



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
Área Académica de Biología

Establecimiento de dos especies de arbustos sobre suelo degradado
en un matorral xerófilo de Hidalgo, México.

Tesis para obtener el grado de
Maestro en Ciencias en Biodiversidad y Conservación

Presenta:

Christian Omar Ayala López

Director:

Dr. Numa Pavón Hernández

Mineral de la Reforma, Hidalgo. 2014



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

Dirección

M. EN A. JULIO CESAR LEINES MEDÉCIGO
DIR. ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
P R E S E N T E

Por este conducto le comunico que, después de revisar el trabajo titulado "Establecimiento de dos especies de arbustos sobre suelo degradado en un matorral xerófilo de Hidalgo, México.", que presenta el alumno de la Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, **Biól. Christian Omar Ayala López**, el Comité Revisor de tesis ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor.

PRESIDENTE: Dra. Claudia E. Moreno Ortega
SECRETARIO: Dr. Joel D. Flores Rivas
VOCAL: Dr. Numa P. Pavón Hernández
PRIMER SUPLENTE: Dra. Maritza López Herrera



Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

ATENTAMENTE
"AMOR, ORDEN Y PROGRESO"
Mineral de la Reforma, Hgo. a 09 de junio del 2014.

DR. ORLANDO AVILA ROZAS
DIRECTOR I.C.B.I.



Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería,
Carretera Pachuca - Tulancingo Km. 4.5, Ciudad del Conocimiento,
Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184
Tel. +52 771 7172000 exts. 2230 y 2231, Fax 2109
avilap@uaeh.edu.mx



En memoria de mi abuelito

Francisco Ayala Espinoza

Dedicatoria

A mi madre

A la Sra. Alejandra López. Madre gracias por todo tu apoyo, por la confianza depositada en mí y sobre todo por tu amor. Termina nuevamente otro ciclo en mi vida, sé que no ha sido nada fácil para ambos, pero salimos adelante. Gracias no sabes lo orgulloso que estoy de ti, te quiero mucho.

A mi padre

Al Sr. Alfredo Ayala. Papá gracias por haber fomentado en mí el deseo de superación y el anhelo de triunfar en la vida. Sé que la vida da muchas vueltas, a veces son gratas o dolorosas, pero sin duda siempre estaré ahí para apoyarte, te quiero mucho papá.

A mis hermanos

Karen y Alejandro, mil palabras no me alcanzarían para decirles que tan agradecido estoy por su apoyo, su cariño y su confianza, no saben cuánto los amo. Siempre estaremos juntos, siempre seremos un KAOS.

A mi familia

A mis abuelitas, grandes mujeres que siempre me han apoyado y aconsejado, a mi abuelito, mis tíos, primos y sobrinos por creer en mí, por apoyarme y por los ánimos que siempre me han dado, sé que siempre contare con ustedes, como ustedes contarán conmigo. ¡¡¡Muchas gracias!!!

Alejandro Gatica, a ti, que te conocí al inicio de esta etapa, sabes que eres una persona importante en mi vida, agradezco infinitamente tu apoyo, por los ánimos que me has dado para continuar con mis estudios y por todos los momentos que hemos pasado.

Gracias a todos ustedes, he terminado un ciclo más de mi vida.

Agradecimientos

Quiero agradecerle a mi director de tesis, el Dr. Numa Pavón por su apoyo, su confianza y su paciencia en la realización de este trabajo, sé que no fue fácil pero al final se logró. A mi comité evaluador, a la Dra. Maritza López por su apoyo en la germinación de las semillas y el cuidado de las plantas, por la confianza y paciencia que me tuvo en el transcurso de estos años, gracias. Dra. Claudia Moreno por formar parte de mi comité, por sus comentarios y aportes a esta tesis. Dr. Joel Flores por el apoyo que dio para enriquecer este trabajo y por su buena disposición, gracias.

Al Dr. Enrique Cruz por instruirme en las técnicas de análisis de suelos y por permitirme trabajar dentro de su laboratorio.

Al M. en C. Mario Segura por el apoyo brindado en la toma de las fotos de las muestras de micorrizas y sobre todo por sus palabras de aliento, sin duda es un ejemplo a seguir, gracias.

Al Biól. Miguel Campos Busto por su colaboración en la realización del mapa del área de estudio.

A mis colegas y amigas, Esmeralda y Lidia por el apoyo brindado en laboratorio y por ayudarme a conseguir los reactivos necesarios para concluir mi trabajo.

A mis compañeros de laboratorio por ayudarme en campo, Karina, Judith y Gustavo, gracias por su ayuda, a pesar de la santa mojada que nos dimos.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para la realización de este trabajo.

Quiero agradecer a mis entrañables amigos Emmanuel, Esmeralda, Lidia, Cintia (comadre), Lupis, Dianis, Pepe, Eve, Mayen, Iris, Cindel, Ruth, Ulises, Levi, Olga, Zenil, Chapis y a todas las personas que siempre me dieron los ánimos para seguir adelante ¡¡Gracias!!

A mis queridos amigos y compañeros de laboratorio, Milena, Karina, Judith, Alan, Samy, Maricela, Sandra, Ilse, Zaira, Karina Sánchez, Jaime, Felipe y Rodrigo, muchas gracias por compartir momentos agradables y por brindarme su amistad.

