliptos la combinación de las condiciones adversas del sitio y la selección de una especie no tolerante a las heladas parecen haber causado una mortalidad cercana al 100% de los individuos plantados. Debido a estos resultados adversos, surgió la necesidad de

desarrollar técnicas de restauración adecuadas para las características particulares de estos arenales, cuya implementación permitirá reincorporar estas áreas a los planes de manejo sustentable de la comunidad.

El objetivo a largo plazo del proyecto del que forma parte este trabajo es recuperar elementos de la vegetación nativa de la zona con fines de aprovechamiento forestal, sin embargo, se debe comenzar por mejorar las condiciones actuales del suelo. Con esta finalidad, se probó el efecto de una serie de tratamientos que representan un incremento en el esfuerzo de restauración *sensu* Hobbs y Norton (1996), al incorporar de manera aditiva una serie de medidas que inciden sobre un factor específico limitante de la rehabilitación, en este caso, las condiciones adversas del suelo. Este esfuerzo de restauración incluye acciones adicionales a la práctica de reforestación con especies nativas, que aunque ha sido efectiva en otras áreas de la comunidad, no ha funcionado en los arenales. Tales medidas son el plantado de una leguminosa y uso de un acolchado orgánico.

El primer tratamiento consistió en plantar individuos de *Lupinus elegans*, especie seleccionada por ser una leguminosa nativa, abundante en los bordes del bosque adyacente, con semillas fáciles de coleccionar y propagar, si se da a las semillas un tratamiento pregerminativo con ácido sulfúrico concentrado (Medina Sánchez y Lindig-Cisneros 2001).

El segundo tratamiento consistió en el uso de un acolchado, consistente en corteza de pino molida que es un deshecho del aserradero de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro. De ser útil como herramienta de restauración, el uso de la corteza resolvería el problema que causa este residuo que actualmente se acumula.

Al combinar los factores anteriores en una plantación de *Pinus pseudostrobus*, en un experimento con un diseño ortogonal, se generó un gradiente de esfuerzo de restauración que, de menor a mayor esfuerzo, consistió en: pinos solos (análogo al esfuerzo mínimo de rehabilitación; la reforestación), pinos con *L. elegans*, pinos con corteza y por ultimo; pinos con corteza y *L. elegans*.

Con la aplicación de estos tratamientos se pretende: a) evaluar el desempeño de *L. elegans* y *P. pseudostrobus* en los arenales de Nuevo San Juan Parangaricutiro y b) evaluar el funcionamiento de la corteza de pino como acolchado en el desempeño de *L. elegans* y *P. pseudostrobus*.

MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el sitio conocido como La Mesa de Cutzato (19° 30' 42.4" N, 102° 12' 3" W, 2450 msnm), en los terrenos de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, en el estado de Michoacán, México.

El sitio se caracteriza por la presencia de islas de vegetación dispersas dominadas por *Eupatorium glabratum* y en menor número *Lupinus elegans* que crecen sobre una capa de ceniza volcánica de profundidad variable. El tipo de vegetación dominante en los alrededores es el bosque de pino encino. Las especies arbóreas más comunes son *Pinus pseudostrobus* y se encuentran en menor número *P. teocote*, *Quercus rugosa*, *Q. crassifolia* y *Q. crassipes*.

Trabajo de campo

Del 12 al 14 de julio del 2002 se seleccionaron dos parcelas de 40×40 m (cercado norte y cercado sur), las cuales fueron previamente cercadas para evitar la herbivoría por ganado vacuno. En cada cercado se establecieron tres bloques (A, B, C en el cercado sur y D, E, F en el cercado norte) con 32 cuadros, cada uno de 1.4 ×1.4 m (Figura 1).

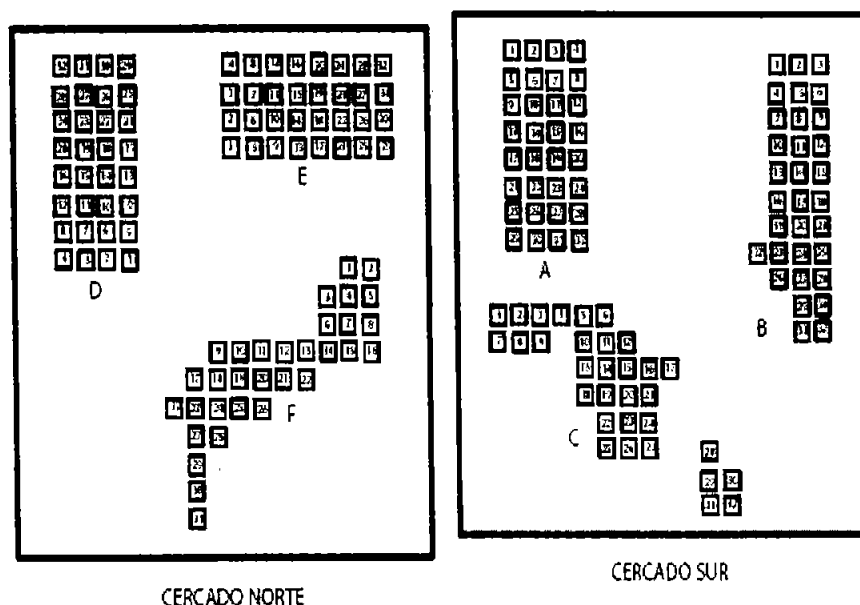


Figura 1. Ubicación de los bloques y cuadros en las parcelas experimentales localizadas en la Mesa de Cutzato.

Se diseñó un experimento de dos factores (presencia-ausencia de *L. elegans* y presencia-ausencia de corteza de pino) sobre una plantación de *Pinus pseudostrobus*, de modo que cada bloque presentara ocho cuadros seleccionados al azar con cada uno de los siguientes tratamientos:

1. Control
2. Presencia de *L. elegans*
3. Presencia de corteza
4. Presencia de *L. elegans* y corteza

En cada uno de los 192 cuadros (32 por cada bloque) se plantaron dos individuos de *Pinus pseudostrobus*. Los tratamientos con presencia de *L. elegans* (2 y 4) consistieron de cuatro individuos de dos meses de edad rodeando a los pinos.

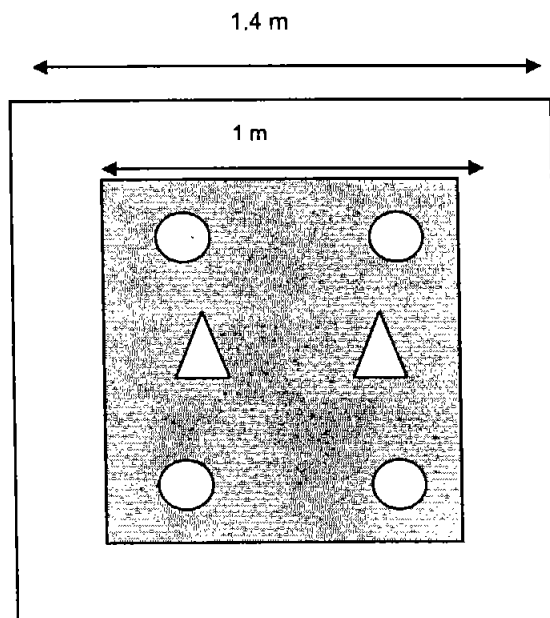


Figura 2. Diagrama de un cuadro de 1.4×1.4 m con el tratamiento # 4; dos individuos de *P. pseudostrobus* (triángulos), cuatro de *L. elegans* (círculos) y una capa homogénea de corteza de pino de aproximadamente 4 cm de espesor (área sombreada).

Se hicieron dos mediciones a la altura de los pinos, una en agosto del 2002, que corresponde al tamaño inicial y la otra en junio del 2003, al final del experimento. También se realizaron nueve visitas mensuales posteriores al montaje del experimento, durante las cuales se registró la altura de cada individuo de *L. elegans* así como floración, fructificación, mortalidad, afectaciones por herbivoría (evidencia de ramoneo) y por erosión pluvial (número de individuos postrados). La última visita fue realizada en el mes de abril, cuando ya no se registraron individuos vivos de *L. elegans* (figura 3). Se realizaron estimaciones visuales del porcentaje de corteza remanente en los cuadros, tomando en cuenta el área y la profundidad de la corteza restante.