A quienes recién se sumaron a mi vida Rafita, Bere, Yas, Miriam, Roos, Chepis, Cris, Paquito, Rubi, Gio, Ubaldo y Aarón, es un gusto conocerlos y compartir momentos agradables con ustedes. Gracias.

Quiero agradecerte especialmente a ti, Esme Jones por todo tu apoyo, tus consejos y todos los momentos que hemos pasado (¡Ja! No olvidare esas salidas al cine, al café, y especialmente cuando íbamos a comprar esa deliciosa rebanada de pastel). Sin imaginarlo, llegaste a ser una persona importante en mi vida, somos grandes amigos, como dices “somos un equipo”. Sabes que te quiero mucho, eres mi mejor amiga y sin duda nunca dejaras de serlo. Gracias.

A mi amigo Emmanuel, gracias por todo tu apoyo, realmente no tengo como agradecer todo lo que has hecho, amistades como las tuyas pocas. Gracias por todo este tiempo de amistad, por los momentos de risa, también por los consejos y los regaños, sin duda eres mi mejor amigo. Sabes que cuentas con todo mi apoyo en todo momento, eres una persona excepcional. Gracias.

Índice

Resumen	3
I. Introducción	4
II. Antecedentes	7
2.1.- Características entre las especies arbustivas en zonas áridas	7
2.2.- Restauración ecológica en zonas semiáridas.....	12
2.3.- Hongos micorrizógenos.....	15
III. Objetivos	18
3.1.- General	18
3.2.- Particulares	18
IV. Material y Métodos	19
4.1.- Especies de estudio	19
4.1.1.- <i>Zaluzania augusta</i>	19
4.1.2.- <i>Karwinskia humboldtiana</i>	20
4.2.- Trabajo de campo.....	21
4.3.- Comparación de crecimiento y supervivencia bajo dos tipos de suelos.	25
4.4.- Análisis físico-químicos del suelo	26
4.4.1.- Determinación de pH	26
4.4.2.- Determinación de la textura por medio del hidrómetro de Bouyoucos	27
4.4.3.- Determinación de materia orgánica por la técnica de Walkley y Black	28
4.4.4.- Determinación de la capacidad de intercambio catiónico	29
4.5.- Variables climáticas	30
4.6.- Determinación de micorrizas	30
4.6.1.- Tinción de raíces	30
4.6.2.- Colonización de micorrizas.....	31

V. Resultados.....	34
5.1.- Crecimiento y supervivencia de plantas en campo	34
5.2.- Crecimiento y supervivencia de plantas en invernadero	36
5.3.- Características de los tipos de suelo.....	38
5.4.- Registro de las variables climáticas en campo.....	39
5.5. – Porcentaje de colonización de micorrizas en plantas de campo.....	41
VI. Discusión	44
VII. Conclusiones.....	49
VIII. Bibliografía	50

Resumen

Las zonas semiáridas son ecosistemas complejos que presentan una alta diversidad de especies; sin embargo, estas zonas han sido degradadas principalmente a las actividades humanas, modificando la estructura y el funcionamiento original del ecosistema. La restauración ecológica tiene como objetivo detener el proceso de degradación, por medio del establecimiento de especies vegetales. En las zonas semiáridas el componente vegetal más importante son arbustos, estos presentan diferencias en el crecimiento, la fenología y la ecofisiología, permiten el establecimiento de otras especies de plantas y animales. En este trabajo se evaluó la capacidad del establecimiento de dos especies arbustivas, *Zaluzania augusta* y *Karwinskia humboldtiana* en zonas semiáridas con suelo degradado, mediante el análisis de supervivencia, crecimiento y el porcentaje de micorrización. Las variables analizadas muestran que las plantas de *Z. augusta* presentaron los valores más altos, tanto en el crecimiento y la supervivencia. Las plantas de *K. humboldtiana* presentaron el porcentaje más alto de micorrización; sin embargo, su crecimiento y sobrevivencia fue menor. De acuerdo con lo anterior, *Z. augusta* puede ser considerada como una especie potencial para restaurar ecosistemas semiáridos con suelos degradados para la zona centro de México, ya que es una especie nativa y endémica del país.

I. Introducción

Las zonas semiáridas mantienen una alta heterogeneidad ambiental generada por la variación en la orografía, latitud, altitud, geología y edafológica; así como por los gradientes de distribución espacio-temporal de la precipitación y la temperatura (Maestre *et al.*, 2003; Pausas & Austin, 2001; Santibáñez-Andrade *et al.*, 2009; Stewart *et al.*, 2000). Esto ha dado como resultado ecosistemas complejos con alta diversidad de especies (Pausas & Austin, 2001; Santibáñez-Andrade *et al.*, 2009). Las especies tienen adaptaciones para las características de sitios con condiciones ambientales particulares (Tongway *et al.*, 2004).

La mayor parte del territorio mexicano es árido o semiárido (1.7 millones de km²) (Arriaga, 2009), y en gran parte está degradado por actividades humanas como la agricultura, la ganadería, el pastoreo y la sobreexplotación de especies (Arriaga, 2009; Márquez-Huitzil & Chiappy, 2002; PNUMA, 2002). La degradación modifica la estructura y el funcionamiento original del ecosistema dando como resultado severas perturbaciones que merman su capacidad de autoregenerarse. Las perturbaciones reducen considerablemente la captación de recursos; afecta la productividad biológica, disminuye la diversidad biológica y la pérdida de servicios ambientales (Astier *et al.*, 2002; Maestre *et al.*, 2003; Maestre-Gil, 2003; Morales, 2005; PNUMA, 2002). Se estima que alrededor de 50,000 hectáreas de vegetación en zonas semiáridas, son perturbadas al año (Challenger, 1998).

Con la finalidad de mitigar, revertir o controlar la degradación en los ecosistemas semiáridos, se han implementado diferentes estrategias de conservación y de restauración

ecológica (Martínez, 1996; Márquez-Huitzil & Chiappy 2002). La restauración ecológica es uno de los campos dentro de la ecología aplicada que ofrece nuevas ideas y oportunidades a la conservación de los ecosistemas; se define como una técnica que restablece parcial o totalmente la estructura y la función de un ecosistema perturbado (SER, 2004). La restauración tiene como objetivo detener el proceso de degradación, por medio del uso de especies vegetales (Barrera *et al.*, 2005; García-Sánchez, 2005). En los matorrales xerófilos el componente vegetal más importante está representado por arbustos, como base estructural y funcional de ecosistema, propiciando múltiples interacciones biológicas (García-Sánchez, 2005; Montaña & Monroy, 2000). Los arbustos pueden clasificarse por aspectos funcionales como la respuesta a la sequía y el uso del agua que en parte se refleja en el comportamiento perennifolio o caducifolio. Estos dos grupos tienen diferencias en el crecimiento, la fenología y la ecofisiología, que en parte permiten la coexistencia entre especies con características diferentes (González-Medrano, 2012; Valladares *et al.*, 2004; Villar *et al.*, 2004).

Aunado a lo anterior las plantas de zonas semiáridas tienen interacciones micorrizógenas que les permiten tener mayor tolerancia al estrés ambiental mejorando con esto tanto el crecimiento como la supervivencia (Pereira *et al.*, 2001; León, 2006). Por lo anterior los hongos micorrizógenos son importantes para implementar proyectos de restauración ecológica en suelos degradados (Garibello, 2003; León, 2006; Lovera & Cuenca, 2007).

Una parte importante en el desarrollo de proyectos de restauración ecológica es la selección de especies vegetales a ser utilizadas. Para esto frecuentemente se seleccionan aquellas especies de estadios sucesionales tardíos y que pueden sobrevivir bajo las

condiciones ambientales generadas por previas perturbaciones de los sitios a restaurar. Estas condiciones adversas están dadas principalmente en el suelo y la cobertura vegetal, que frecuentemente es inexistente, por lo que las especies seleccionadas deben ser evaluadas en diferentes aspectos como el crecimiento y la supervivencia, antes de ser propuestas en un proyecto de restauración ecológica.

De acuerdo con lo anterior, se genera la hipótesis de que especies arbustivas de matorral xerófilo puedan establecerse y sobrevivir a condiciones de suelo degradado, bajo el supuesto de que las especies de arbusto presentan diferencias en el crecimiento foliar, fenológico y fisiológico, permitiéndoles afrontar las condiciones extremas del ambiente. Además, se espera que el porcentaje de micorrización aumente el establecimiento y la supervivencia en los arbustos de matorral xerófilo.

En este trabajo se evaluaron dos especies de arbustos dentro de un sitio semiárido con suelo degradado. Se comparó el crecimiento y la supervivencia en dos diferentes tipos de suelo (conservado y degradado) en condiciones de invernadero. También se comparó el porcentaje de micorrización entre las dos especies de estudio. Las preguntas del estudio fueron: 1) ¿Existe diferencia en crecimiento y supervivencia entre las dos especies bajo sitios degradados? 2) ¿Hay variación en el porcentaje de micorrización entre las especies? y 3) ¿Existe una correlación positiva entre el crecimiento y el porcentaje de colonización por micorrizas?

II. Antecedentes

2.1.- Características entre las especies arbustivas en zonas áridas

Una de las formas de clasificar a las plantas es por la forma en que crecen, esto a la vez es usado para caracterizar la estructura y la fisonomía de la vegetación de una comunidad (González-Medrano, 2012; Valladares *et al.*, 2004). Estructuralmente gran parte de los ecosistemas semiáridos se compone de arbustos que crecen bajo diversas condiciones climáticas y propiedades edáficas. (Barchuk *et al.*, 2006; Foroughbakhch *et al.*, 2010; Martin *et al.*, 1997; Merino *et al.*, 1982;). Las especies de arbustos que habitan dicho ecosistema, presentan diversidad en el crecimiento foliar, la cual se ve reflejada en una diversidad fenológica (Martí *et al.*, 2004). La fenología presenta estrategias de asimilación y del uso de los recursos por las especies vegetales a lo largo del año (Harper, 1977; Squeo *et al.*, 1999; Valladares *et al.*, 2004). Cabe esperar que la respuesta fenológica a la variación del clima, la disponibilidad de recursos (luz, agua y nutrientes) y los factores bióticos sean respuestas de cada especie (Valladares *et al.*, 2004). Los trabajos basados en la fenología de las especies caducifolias y perennifolias deben incorporar las diferencias entre las hojas, la asignación del tejido fotosintético, la profundidad del enraizamiento, la anatomía del xilema y la exposición a los herbívoros (Díaz, 2001). Con lo anterior se podrá analizar cómo estas diferencias interactúan con la tasa de fotosíntesis, transpiración y demanda de nutrientes de la hoja.