Adicionalmente, en sitios seleccionados al azar, se monitoreó la temperatura del aire (a una altura de 1.6 m), del suelo desnudo (4 cm debajo de la superficie) y bajo vegetación nativa por medio de registradores de temperatura (Hobo® H01-001-01 Onset Computer Corporation, EUA) los cuales tomaron lecturas cada hora y cuyos datos fueron recuperados cada dos meses.

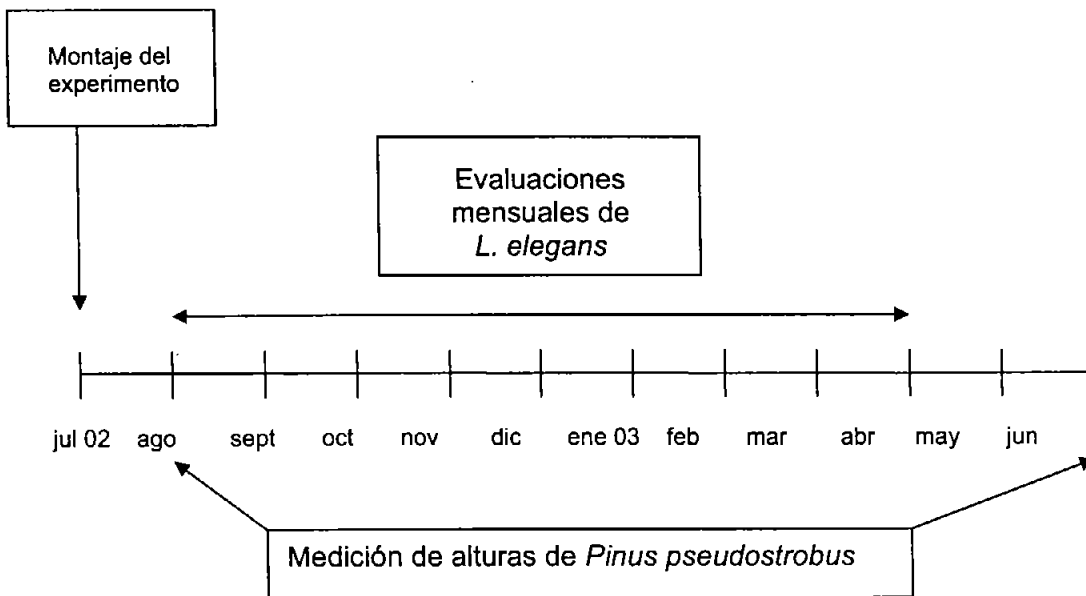


Figura 3. Cronograma de actividades para el experimento montado en la Mesa de Cutzato.

Análisis estadístico

Se aplicó un análisis de devianza (modelo log lineal) al número de pinos vivos por cuadro (0,1 y 2) para detectar el posible efecto de los tratamientos (presencia o ausencia de *Lupinus elegans* y presencia o ausencia de corteza como acolchado) y/o los bloques. Se realizó un ANOVA de dos vías a los valores de crecimiento de los pinos siendo los factores considerados: la presencia de corteza y *L. elegans* (con dos niveles cada uno).

Se utilizó el análisis de supervivencia (S-PLUS 4) para evaluar el desempeño de *L. elegans*. Este análisis no paramétrico es especialmente útil cuando se tienen datos

que involucran la ocurrencia de un evento en particular, en este caso la muerte de *L. elegans*. De las herramientas del análisis de supervivencia se usaron dos funciones que describen la distribución de los tiempos de supervivencia: 1) el análisis de riesgos proporcionales, que relaciona el tiempo de supervivencia de *L. elegans* con otras variables experimentales (bloque, altura y presencia ausencia de corteza), y 2) la función de supervivencia para conocer si el tiempo de supervivencia de *L. elegans* difiere entre dos condiciones: presencia y ausencia de corteza.

RESULTADOS

Condiciones ambientales

Las condiciones ambientales en la Mesa de Cutzato son extremas como lo indican claramente las variaciones de temperatura del aire y del suelo (figura 4, tabla 1). Respecto a la variación de la temperatura destacan dos periodos importantes; el periodo relativamente largo de heladas que se registró en los meses del invierno (noviembre a marzo) con temperaturas del aire cercanas a 0° C, y el mes de abril con temperaturas del suelo cercanas a 58° C.

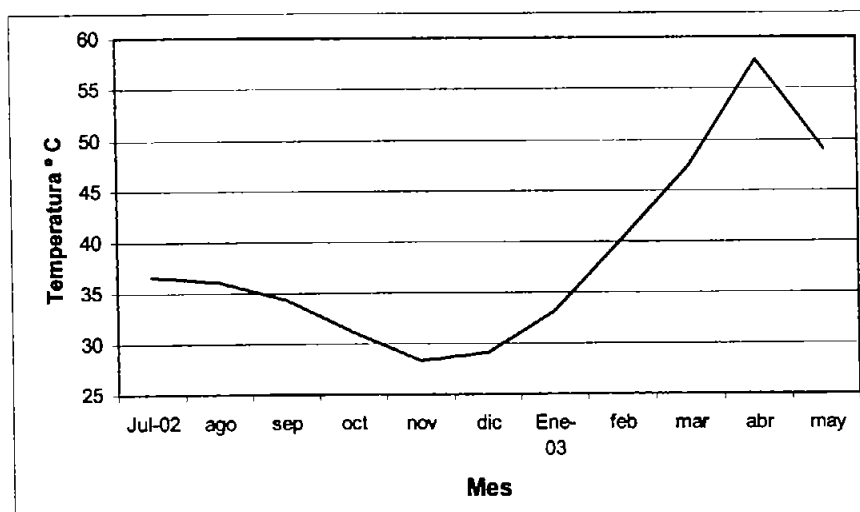


Figura 4. Temperatura máxima mensual del suelo durante el periodo de muestreo.

Tabla 1. Temperaturas (máximas, mínimas y promedio) del aire y del suelo en la Mesa de Cutzato.

	AIRE			SUELO		
	Máx.	Min.	Prom.	Máx.	Min.	Prom.
Julio 2002	31.9	7.8	14.2	36.6	7.0	17.0
Agosto	24.8	6.6	13.7	36.1	7.0	17.1
Septiembre	24.4	5.8	13.6	34.4	5.8	16.7
Octubre	22.4	7.4	12.7	31.1	7.4	15.7
Noviembre	28.7	-0.6	12.0	28.3	2.4	14.4
Diciembre	24.8	0.2	10.6	29.1	2.4	13.9
Enero 2003	25.9	1.1	10.9	33.1	2.8	14.1
Febrero	29.1	-1.0	12.0	40.1	3.3	17.2
Marzo	34.4	-0.1	14.2	47.4	3.3	22.7
Abril	31.4	5.3	16.6	57.8	7.4	27.2
Mayo				49.0	12.9	26.7

1. *Desempeño de las plantas de Pinus pseudostrobus*

Se registró una supervivencia de 33.5% en junio del 2003, a los once meses de haber plantado los pinos. La tabla 4 muestra que las variables que tuvieron un efecto significativo en la supervivencia de *P. pseudostrobus* fueron el bloque y la corteza. Al analizar la supervivencia por bloque se puede apreciar que el valor fue similar en cinco de ellos, excepto por el bloque E. La baja supervivencia del bloque E, a causa de la fuerte erosión pluvial a la que se vio sometido, es responsable de estas diferencias entre el número de pinos vivos y muertos entre bloques (Tabla 2).

Tabla 2. Número de pinos vivos y muertos por bloque en junio 2003.

Bloque	vivos	muertos	TOTAL
A	27	37	64
B	26	38	64
C	21	43	64
D	25	39	64
E	8	56	64
F	22	42	64
TOTAL	129	255	384

Al analizar el efecto de la corteza se encontró que este fue significativo ($P < 0.01$, tablas 3 y 4), con una mayor supervivencia respecto a los cuadros sin corteza. No obstante, no se encontraron diferencias significativas al analizar el crecimiento promedio de los pinos con y sin corteza que sobrevivieron al final del muestreo ($F_{71} = .127$, $P = 0.76$), (tabla 5). Por otra parte, ni la presencia de *L. elegans* ni las diferentes interacciones tuvieron efecto significativo en la supervivencia (tabla 4) y el crecimiento promedio de los pinos (tabla 5).

Tabla 3. Supervivencia final de pinos en los diferentes tratamientos.