Los ecosistemas semiáridos presentan dos períodos anuales de estrés, limitando así la regularidad y la duración de los períodos favorables, además, aumentan la dificultad del ajuste fenológico (Arriaga, 2009; Martí *et al.*, 2004). Estas limitaciones facilitan la

coexistencia de diferentes patrones fenológicos y una alta riqueza de especies dentro de los ecosistemas semiáridos (Martí *et al.*, 2004). De acuerdo con la fenología, se pueden distinguir dos grupos de plantas, definidos por las diferencias en el crecimiento (Martin *et al.*, 1997; Squeo *et al.*, 1999). El primer grupo son las caducifolias, plantas cuyas hojas duran menos de un año; el segundo grupo conocido como perennifolias son las plantas con hojas de longevidad superior al año (Valladares *et al.*, 2004; Villar *et al.*, 2004). Una característica que define a estos dos grupos de plantas y por la cual se deriva su nombre es por la duración de sus hojas. Las hojas de las perennifolias son esclerófilas (hojas adaptadas a largos períodos de sequía y calor); mientras que las hojas de las caducifolias son mesofíticas (Barchuk *et al.*, 2006). Las especies caducifolias presentan varias características, sin embargo, las más relevantes son la alta tasa fotosintética, la concentración alta de nitrógeno en las hojas y una área foliar elevada, por lo que se espera que crezcan más rápidamente que las perennifolias (Barchuk *et al.*, 2006; Villar *et al.*, 2004). Las perennifolias tienen hojas con una longevidad superior al año, presentan mayor biomasa, tienen una tasa de crecimiento baja por lo tanto tienen menos necesidad de nutrientes, por otro lado, las hojas tienen contenidos bajos en nutrientes minerales (Givnish, 2002; Sekhon, 2012; Valladares *et al.*, 2004).

La interacción positiva de estos dos grupos constituye un proceso que influye en la estructura y la composición de las comunidades vegetales, presentando especial relevancia en aquellos ambientes sometidos a un fuerte estrés ambiental (Callaway & Walker, 1997; Díaz, 2001). La coexistencia entre especies de estos dos grupos mejora el desarrollo de los ecosistemas y presentan un efecto negativo para las especies invasoras facilitando el

establecimiento de plántulas nativas y contribuyendo con la fertilidad del suelo (Gutiérrez & Squeo, 2004; Squeo *et al.*, 1999).

Una de las ventajas de los costos y los beneficios de la durabilidad de las hojas en plantas perennes, es la conservación de los nutrientes por las hojas, ya que el remplazo es con menor frecuencia. Mientras las caducifolias, cambian sus hojas anualmente, sin embargo, reducen la pérdida de nutrientes, tras la absorción de estos antes de la caída de la hoja y por medio de la descomposición de la hojarasca se reincorporan al suelo para que posteriormente ser absorbidos por las raíces (Martín *et al.*, 1997). Con lo anterior, se explican las adaptaciones que presentan ambos grupos en ecosistemas semiáridos. En las caducifolias la pérdida de las hojas en temporadas de sequía reduce la tasa fotosintética y reduce la tasa de evapotranspiración. Además, la temporada de sequía limita la absorción de carbono (Givnish, 2002; Merino *et al.*, 1982). Las diferencias en la duración de la hoja en un hábitat determinado, los costos de producción y mantenimiento de la hoja, deben ser comparadas con los beneficios de la ganancia de carbono. Estas comparaciones proporcionan una base para explorar las limitaciones evolutivas y ambientales en los patrones de adaptación (Givnish, 2002; Merino *et al.*, 1982).

Por otra parte, se ha estudiado el movimiento foliar en plantas caducifolias y perennifolias en el desierto sonorense. Dichos movimientos pueden presentarse sólo de manera estacional o en diferentes horas del día, por ejemplo, en *Atriplex hymenelytra* sus hojas inclinadas reducen la incidencia de luz al mediodía e incrementan la radiación absorbida por la mañana y por la tarde, cuando la evaporación del ambiente es menor. En esta misma especie el aumento de la aridez incrementa el fenómeno de la cristalización de sales en su superficie. Esto, a su vez, eleva la reflexión de la luz, con lo que contribuye a

disminuir la temperatura en la superficie foliar y reduce los valores de evapotranspiración (González-Medrano, 2012).

La raíz es otra característica adaptativa que presentan estos dos grupos de plantas en ecosistemas semiáridos. Las plantas perennifolias presentan una raíz principal bien desarrollada que le permite tomar agua de las reservas subterráneas, permitiéndoles sobrevivir a los periodos de sequía prolongados. Por su parte las plantas caducifolias presentan raíces poco profundas o raíces laterales, ya que aprovechan pulsos de agua de baja intensidad (Givnish, 2002).