Tratamiento	vivos	muechos	TOTAL
Control	20	76	96
Lupinus	20	76	96
Corteza	48	48	96
Corteza-lupinus	41	55	96
TOTAL	129	255	384

Tabla 4. Análisis de devianza aplicado al número de pinos vivos por cuadro.

	gl	Dev. Res.	gl	Dev. Res.	Pr (Chi)
Bloque	5	13.9	186	182.9	0.016
Lupinus	1	1.1	185	181.9	0.302
Corteza	1	19.2	184	162.7	0.000
Bloque-Lupinus	5	5.4	179	157.2	0.365
Bloque-Corteza	5	4.7	174	152.5	0.450
Lupinus-Corteza	1	0.64	173	151.9	0.423
Bloque-Lupinus-Corteza	5	4.6	168	147.2	0.462

Tabla 5. Resultados del ANOVA de dos vías aplicado al crecimiento de los pinos.

FUENTE DE VARIACION	GL	SC	MC	F	P
Corteza	1	1.75	1.75	0.17	0.679
Lupinus	1	24.32	24.32	2.38	0.125
Corteza-Lupinus	1	8.57	8.57	0.84	0.361
	96	977.62	10.18		

2. *Dinámica del acolchado de corteza de pino*

El desempeño de la corteza como acolchado se vio disminuido por la erosión pluvial, que la arrastró en cantidades importantes en algunos bloques. Los bloques del cercado norte (D, E, y F) fueron más afectados por la erosión, por lo que conservaron cada uno menos de la quinta parte de corteza al final del muestreo (tabla 6). La corteza de pino como acolchado orgánico disminuyó la temperatura promedio de la arena; al monitorearse la temperatura del suelo desnudo y bajo corteza durante casi un mes (del 14 de enero al 10 de febrero del 2004) se encontró que la temperatura promedio del suelo desnudo fue 2.1°C mayor que la del suelo bajo corteza. El rango de variación de la temperatura durante el mismo periodo fue mucho mayor en el suelo desnudo (tabla 7).

Tabla 6. Porcentaje promedio de corteza restante en los bloques al final del muestreo (abril 2003).

bloque	% promedio de corteza remanente
A	63
B	44
C	39
D	19
E	10
F	13

Tabla 7. Datos de temperatura (°C) del suelo desnudo y bajo corteza en un periodo de 26 días (14 de enero al 10 de febrero del 2004).

	<i>suelo bajo corteza</i>	<i>suelo desnudo</i>
promedio	10.4	12.5
error estándar	0.14	0.34
Rango	20.4	40.2
mínimo	2.4	-1
máximo	22.8	39.2

3. Desempeño de las plantas de *L. elegans*

El arrastre de materiales provocado por la fuerte erosión pluvial, la herbivoría por mamíferos pequeños y las bajas temperaturas del invierno incidieron de manera importante en la mortalidad de *L. elegans*. De los 384 individuos plantados en julio del 2002, casi la mitad de ellos (47%) habían muerto o no se encontraron el mes siguiente. En la figura 5 se pueden apreciar dos descensos bruscos en la supervivencia de *L. elegans*; el primero en los meses iniciales del experimento debido a la erosión y herbivoría, y el segundo durante el invierno (figura 6). La herbivoría por mamíferos pequeños también afectó notablemente la supervivencia de *L. elegans*. Es importante señalar que de los individuos que sobrevivían un mes después de plantados, 29% estaban afectados por herbivoría de mamíferos pequeños, sin tomar en cuenta a los que ya habían muerto por la misma causa.

El segundo descenso abrupto en la supervivencia ocurrió al inicio del invierno, entre noviembre y diciembre, a causa de la drástica disminución de la temperatura. La severidad del efecto de la temperatura mínima del aire se observa en la figura 6, en donde se aprecian los daños por las heladas que se presentaron por primera vez en el mes de noviembre (-6°C) y que coincide con un notorio cambio en la pendiente de la curva de supervivencia de *L. elegans*.

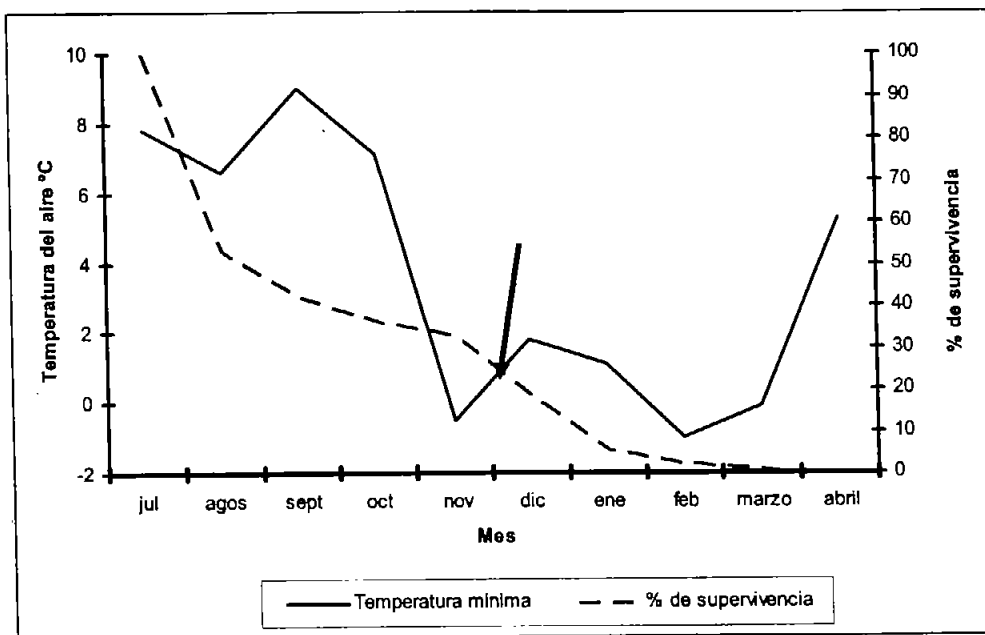


Figura 5. Curva de supervivencia de *L. elegans* y temperatura mínima mensual del aire a lo largo del muestreo. Nótese el cambio de pendiente en la curva de supervivencia de *L. elegans* que coincide con las primeras y más severas heladas del invierno en noviembre (indicado con una flecha).

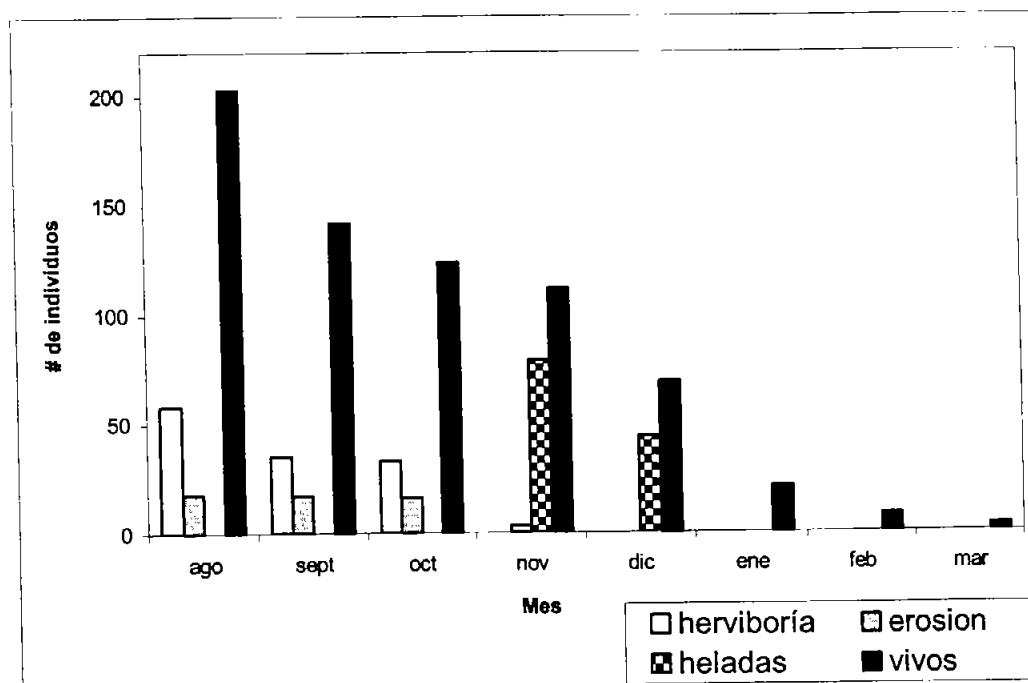


Figura 6. Incidencia de factores ambientales en el desempeño de *L. elegans*.