Una adaptación de las plantas en ambientes semiáridos está relacionada con las estrategias de regeneración vegetativa. Esta ha sido descrita como un importante componente en los procesos de recuperación en ecosistemas semiáridos (Barchuk *et al.*, 2006). La capacidad de persistir como adultos a través de rebrotes es muy común en plantas de familias leñosas, como por ejemplo Fabaceae, Zygophyllaceae y Solanaceae. Las plantas están expuestas a diferentes condiciones de estrés o perturbaciones que las conducen a una situación de crecimiento lento o pérdida de biomasa aérea, por lo que deberían presentar mecanismos, como la capacidad de rebrote, que aseguren su supervivencia. Existen pocos estudios que evalúen comparativamente la capacidad de rebrote de especies caducifolias y perennifolias provenientes de un ambiente con alta deficiencia hídrica desde los primeros estadios de plántulas o juveniles (Barchuk *et al.*, 2006; Martín *et al.*, 1997). Barchuk y colaboradores (2006), analizaron la capacidad de rebrote y los rasgos de crecimiento de plántulas de especies arbustivas (caducifolias y perennifolias) dentro de un ecosistema semiárido. La tasa de emergencia fue superior en las plántulas de especies caducifolias, mientras que la remoción de la parte aérea afectó negativamente las probabilidades de

supervivencia de todas las especies, aunque en grado variable. La remoción de la parte aérea estimula la longitud de la raíz en la mayoría de las especies que rebrotan, de forma que la energía que la planta dedica a producir raíz es a costa de un menor crecimiento aéreo y permitiría la supervivencia en ambientes con estrés o perturbaciones (Barchuk *et al.*, 2006).

En cuanto a la competencia por espacio y agua, se ha establecido que la coexistencia de estos dos grupos es posible porque las especies no explotan los mismos recursos hídricos. Las perennifolias explotan recursos hídricos profundos y casi permanentes; mientras que las caducifolias explotan los recursos hídricos estacionales y más superficiales. Sin embargo, estudios experimentales en Centroamérica han demostrado que el riego superficial no cambia drásticamente la fenología y la productividad de especies caducifolias, indicando que la fenología de éstas no es dependiente del agua depositada sobre la superficie de los suelos (Díaz, 2001). La disponibilidad de humedad del suelo no es la señal desencadenante de los cambios fenológicos. La productividad en zonas semiáridas no obedece a la existencia de estaciones secas o húmedas, sino más bien plantea que las especies responden a los pulsos de agua introducidos en el sistema por las lluvias, permitiendo la actividad de producción durante todo el año (Arriaga, 2009).

En cuanto a las semillas, las plantas caducifolias presentan una gran ventaja en ecosistemas semiáridos, debido a que evitan las condiciones desfavorables del ambiente, retrasando así su germinación. En cuanto a las semillas de las especies perennifolias, se ha observado que bajo condiciones artificiales de almacenamiento, mantienen su viabilidad por varios años (González-Medrano, 2012).

En general se reconoce que la sequía estacional favorece a especies caducifolias, y que los suelos infértiles favorecen a especies perennifolias. Los suelos pobres en nutrientes, prefieren arbustos perennes, ya que aumentan los niveles de nutrientes en el suelo, además, están adaptadas a las condiciones favorables y desfavorables de los ecosistemas semiáridos (Givnish, 2002).

2.2.- Restauración ecológica en zonas semiáridas

El uso de arbustos perennifolios y caducifolios en proyectos de restauración ecológica de sitios que han sufrido perturbación, es adecuado, ya que propicia un microclima para otras especies de plantas o animales, facilitando así la supervivencia durante los periodos de estrés (Gutiérrez & Squeo, 2004; Martínez-Ramos & García-Orth, 2007). Los animales dispersores de semillas utilizan los arbustos como perchas o fuente de alimento, además, tienen un efecto negativo para las especies invasoras, modifican el microambiente facilitando el establecimiento de plántulas de especies nativas, contribuyen al aumento orgánico y la fertilidad del suelo (Martínez-Ramos & García-Orth, 2007).

La restauración ecológica es una rama de la ecología aplicada que ofrece nuevas ideas y oportunidades para la conservación de la biodiversidad y de los recursos naturales (Dorado & Arias, 2006; Maglianesi-Sandoz, 2011). Se define como el proceso de iniciar o acelerar la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, estructura y función, ante una perturbación natural o antrópica (SER, 2004). Hay que considerar que el ecosistema perturbado no siempre retoma las condiciones anteriores, debido a las limitaciones y las condiciones actuales del sitio, desviando así el desarrollo óptimo del ecosistema (Gálvez, 2002; Márquez-Huitzil, 2005; Martínez-Ramos & García-Orth, 2007). Sin embargo, la

combinación de conocimientos puede solucionar el problema, usando datos generales del ecosistema antes de la perturbación, la comparación del ecosistema perturbado con ecosistemas intactos, y la información sobre condiciones ecológicas, culturales y sociales del sitio, (Gálvez, 2002; González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007).

Los ecosistemas semiáridos presentan dificultad al implementar un proyecto de restauración ecológica, debido a la escasez de recursos (agua y nutrientes en el suelo), fundamentales para el desarrollo de las especies vegetales (Maestre, 2003). En estos tipos de ambientes se pueden optimizar utilizando técnicas basadas en el funcionamiento del ecosistema como el mejoramiento del microclima, la formación de islas de recursos y la introducción de especies dominantes (Villar *et al.*, 2004). Una medida fundamental a la hora de crear un proyecto de restauración es considerar la creación de una capa fértil de suelo, debido a que de ella dependerá el establecimiento y crecimiento de las especies a usar en un proyecto de restauración ecológica (Urbano, 2001).