La presencia de corteza incidió positivamente en el tiempo de supervivencia de *L. elegans*. El análisis de supervivencia mostró diferencias significativas en el número de individuos vivos por unidad de tiempo que se encontraban en tratamientos con y sin corteza ($X^2 = 19.5$, $P > 0.001$), (figura 7).

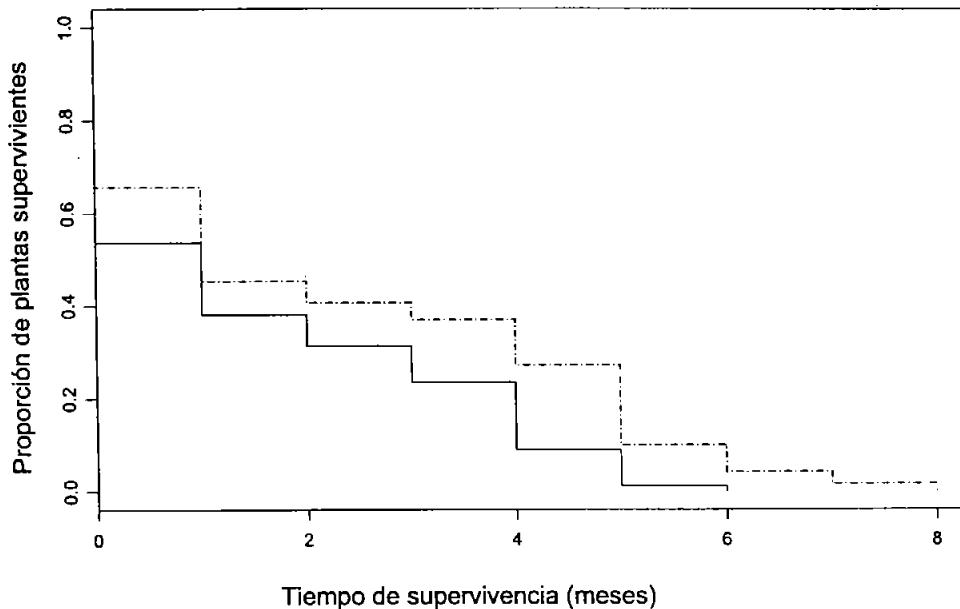


Figura 7 Curva de supervivencia de *L. elegans* en presencia y ausencia de corteza ($X^2 = 19.5$, $P > 0.001$). La línea continua representa a *L. elegans* en cuadros sin corteza, la línea punteada a la misma especie en cuadros con corteza.

El análisis de riesgos proporcionales muestra que adicionalmente a la corteza, la altura inicial de los individuos de *L. elegans* tuvo un efecto significativo en el tiempo de supervivencia de esta especie, mientras que el efecto de bloque no fue significativo (tabla 8). El efecto de la altura inicial de los individuos de *L. elegans* se aprecia claramente en la figura 8.

Tabla 8. Análisis de riesgos proporcionales de la supervivencia de *L. elegans* en función de las variables experimentales.

	<i>coef</i>	<i>exp coef</i>	<i>ee coef</i>	<i>Z</i>	<i>P</i>
Bloque 1	-0.106	0.899	0.119	-0.88	0.382
Bloque 2	0.092	1.097	0.071	1.312	0.193
Bloque 3	0.026	1.027	0.055	0.486	0.633
Bloque 4	0.064	1.066	0.038	1.687	0.091
Bloque 5	0.001	1.022	0.035	0.050	0.901
Corteza	-0.671	0.511	0.153	-4.372	0.001
Altura	-0.042	0.959	0.005	-7.266	0.001

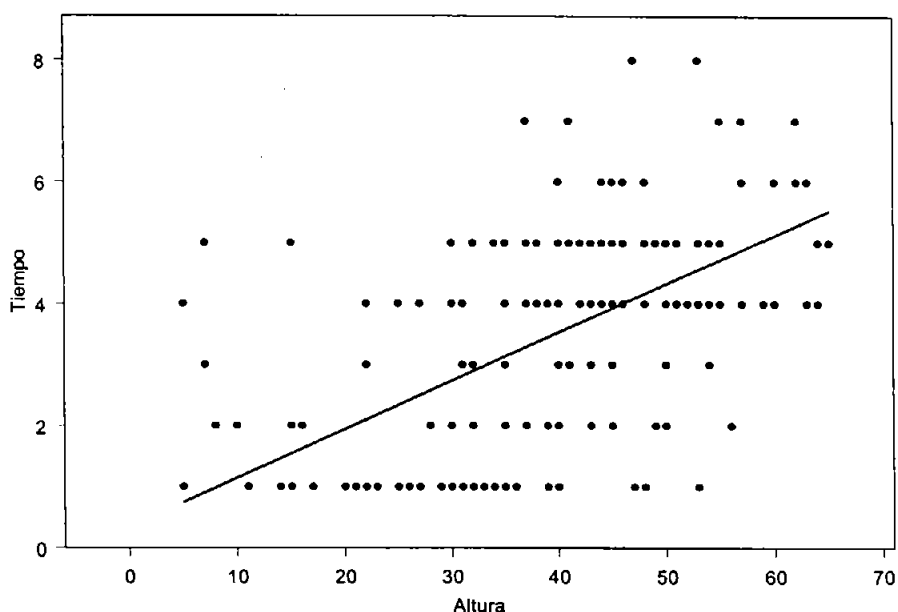


Figura 8. Relación entre la altura inicial y la supervivencia de *L. elegans*. $F_{201}=79.2$, $P > 0.001$, $R^2 = .28$

DISCUSION Y CONCLUSIONES

La zona de estudio presenta características ambientales adversas para el establecimiento de las plantas, las cuales dificultan considerablemente la restauración de la vegetación nativa en los arenales. Las limitantes más serias están

relacionadas con: a) la erosión pluvial que remueve el acolchado y afecta las plantas al postrarlas, b) las temperaturas extremas, ya que en invierno las heladas reducen la supervivencia de *L. elegans* y en verano la alta temperatura del suelo causa alta mortalidad en los pinos.

Otro factor limitante es la herbivoría por mamíferos pequeños, que afectó principalmente a los individuos de *L. elegans* de menor tamaño. Los daños por herbivoría en nuestro sitio son similares a los que reportan Holl y Quiroz-Nietzen (1999) en un experimento de reforestación en Costa Rica, en donde los conejos depredaron el 64% de las plántulas sembradas, o los de Bonfil et al. (2000), quienes reportan daños por herbivoría del 78% en plántulas de *Quercus rugosa* en experimentos de reintroducción de esta especie en matorrales perturbados al sur de la Ciudad de México.

La herbivoría fue particularmente intensa en nuestra zona de estudio al inicio del experimento, en época de lluvias, a diferencia de otros sitios en donde la mayor incidencia de herbivoría ocurre en época de secas (Bonfil et al. 2000). Nuestros resultados sugieren que la talla de *L. elegans* determina la susceptibilidad a la herbivoría, lo que coincide con otros estudios; por ejemplo, Rodríguez de la Vega (2003) encontró que el tamaño inicial de las plántulas de *Senecio praecox* es importante para su supervivencia en sitios descubiertos (pero no en sitios protegidos con plantas nodrizas), del Ajusco medio, al sur de la Ciudad de México.

Sin duda entre los resultados más alentadores se encuentra el efecto de la corteza de pino como acolchado en la supervivencia de los individuos de *P. pseudostrobus* y *L. elegans*. De acuerdo con los resultados del presente experimento, la corteza fue determinante para incrementar la supervivencia de los

pinos y para aumentar el periodo en que los individuos de *L. elegans* permanecieron vivos.

Aun cuando el desempeño de *L. elegans* no fue el esperado debido a la elevada mortalidad, esta especie podría ser útil para la rehabilitación de la vegetación nativa del sitio, siempre y cuando se lograra aumentar su supervivencia al incidir directamente en los factores antes señalados (erosión pluvial, herbivoría y bajas temperaturas). El hecho de que no se haya encontrado evidencia de un efecto de *L. elegans* sobre los pinos puede atribuirse a su baja supervivencia, es decir, probablemente no ha estado el tiempo suficiente para modificar las condiciones del suelo.

Los resultados del presente experimento concuerdan con la relación entre el nivel de perturbación y el esfuerzo de restauración propuesta por Hobbs y Norton (1996), ya que en sitios con niveles altos de perturbación se requiere de medidas aditivas tendientes a modificar las condiciones del sitio, lo que implica incrementar el esfuerzo de restauración. Lo anterior se aprecia de mejor manera al visualizar los diferentes escenarios de la regeneración del bosque en la zona de estudio: en sitios con bosque, la regeneración natural por sí misma es suficiente para mantener la cobertura forestal, mientras que sitios con cobertura forestal muy disminuida o sin cobertura (tierras agrícolas, huertos abandonados), las acciones de reforestación llevadas a cabo por la comunidad permiten su rehabilitación. Por otra parte, en sitios con ceniza volcánica, la reforestación acompañada de corteza como acolchado incrementa la supervivencia de los pinos a porcentajes similares a los que se alcanzan cuando la comunidad reforesta en sitios menos degradados (50% en tierras agrícolas abandonadas). Además, es posible que el uso adicional de *L.*

elegans, si se logra aumentar su supervivencia, sea útil para incrementar la supervivencia y el crecimiento de los pinos.

Los resultados también son congruentes con el modelo de espectro de restauración de Zedler (1999) porque a mayor perturbación se requiere más de una acción sobre un solo factor limitante. En nuestro caso se requiere, adicionalmente al plantado de pinos característico de la reforestación, del uso de un acolchado para reducir las altas temperaturas del sustrato y posiblemente de la adición de nitrógeno para paliar la falta de nutrientes del suelo.

Recomendaciones de manejo

Como la corteza resultó ser un factor importante para la supervivencia de *L. elegans* y *P. pseudostrobus*, se requerirán acciones específicas para controlar el arrastre de materiales a causa de la erosión pluvial. Las zanjas de nivel son una opción viable, ya que en los arenales no se requiere de mucho esfuerzo para excavar y mantener las zanjas.

Sucede con frecuencia que el material para el acolchado, aunque eficiente, es costoso o complicado de producir y/o llevar a donde se necesita (Beukes y Cowling 2003, Roose y Ndayizigiye 1997). Sin embargo, en el área de estudio se cuenta con suficiente corteza de pino proveniente del aserradero de la comunidad de Nuevo San Juan, lo que garantiza su suministro dado que este material de deshecho no tiene más que usos marginales. Al utilizarlo en los arenales como acolchado se resuelven dos problemas; por un lado se reduce la mortalidad de las plantas y por otro se reduce la contaminación en las zonas donde actualmente se acumula.

Con respecto a la herbivoría, la medida comúnmente adoptada ha sido proteger a las plantaciones con malla, lo que ha arrojado resultados positivos (Holl y Quiroz-Nietzen 1999, Holl et al. 2000, Yates et al. 2000).

Capítulo 3. DESEMPEÑO DE *Lupinus elegans* BAJO CONDICIONES DE RESTAURACIÓN EN NUEVO SAN JUAN PARANGARICUTIRO; EDAD ÓPTIMA DE TRANSPLANTE Y CONTROL DE FACTORES AMBIENTALES LIMITANTES.

Introducción

A partir de los estudios realizados durante los años 2002 y 2003, en los cuales se identificaron dos factores que afectan la supervivencia de *Lupinus elegans* en los arenales de Nuevo San Juan Parangaricutiro (herbivoría y daño por heladas), se vio la necesidad de determinar la edad óptima de las plantas propagadas en vivero para su uso en proyectos de restauración, en particular conocer la supervivencia diferencial de los individuos en función de la edad, así como evaluar con mayor precisión la magnitud y el efecto de la herbivoría en la zona de estudio. De la misma manera, se consideró necesario encontrar la manera de minimizar los efectos de las variables ambientales limitantes.

La edad de los propágulos

La edad afecta a la interacción entre la planta y los factores ambientales antes descritos y por lo tanto es importante conocer la edad a la cual la tasa de supervivencia de los individuos plantados se maximiza. En otras especies se ha documentado que el tamaño, que en buena parte depende de la edad de los individuos, afecta la supervivencia bajo condiciones de restauración (Jobidon et al. 1998, Links y Kerr 1999).

Por otra parte, determinar la edad óptima para maximizar la supervivencia de las plantas propagadas en vivero permite reducir los costos de la restauración, al permitir que un mayor número de plantas sobrevivan en el campo, pero también reduce los costos de la propagación pues evita mantener a las plantas en vivero más tiempo del requerido (Mexal et al. 2002).

MÉTODOS

Para determinar el efecto de la edad en la supervivencia de individuos de *L. elegans*, se montó un experimento en el arenal de la mesa de Cutzato, a finales del mes de junio del 2003. Se plantaron individuos de *L. elegans* de distintas edades (0.5, 1.5, 3 y 6 meses, además de semillas) en el mismo sitio experimental del capítulo 2 (Mesa de Cutzato). Se utilizó un diseño de cuadro latino formando cuatro bloques con cuatro bloques latinos cada uno con 25 individuos por cuadro latino y por lo tanto 100 individuos en cada bloque (400 individuos en todo el experimento). De estos cuatro bloques, dos se protegieron contra la herbivoría por mamíferos pequeños, usando malla de gallinero, además, todos los bloques se protegieron de la erosión pluvial con la excavación de zanjas de nivel de 60 cm de profundidad. Se registró la altura inicial de cada individuo para poder evaluar el efecto de esta variable en el desempeño de las plantas en los tratamientos experimentales. Las variables de respuesta fueron la supervivencia, la altura (medida en cm), y los siguientes aspectos relacionados con el desempeño de las plantas: apariencia, floración y fructificación.

Los individuos de *L. elegans* a utilizar fueron propagados en invernadero en contenedores de 380 ml (Plásticos Broadway S.A. México, tubetes para propagación de especies forestales), volumen adecuado para la propagación de esta especie (Sosa 2004) con un medio de cultivo comercial disponible localmente (Creci-Root). En cada contenedor se colocaron dos semillas para garantizar que al menos una de ellas germinara, considerando el porcentaje de emergencia de las plántulas bajo estas condiciones (Medina-Sánchez y Lindig-Cisneros, en prensa), si ambas semillas germinaron en el mismo contenedor se eliminó a la plántula más joven. Los contenedores se regaron para mantener el medio de cultivo húmedo y se les agregó

fertilizante soluble (Miracle-gro®) cada dos semanas. Las semillas para cada tratamiento (6, 3, 1.5 meses y plántulas de 15 días) se sembraron en los contenedores de manera sucesiva para tener plántulas de las edades deseadas al momento de montar el experimento en campo. Las semillas que se sembraron directamente en campo se escarificaron previamente por 30 minutos, al igual que las que se sembraron en los contenedores (Medina-Sánchez y Lindig-Cisneros, en prensa). Todas las semillas se colectaron de plantas adultas de *L. elegans* de la Mesa de Cutzato. Una vez montado el experimento, se realizaron ocho visitas mensuales al área de estudio, de este modo, se logró abarcar el periodo de acción de los factores ambientales limitantes detectados durante el primer año de experimentación: la erosión pluvial, la herbivoría, las heladas en invierno y las altas temperaturas durante el verano.

ANÁLISIS DE DATOS.

Se utilizó el análisis de supervivencia descrito en el capítulo 2 para detectar posibles diferencias en el número de individuos supervivientes provenientes de tratamientos con y sin protección contra herbivoría (malla de gallinero). La misma prueba fue también aplicada a los individuos de las distintas edades en los bloques protegidos contra herbivoría, las comparaciones a posteriori fueron hechas con análisis de devianza y una prueba de Tukey.

RESULTADOS

El tamaño inicial de las plantas de *L. elegans* al momento del trasplante muestra una clara relación con la edad y la variación en altura dentro de cada categoría de edad fue mínima (figura 9).