En México se han realizado trabajos basados en restaurar ecosistemas semiáridos, donde destacan el planteamiento de nuevas metodologías y la propuesta de especies vegetales potenciales para restaurar sitios degradados (Márquez-Huitzil, 2005). Se han desarrollado programas de restauración ecológica integral que incluyen actividades de reforestación utilizando especies nativas, el manejo y el mejoramiento del ecosistema (recuperación de suelos, recuperación de fauna silvestre, el manejo del matorral, del ganado doméstico y de la fauna silvestre existente), y la relación con el contexto social de las áreas afectadas (González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007; Manzano, 2004).

El trabajar con especies vegetales y aún mejor utilizando especies nativas, es un método viable para restaurar sitios degradados, debido a que las plantas presentan adaptaciones de supervivencia ante los factores ambientales del ecosistema en que habitan (González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007; Márquez-Huitzil, 2005; Padilla, 2008; Vázquez *et al.*, 1999). En Querétaro se trabajó con 10 especies de plantas nativas donde se evaluó el crecimiento y la supervivencia de cada especie, así se determinó qué especies presentan mayor capacidad para establecerse en zonas semiáridas. Al final, todas las especies crecieron y se establecieron, sin embargo, el crecimiento de la mayoría de las especies fue lento debido a las limitaciones de los factores ambientales (González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007).

En México existen varias especies de plantas que son potenciales para utilizarlas en proyectos de restauración ecológica (Vázquez *et al.*, 1999). Para considerar a una planta viable para proyectos de restauración, se proponen que tengan las siguientes características: ser de fácil propagación, resistir condiciones limitantes del suelo (variación en el pH, salinidad, y a escasez de agua), tener un crecimiento rápido, alta producción de materia orgánica (hojarasca), presentar asociaciones con hongos micorrizógenos y tener importancia ecológica-económica (García-Sánchez, 2005; Padilla, 2008; Santini *et al.*, 2007; Vázquez *et al.*, 1999). Con las cualidades antes mencionadas, Vázquez *et al.* (1999) seleccionaron 233 especies leñosas nativas de México, de las cuales solo 70 especies fueron consideradas potenciales para trabajos de restauración.

Una etapa desfavorable para las plantas es el estado de plántula, debido a que son más vulnerables a las amenazas bióticas y abióticas, limitando la supervivencia, dando como resultado que sólo una pequeña fracción de los individuos germinados consiga

establecerse (Padilla, 2008; Toral & Iglesias, 2012). El éxito de establecimiento de las plántulas depende en gran medida del lugar en el que crezcan, ya que si las plántulas no crecen en lugares favorables y seguros, la supervivencia dependerá de su adaptación o resistencia a los factores limitantes (Padilla, 2008; Padilla & Pugnaire. 2006). En la microcuenca de Atécuaro, Michoacán, se evaluó la asignación de biomasa y supervivencia las especies leguminosas *Lupinus elegans* y *Senna hirsuta*, en suelo degradado. Los resultados indican que *S. hirsuta* acumula mayor biomasa en raíz que en la parte aérea, teniendo alta tasa de supervivencia; sin embargo, *L. elegans* presentó mayor biomasa aérea y menor tasa de supervivencia. En conclusión *S. hirsuta* es la especie que presentó un mayor potencial para restaurar sitios degradados, siendo eficiente para mitigar la erosión en los suelos (Ruiz-Reyes *et al.*, 2009).

En los sitios semiáridos del valle del Mezquital, a través del uso de plantas silvestres inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares, se observa que el manejo de la simbiosis aumentó la supervivencia de las plantas, considerando un método viable para restaurar ecosistemas semiáridos (García-Sánchez, 2005).

2.3.- Hongos micorrizógenos

Los ecosistemas semiáridos se caracterizan por una precipitación escasa e irregular a lo largo del año, por lo que las especies que habitan estos ecosistemas poseen estrategias que les permiten superar las condiciones adversas. Una de estas estrategias es la simbiosis mutualista que las plantas establecen con los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA). Estos hongos se originan a partir de hifas que proceden de los propágulos existentes en el suelo, como en esporas maduras, fragmentos de raíz micorrizadas o de plantas vecinas que

presenten este tipo de hongo (Pereira *et al.*, 2001; León, 2006). Forman una masa micelial que se ubica sobre la superficie de la raíz a partir de la cual se forman subterráneamente hifas y grandes zigoesporas (León, 2006). La micorrización juega un papel muy importante para restaurar zonas degradadas, esto radica en el mejoramiento de un establecimiento rápido y efectivo de una cobertura vegetal, además, optimiza el crecimiento de la planta gracias a un aumento en la masa radicular, absorbiendo y almacenando nutrientes que favorecen las condiciones de la planta (Garibello, 2003). Se ha documentado que el 90% de las plantas vasculares son capaces de formar este tipo de simbiosis en diversos tipos de ecosistema (León, 2006; Lovera & Cuenca, 2007).

Se debe considerar que existen una variedad de asociaciones planta-hongo, y que cada especie de HMA puede tener efecto diferente en el crecimiento de las plantas (Lovera & Cuenca, 2007; Pereira, 2001). Esta asociación se ve mejor en suelos de baja y moderada fertilidad, ya que las micorrizas mejoran el enraizamiento y establecimiento de las plantas, la absorción de nutrientes principalmente el fósforo, cobre y zinc, sirven de protección contra agentes patógenos, aumentan la humedad en el suelo, incrementan la tolerancia al estrés generado por temperatura, salinidad, déficit de agua y metales pesados, y mejoran las propiedades físicas y químicas del suelo (Garibello, 2003; Lovera & Cuenca, 2007).

La disminución de la diversidad de los hongos micorrizógenos arbusculares podrían reducir la velocidad de recuperación de los ecosistemas perturbados y determinar la composición de especies de la comunidad vegetal a establecer luego de una perturbación. Se ha mostrado que este tipo de hongos son susceptibles a las perturbaciones por actividades humanas (Lovera & Cuenca, 2007).

En zonas semiáridas cobran especial importancia ya que ayudan a los organismos a superar las condiciones de estrés ambiental, mejorando la nutrición y el estado hídrico de las plantas (Martínez-García, 2011). En ecosistemas semiáridos, los hongos micorrizógenos presentan una gran distribución a lo largo y profundidad del suelo ayudando a suministrar agua y nutrientes a sus asociados vegetales, por ello, en algunos desiertos la lluvia por sí sola no puede explicar los altos niveles alcanzados en la producción primaria de los ecosistemas (Montaño-Arias *et al.*, 2007). En México se ha trabajado con hongos micorrizógenos en sitios continuamente deforestados, en un trabajo que se realizó en la cuenca del río Magdalena al sur del Distrito Federal, dentro de un bosque templado, se evaluó el establecimiento de plántulas de *Quercus rugosa*, las cuales fueron inoculadas con hongos micorrizógenos y posteriormente fueron introducidas al campo. Las plántulas presentaron más del 50% de colonización por los hongos y una tasa de supervivencia alta, favoreciendo el establecimiento exitoso de plántulas de *Q. rugosa* en el encinar, lo que respalda su uso en programas de restauración ecológica (Olivera-Morales *et al.*, 2011).

A nivel de laboratorio se ha trabajado con *Opuntia streptacantha*, siendo sometida a tratamientos de suelo secos y húmedo. Los resultados mostraron que el tratamiento húmedo micorrizado obtuvo un aumento en el porcentaje de supervivencia, en el crecimiento, la biomasa y en la eficiencia del uso del agua; en el tratamiento seco micorrizado también hubo un aumento significativo del potencial hídrico caulinar. Con estos resultados se corroboró que los hongos micorrizógenos favorecen la supervivencia, crecimiento, relaciones hídricas y el establecimiento de plántulas de *O. streptacantha* y contribuye a mantener el estado hídrico durante los periodos de sequía (González-Monterrubio *et al.*, 2005).

III. Objetivos

3.1.- General

Evaluar la capacidad de establecimiento de dos especies arbustivas en zonas semiáridas con suelo degradado, mediante el análisis de la supervivencia y crecimiento; considerando de igual manera el porcentaje de micorrización en las raíces, esto con el fin de evaluar si convienen o no ser propuestas en proyectos de restauración ecológica.

3.2.- Particulares

- Analizar el crecimiento y la supervivencia de dos especies arbustivas en suelos degradados en condiciones naturales y de invernadero.
- Determinar las diferencias en las propiedades físico-químicas entre un suelo de un matorral xerófilo conservado y el suelo de un matorral degradado.
- Relacionar el crecimiento de las plantas de las dos especies arbustivas con las variables climáticas en campo.
- Relacionar el porcentaje de micorrización con el crecimiento de las plantas de dos especies arbustivas creciendo en suelo degradado bajo condiciones naturales.

IV. Material y Métodos

4.1.- Especies de estudio

Se seleccionaron dos especies de arbustos que crecen y son abundantes en las zonas semiáridas del centro del país. La especie *Zaluzania augusta* es caducifolia, mientras que la otra *Karwinskia humboldtiana* es perennifolia.

4.1.1.- *Zaluzania augusta* (Lag.). Sch. Bip.

Es un arbusto perteneciente a la familia de las Asteraceae. Es una planta común en regiones semiáridas, presente en los matorrales xerófilos. Crece sobre superficies con suelos degradados, suelos calcáreos y sobre sustratos volcánicos (Rzedowski & Rzedowski, 2001).

Se distribuye a una altitud de 2300-2950 msnm en los estados Aguascalientes, Valle de México, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Querétaro y San Luis Potosí; es considerado nativo y endémico de México (Mata-Pinzón, 2009). De esta especie sólo se conoce en el Valle de México la variedad típica, caracterizada por el color verde de las brácteas y del haz de las hojas, abundante en la mitad norte del Valle de México, sobre todo en matorrales xerófilos, también en el encinar arbustivo y en el bosque de *Juniperus* (Rzedowski & Rzedowski, 2001).

Arbusto caducifolio de hasta 3 m de alto. Presenta tallos jóvenes densamente pubescentes y aromáticos al estrujarse. Las hojas de hasta de 8 cm de largo y 4 cm de ancho, ápice obtuso acuminado, base cuneada a redondea, el margen entero a dentado. Las hojas se distinguen por tener las hojas grises en ambos lados o bien, verdes en el haz.