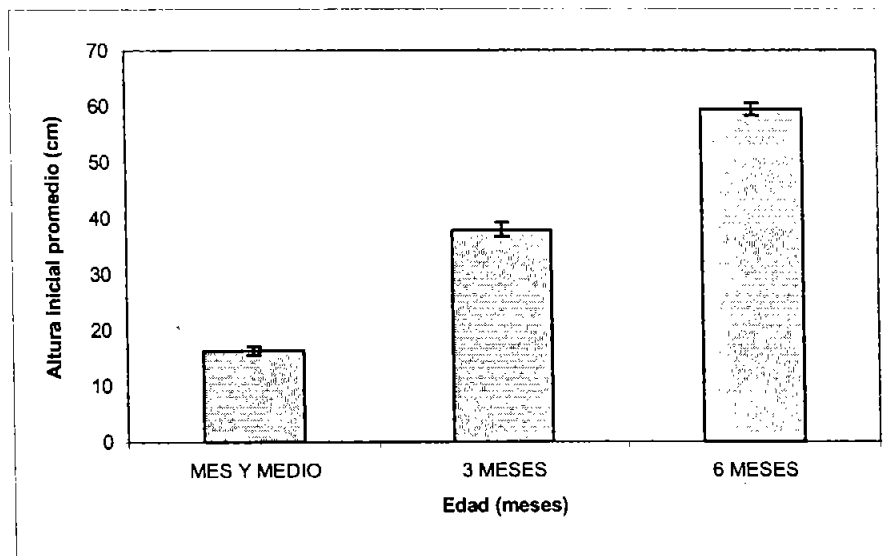


Figura 9. Altura promedio de las plántulas de distintas edades al momento de ser plantadas.

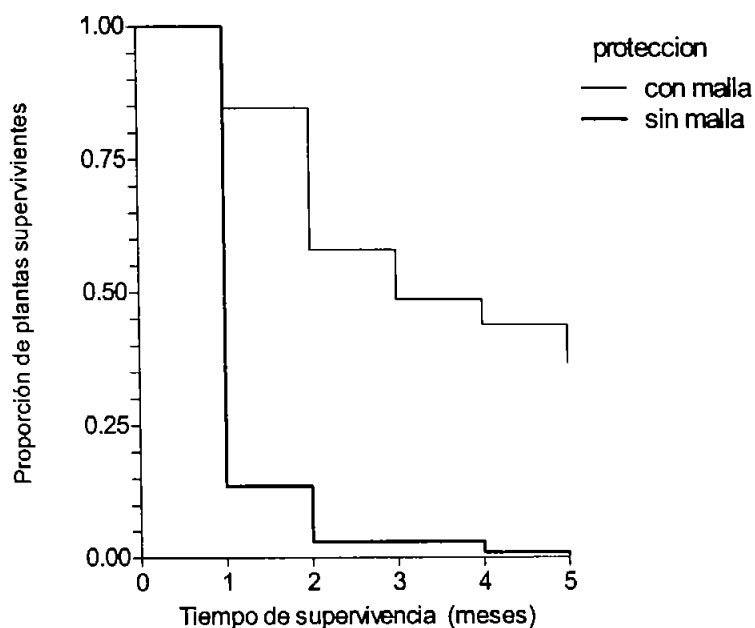
EFFECTOS DE BLOQUE; EROSIÓN Y HERBIVORÍA

La excavación de zanjas de nivel para proteger los experimentos, disminuyó notablemente el daño y redujo la mortalidad de *L. elegans* por el movimiento de arena causado por las fuertes lluvias. Sin embargo, dos cuadros protegidos contra herbivoría se perdieron debido a que una zanja de nivel se llenó con ceniza volcánica y continuó el arrastre y depositación de materiales sobre dichos cuadros.

La protección contra herbivoría fue determinante para la supervivencia de los individuos de *L. elegans*. De un total de 350 individuos considerados (debido a la pérdida de dos cuadros latinos con 25 individuos cada uno), 56 seguían vivos en diciembre, cinco meses después de iniciado el experimento, y solo uno de ellos pertenecía a los tratamientos sin malla, mientras que los restantes 55 se encontraban dentro de las áreas protegidas. De este modo, la supervivencia de los individuos protegidos con malla fue de 36% contra 1% de los individuos plantados sin malla (figura 10). Además, si se toma en cuenta sólo a los individuos de tres y

seis meses protegidos contra herbivoría, se encuentra que estos tuvieron una supervivencia de 60 y 56% respectivamente hasta el mes de diciembre. Al final del invierno (marzo del 2004), sólo siete individuos permanecían vivos, todos en cuadros protegidos con malla; el resto de los individuos sufrieron daños por heladas y murieron.

Figura 10. Supervivencia de *L. elegans* en cuadros latinos protegidos con y sin malla. Las diferencias son significativas entre ambos tratamientos ($X^2 = 195, P < 0.01$)



DESEMPEÑO DE LAS DISTINTAS EDADES DE *L. elegans*.

Para determinar la edad óptima de transplante en el campo se utilizaron los datos de los cuadros latinos que fueron protegidos contra la herbivoría correspondientes a los cinco meses de montado el experimento. Para esa fecha las plantas de 3 y 6 meses de edad iniciaron la floración y fructificación, y se consideró que habían llegado a la edad adulta.

En cuanto al desempeño de las distintas edades, se encontró que los individuos de tres y seis meses mostraron mayor supervivencia, mientras que las plántulas de 15 días y las semillas (con un 85% de germinación) mostraron la supervivencia más baja (tabla 9). La dinámica de supervivencia de las plantas de diferentes edades fue distinta (figura 11). El análisis de supervivencia y las comparaciones múltiples mediante el método de tukey muestran que los tratamientos de tres y seis meses forman un grupo significativamente diferente de las plántulas y semillas, mientras que el tratamiento de 1.5 meses presenta un tiempo de supervivencia intermedio entre los dos primeros grupos ($P < 0.01$), (tabla 10, figura 11).

Tabla 9. Número de individuos vivos a cinco meses de montado el experimento.

edad	Individuos vivos
semilla	6
plántula	4
1.5 meses	11
3 meses	18
6 meses	17
Total	56

Tabla 10. Intervalos de confianza (95%) simultáneos para las combinaciones lineares de las diferentes edades de *L. elegans* mediante el método de Tukey (en asterisco, las combinaciones con diferencias significativas).

	valor	error st	límite inferior	límite superior
1.5m-3m	-9.520 ^{e-1}	0.538	-2.440	0.535
1.5m-6m	-9.520 ^{e-1}	0.538	-2.440	0.535
1.5m-0.5m	1.320	0.658	-0.493	3.140
1.5m-semilla	8.400 ^{e-1}	0.600	-0.817	2.500
3m-6m	-2.120 ^{e-15}	0.534	-1.470	1.470
3m-0.5m	2.280	0.654	0.469	4.080 ****
3m-semilla	1.790	0.596	0.146	3.440 ****
6m-0.5m	2.280	0.654	0.469	4.080 ****
6m-semilla	1.790	0.596	0.146	3.440 ****
0.5m-semilla	-4.850 ^{e-1}	0.706	-2.430	1.460

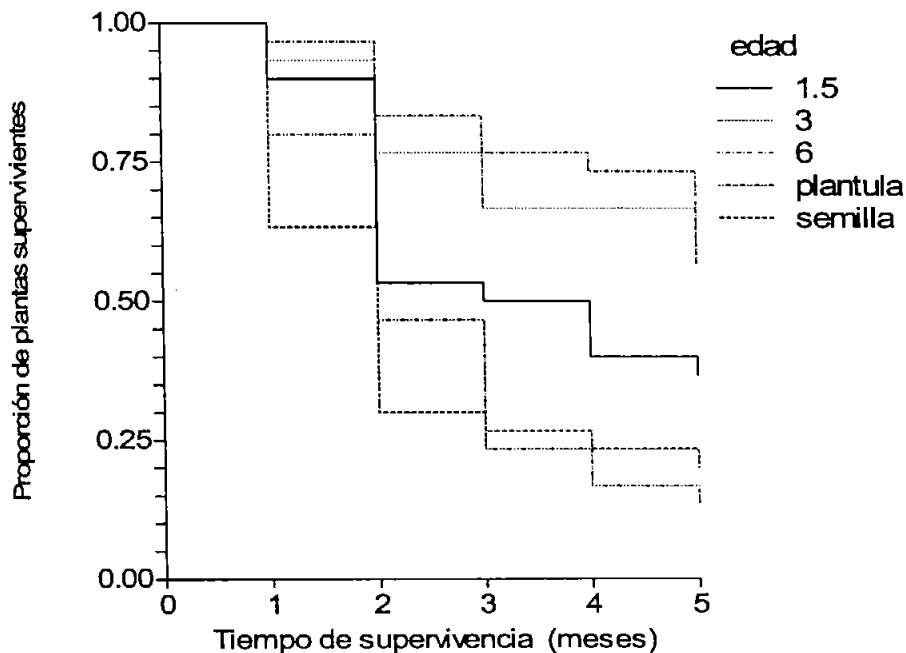


Figura 11. Curvas de supervivencia de las diferentes edades usadas. $X^2=32$, $P < 0.01$

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La excavación de zanjas de nivel y la exclusión de herbívoros permitieron disminuir notablemente la mortalidad de *L. elegans* debida a la erosión pluvial y a la herbivoría por mamíferos pequeños; sin embargo, el efecto de las bajas temperaturas del invierno se siguió mostrando en la zona de estudio como una variable limitante para la supervivencia y establecimiento de esta especie. Aun así, el hecho de que muchas plantas florecieran y produjeran semillas es alentador.

Proteger a las plantas del efecto de las bajas temperaturas es más difícil, aunque el utilizar otras especies que creen rápidamente un dosel que proteja a las plantas de *Lupinus elegans* de las heladas podría ser una buena alternativa. La importancia de las plantas establecidas previamente en sitios con condiciones adversas (plantas nodrizas) radica en que crean condiciones microclimáticas favorables para el establecimiento y supervivencia de los propágulos de otras

especies (Bonfil et al. 2000). Experimentos futuros podrían considerar el establecimiento inicial de *L. elegans* bajo el dosel de especies de fácil establecimiento, incluso de especies anuales que podrían incrementar la supervivencia de dicha especie durante la temporada invernal.

Por otra parte, el presente experimento arrojó datos concretos para la propagación de *L. elegans* bajo condiciones de vivero. Las plantas de 3 y 6 meses respondieron mejor a las condiciones de campo, presentando porcentajes muy similares y relativamente altos de supervivencia hasta el momento de la floración y fructificación. Sin embargo, la edad óptima al momento del transplante es de tres meses debido a varias razones: en primer lugar, es más barato y eficiente producir individuos de tres que de seis meses, debido al menor tiempo de cuidado, menor consumo de fertilizante, riego y trabajo. En segundo lugar, los individuos de tres meses alcanzan tallas similares a los de seis meses y la mayoría de los individuos de ambas edades florecen y fructifican de manera sincrónica a los de 6 meses después del transplante.

CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados obtenidos en los experimentos descritos resaltan la importancia de entender los procesos ecológicos básicos que influyen en la supervivencia de las plantas bajo condiciones naturales para poder diseñar estrategias efectivas de restauración. Comprender los mecanismos subyacentes permite proponer medidas de restauración más eficientes que puedan ser evaluadas en otros sitios con condiciones semejantes. Los resultados de esta tesis muestran también la utilidad de realizar experimentos a escalas adecuadas para conocer más acerca de la ecología de sitios específicos antes de implementar estrategias de restauración a una escala mayor.

La información generada es relevante si se toma en cuenta el casi total desconocimiento del sistema en cuestión, ya que la mayoría de la información existente en la zona se había obtenido para las áreas afectadas por derrames lávicos, mientras que en los sitios con depósitos de ceniza el conocimiento recabado era muy limitado.

Respecto al sitio de estudio (Mesa de Cutzato), se puede afirmar que posee características muy particulares y adversas que complican en gran medida la implementación de estrategias de recuperación de la cobertura vegetal. Aun cuando se generó bastante información del sistema, se ha llegado a la conclusión de que estas medidas requerirían de costos que no serían económicamente redituables a corto plazo para la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro. Una opción podría ser mantener esta zona para fines estéticos y turísticos dada su cercanía al Centro Ecoturístico "Pantzingo", mientras que toda la información obtenida es susceptible de ser aplicada en sitios similares pero con menor degradación, como campos agrícolas empobrecidos y abandonados, sitios con una

menor capa superficial de arena e inclusive sitios donde se haya realizado una extracción previa de arena.

El funcionamiento de la corteza de pino como acolchado aumentó la supervivencia de *P. pseudostrobus* y *L. elegans* en los arenales y permitió también incorporar y reutilizar un producto de deshecho, orgánico y sin costo para actividades de restauración.

Otro aspecto importante es la acumulación de abundante información acerca de la germinación, crecimiento, establecimiento y supervivencia de *L. elegans*, especie que podría ser útil para la recuperación de sitios con menor degradación que el de este proyecto.

LITERATURA CITADA

- Angelstam, P. K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. 9: 593-602.
- Antos, J. A. y D. B. Zobel. 1986. Seedling establishment in forests affected by thephra from Mount St. Helens. *American Journal of Botany* 73: 495-499.
- Ashton, P. M. S., S. J. Samarasinghe, I. A. U. N. Gunatilleke y C. V. S. Gunatilleke. 1997. Role of legumes in release of sucesionally arrested grasslands in the central hills of Sri Lanka. *Restoration Ecology* 5: 36-43.
- Ayala, A. y S. M. Sandoval. 1995. Establecimiento y producción temprana de forraje de ramón (*Brosimum alicastrum* Swartz) en plantaciones a altas densidades en el norte de Yucatán, México. *Agroforestería en las Américas* 7: 10-16.
- Baar, J. y T. W. Kuyper. 1998. Restoration of aboveground ectomycorrhizal flora in stands of *Pinus silvestris* (scots pine) in the Netherlands by removal of litter and humus. *Restoration Ecology* 6: 227-237.
- Bakker, J. P., P. Poschold, R. J. Strykstra, R. M. Bekker y K. Thompson. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerl.* 45 (4): 461-490.
- Barradas, L. V. 2000 a. Modificación del microclima con énfasis en la conservación y la restauración ecológica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 65: 83-88.
- Barradas, L. V. 2000 b. Ecofisiología vegetal: una herramienta para la conservación y restauración ecológica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 65: 71-72.
- Beukes, P. C. y R. M. Cowling. 2003. Evaluation of restoration techniques for the succulent Karoo, South Africa. *Restoration Ecology* 11 (3): 308-316.

- Bonfil, S. C., H. Rodríguez de la Vega y V. Peña. 2000. Evaluación del efecto de las plantas nodrizas en el establecimiento de una plantación de *Quercus* L. *Ciencia Forestal en México*. 25: 59-73.
- Bowler, P. A. 2000. Ecological restoration of coastal sage scrub and its potential role in habitat conservation plans. *Environmental Management* 26:S85-S96.
- Bradshaw, A. D. 2000. The use of natural processes in reclamation - advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51:89-100.
- Bradshaw, A. D., R. H. Marrs, R. D. Roberts, y R. A. Skeffington. 1982. The creation of nitrogen cycles in derelict land. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Biological Sciences* 296:559-563.
- Cervantes, V., V. Arriaga, J. Meave, y J. Carabias. 1998. Growth analysis of nine multipurpose woody legumes native from southern Mexico. *Forest Ecology and Management* 110:329-341.
- Del Moral, R. 1983. Initial recovery of subalpine vegetation in Mount St. Helen, Washington. *American Midland Naturalist* 109: 72-80.
- Eggler, W. A. 1948. Plant communities in the vicinity of the volcano Parícutín, México, after two and a half years of eruption. *Ecology* 29: 415 – 437.
- Eggler, W. A. 1959. Manner of invasion of volcanic deposits with further evidence from Parícutín and Jorullo. *Ecological Monographs* 29: 267-284.
- Eggler, W. A. 1963. Plant life of Parícutín volcano, México, eight years after activity ceased. *American Midland Naturalist* 69: 38 – 67.
- Elliott, K. J., R. L. Hendrick, A. E. Major, J. M. Vose, y W. T. Swank. 1999. Vegetation dynamics after a prescribed fire in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 114:199-213.

- Fries, C., O. Johansson, B. Pettersson y P. Simonsson. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 94: 89-103.
- Galindo Vallejo, S. 2004. Estudio de la vegetación nativa asociada a los depósitos de ceniza volcánica en la comunidad de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. UMSNH.
- Gómez Pompa A. y C. Vázquez Yanes, 1974. Studies on secondary succession of tropical lowlands; the life cycle of secondary species. En: A. J. Cave, H. Iwaki, S. C. Pandeya, G. F. Weetman, J. F. Franklin, C. O. Tamm, G. E. Likens, F. H. Bormann, J. H. A. Boerboom, R. Freson, G. Goffinet y F. Malaisse (Editores), *Memorias del Primer Congreso Internacional de Ecología*. La Haya. pp 336-342.
- Gregory, P. J., y J. S. I. Ingram. 2000. Food and forestry: global change and global challenges - Preface. *Agriculture Ecosystems & Environment* 82:1-2.
- Gustavsson, B. A., 1999. Effects of mulching on fruit yield, accumulated plant growth and fungal attack in cultivated Lingonberry, cv. *Sanna*, *Vaccinium vitis-idaea* L. *Gartenbauwissenschaft* 64 (2): 65-69.
- Hardwick, K., J. Healey, S. Elliott, N. Garwood, y V. Anusarnsunthorn. 1997. Understanding and assisting natural regeneration processes in degraded seasonal evergreen forests in northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 99: 203-214.
- Hobbs, R. J., y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4:93-110.

- Holl, K. D., y E. Quiros_Nietzen. 1999. The effect of rabbit herbivory on reforestation of abandoned pasture in southern Costa Rica. *Biological Conservation* 87: 391-395.
- Holl, K: D., M. E. Loik, E. H. V. Lin, e I. A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8:339-349.
- Jim, C. Y. 1998. Soil characteristics and management in an urban park in Hong Kong. *Environmental Management* 22:683-695.
- Jinks, R. L. y G. Kerr. 1999. Establishment and early growth of different plant types of Corsican pine (*Pinus nigra* var. *maritima*) on four sites in Thetford Forest. *Forestry* 72: 293-304.
- Jobidon, R., L. Charette, y P. Y. Bernier. 1998. Initial size and competing vegetation effects on water stress and growth of *Picea mariana* (Mill.) BSP seedlings planted in three different environments. *Forest Ecology and Management* 103: 293-305.
- Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, T. Irvine y R. Jensen. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management* 99: 117-131.
- Lindig- Cisneros, R y Vázquez Yanes, C. 1997. Los ailes en la restauración ecológica. *Ciencia* 48: 31-39.
- Lindig-Cisneros, R., C. Sáenz-Romero, N. Alejandro, E. Aureoles, S. Galindo, M. Gómez, R. Martínez y E. I. Medina. 2002. Factores que afectan el establecimiento de la vegetación nativa en sitios cubiertos por arena volcánica en las inmediaciones del volcán Parícutín, México. *Ciencia Nicolaita*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

- Lohr, V., y Pearson-Mimes, Ch. 2001. Mulching reduces water use of containerized plants. *Horttechnology* 11 (2): 277-278.
- Maron, J. L. y P. G. Connors. 1996. A native nitrogen-fixing shrub facilitates weed invasion. *Oecología* 105: 302-312
- Maron, J. L. y R. L. Jeffries. 2001. Restoring enriched grasslands: Effects of mowing on species richness, productivity and nitrogen retention. *Ecological Applications*. 11: 1088-1100.
- Masahiro, H. y T. Shiro. 2001. Woody plant establishment during the early stages of volcanic succession on Mount Usu, northern Japan. *Ecological Research* 16: 451-457.
- Masera, O. R. 1995. Carbon mitigation scenarios for Mexican forests: methodological considerations and results. *Interciencia* 20: 388-395.
- Medina-Sánchez, E. y R. Lindig-Cisneros. Effect of scarification and growing media on seed germination of *Lupinus elegans* (H. B. K.). *Seed Science and Technology* (en prensa).
- Mexal, J. G., R. A. C. Rangel, P. Negreros-Castillo, y C. P. Lezama. 2002. Nursery production practices affect survival and growth of tropical hardwoods in Quintana Roo, Mexico. *Forest Ecology and Management* 168:125-133.
- Mislevy, P., W. G. Blue, y C. E. Roessler. 1990. Productivity of clay tailings from phosphate mining: II. Forage crops. *Journal of Environmental Quality* 19: 694-700.
- Montagnini, F., B. Eibl, L. Grance, D. Maiocco y D. Nozzi. 1997. Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the Paranaense region of Misiones, Argentina. *Forest Ecology and Management* 99: 237-246.

- Jones, S. J. 1998. The Once and Future Forest: A guide to forest restoration strategies. Island Press, Washington D. C. 349 pp.
- Nepstad, D. C., C. Uhi y E. A. S. Serrao. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* 20: 248-255.
- Parrota, J. A. 1995. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* 6: 627-636.
- Parrota, J. A. y O. H. Knowles. 1999. Restoration of moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian Amazon. *Restoration Ecology* 7: 103-116.
- Parrota, J. A., J. W. Turnbull y N. Jones. 1997a. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1-7.
- Parrota, J. A., O. H. Knowles, y J. M. Wunderle. 1997b. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 99: 21-42.
- Pérez, J. D., G. J. Zapata y E. E. Sosa. 1995. Utilización del ramón (*Brosimum alicastrum* Swartz) como forraje en la alimentación de ovinos en crecimiento. *Agroforestería en las Américas* 7: 17-20.
- Ponge, J. F. J. André, O. Zackrisson, N. Bernier, M. C. Nilsson y C. Gallet. 1998. The forest regeneration puzzle: biological mechanisms in humus layer and forest regeneration dynamics. *Bioscience* 48: 523-530.
- Powers, J. A., J. P. Haggard y R. F. Fisher. 1997. The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 99: 43-54.

- Prescott, C. E., D. G. Maynard, y R. Laiho. 2000. Humus in northern forests: friend or foe? *Forest Ecology and Management* 133: 23-36.
- Rodríguez de la Vega, H., 2003. Estructura poblacional y distribución espacial de *Senecio praecox* en el Ajusco medio, D. F., implicaciones para su reintroducción en sitios perturbados. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 78 pp.
- Roose, E. y F. Ndayizigiye. 1997. Agroforestry, water and soil fertility management to fight erosion in tropical mountains of Rwanda. *Soil Technology* 11 (1): 109-119.
- SER. Society for Ecological Restoration. 2002. The SER Primer for Ecological Restoration.
- Sosa A., P. 2004. Identificación de los patrones de asignación de biomasa en *L. elegans* determinados por condiciones controladas de vivero y su efecto en el desempeño bajo condiciones de restauración ecológica. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 41 pp.
- Temperton y Hobbs. 2004. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. En: Temperton, Hobbs, Nuttle y Halle (eds) *Assembly rules and restoration ecology*. Society for Restoration Ecology International, Island Press, USA.
- Tucker, N. Y. J. y T. M. Murphy. 1997. The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observations from the wet tropics of North Queensland. *Forest Ecology and Management* 99: 133-152.
- Vázquez-Yanes, C. 1998. *Threma micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae): A promising neotropical tree for site amelioration of deforested land. *Agroforestry Systems* 40: 97-104.

- 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.
- Velázquez, M. A., A. Torres y G. Bocco. 2003. Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales. INE-SEMARNAT, México. 595 pp.
- Vose, J. M., W. T. Swank, B. D. Clinton, J. D. Knoepp, y L. W. Swift. 1999. Using stand replacement fires to restore southern Appalachian pine-hardwood ecosystems: effects on mass, carbon, and nutrient pools. *Forest Ecology and Management* 114: 215-226.
- Walters, B. B. 1997. Human ecological questions for tropical restoration: experiences from planting native upland trees and mangroves in the Philippines. *Forest Ecology and Management* 99: 275-290.
- Wehtje, G., William Ch. y J. Reeder. 1992. Germination and growth of leafhopper (*Phyllanthus-Urinaria*) as affected by cultural conditions and herbicides. *Weed Technology* 6 (1): 139-143.
- Wilson, H. D. 1994. Regeneration of native forest on Hinewai Reserve, Banks Peninsula. *New Zealand Journal of Botany* 32: 373-383.
- World Resources Institute, 1998. 1998-1999 World Resources: A Guide to the Global Environment. Oxford University Press. Nueva York. pp 185.
- Yates, C. J., R. J. Hobbs e I. Atkins. 2000. Establishment of perennial shrub and tree species in degraded *Eucalyptus salmonophloia* (Salmon gum) remnant woodlands: Effects of restoration treatments. *Restoration Ecology* 8: 135-143.

Zabinski, C. y T. Wojtowicz, (2000). The effects of recreation disturbance on subalpine seed banks in the Rocky Mountains of Montana. *Canadian Journal of Botany* 78(5): 577-582.

Zedler, B.J. y A. Leopold. 1999. The ecological restoration spectrum. En: *An international perspective on wetland rehabilitation*. 301-318.

Zobel, B. y J. Talbert. 1988. *Técnicas de mejoramiento genético de árboles forestales*. México, Limusa, 545 p.