Inflorescencia dispuesta en conjuntos subcorimbosos sobre pedúnculos hasta de 4cm de largo, involucro anchamente campanulado, sus brácteas 10 a 12, de tamaño subigual, de 3 a 3.5 mm de largo, lanceoladas a ovadas, esparcida a densamente pubescentes, páleas oblongas, de 3-4 mm de largo (Figura 1). Las flores de 5 a 8 mm de largo de color amarillas (Mata-Pinzón, 2009). Se usa en la medicina popular. Contiene sesquiterpenos y también se reporta como abortivo. Se utiliza para hacer escobas y para eliminar espinas del fruto del nopal (Rzedowski y Rzedowski, 2001).



Figura 1.- Inflorescencias de *Z. augusta*, dispuestas en conjuntos (Foto tomada de Intermountain región, 2014).

4.1.2.- *Karwinskia humboldtiana* (Roerner & Schultes) Zucc. 1984

Es un arbusto perennifolio perteneciente a la familia Rhamnaceae (Fernández-Nava, 1996; Santini *et al.*, 2007). Se distribuye en matorrales xerófilos, bosque tropical caducifolio y bosque de encino. En México se encuentra en Sonora, Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Hidalgo, Veracruz, Oaxaca, Campeche y Yucatán (Breña-Villaseñor, 1976; Fernández-Nava, 1992).



Figura 2.- Rama, hojas y frutos de *K. humboldtiana*.
(Foto tomada de Breña-Villaseñor, 1976).

Arbusto que puede medir de 1 a 8 m de alto; tallos hasta de 20 cm de diámetro, ramas usualmente pulverulentas y pruinosas. Las hojas son simples con apice redondeado y limbo que presenta pequeñas manchas glandulares, oscuras y traslúcidas en el envés (Figura 2). Las flores son blancas o blanquecino-verdosas, con el cáliz mejor desarrollo que la corola, formando un perigonio; los pétalos poco conspicuos y atróficos, se hacen ligeramente coriáceos al iniciarse el

desarrollo del fruto. La floración es entre los meses de junio a septiembre. Fruto negro, lustroso, subgloboso, de 6 a 9 mm de diámetro; semillas 2 a 3, verdes a pardas o negras y lustrosas en madurez avanzada. (Breña-Villaseñor, 1976; Fernández-Nava, 1996; Tapia-Pastrana *et al.*, 2002).

4.2.- Trabajo de campo

Se recolectaron semillas de *Karwinskia humboldtiana* y *Zaluzania augusta* de diferentes sitios de matorral xerófilo ubicados dentro del estado de Hidalgo. Para cada especie se colectaron semillas de al menos 20 individuos. Las semillas de *K. humboldtiana* fueron escarificadas manualmente lijando la testa de la semilla utilizando una lija de grano

mediano. En el caso de *Z. augusta* no hubo un proceso de escarificaron, debido a que no presentaron dificultades para germinar.

Para promover la germinación de las semillas se procedió a colocarlas dentro de cajas Petri, teniendo como sustrato papel filtro. Las cajas Petri se introdujeron a una cámara de crecimiento con la temperatura a 25°C. Las semillas se mantuvieron húmedas, rociándolas con agua destilada una vez al día.

Las semillas germinadas fueron colocadas en almácigos de 9 unidades de 5 x 5 cm con una profundidad de 4.6 cm, teniendo como sustrato “Peat-moss”. Los almácigos, ya con las semillas germinadas se colocaron en la cámara de germinación a 25 °C con el fin de aclimatar y de no sobreexponer a las plantas a cambios bruscos de temperatura.

Después de una semana se llevaron los almácigos al invernadero, para seguir con el crecimiento de las plantas. Dentro del invernadero, después de una semana se pasó a cada una de las plantas dentro de una bolsa de color negro de polietileno (5 x 20 cm), llenadas con suelo proveniente de un sitio con matorral xerófilo conservado. Las plantas fueron regadas cada tercer día, procurando mantener la tierra húmeda; de la misma manera, se proporcionaron los cuidados necesarios y las condiciones óptimas para el crecimiento de las plantas, como regarlas cada tercer día y eliminando la maleza. Las plantas se mantuvieron en el invernadero por 3 meses (junio – agosto 2013). Durante ese tiempo se les hizo un tratamiento de endurecimiento que consistió en dejar sin riego a las plantas hasta llegar al punto de marchitez (de 3 a 4 días), posteriormente se regaron para su recuperación. Algunas plantas no lograron recuperarse y murieron.

En septiembre de 2013 las plantas fueron sembradas en un sitio previamente seleccionado. El sitio se encuentra en la zona semiárida del estado de Hidalgo en las coordenadas $20^{\circ} 0.79' 0''$ latitud norte y $98^{\circ} 48.11 0''$ longitud este, con un gradiente altitudinal de 2494 msnm (Figura 3). El clima del sitio es seco (el menos seco de los secos) con una precipitación promedio anual es de 367.6 mm y la temperatura promedio de 15°C (Pavón y Meza, 2009). El sitio presenta las características de un suelo degradado como la falta de cubierta vegetal, la compactación y el encostramiento del suelo y alta perturbación antrópica.

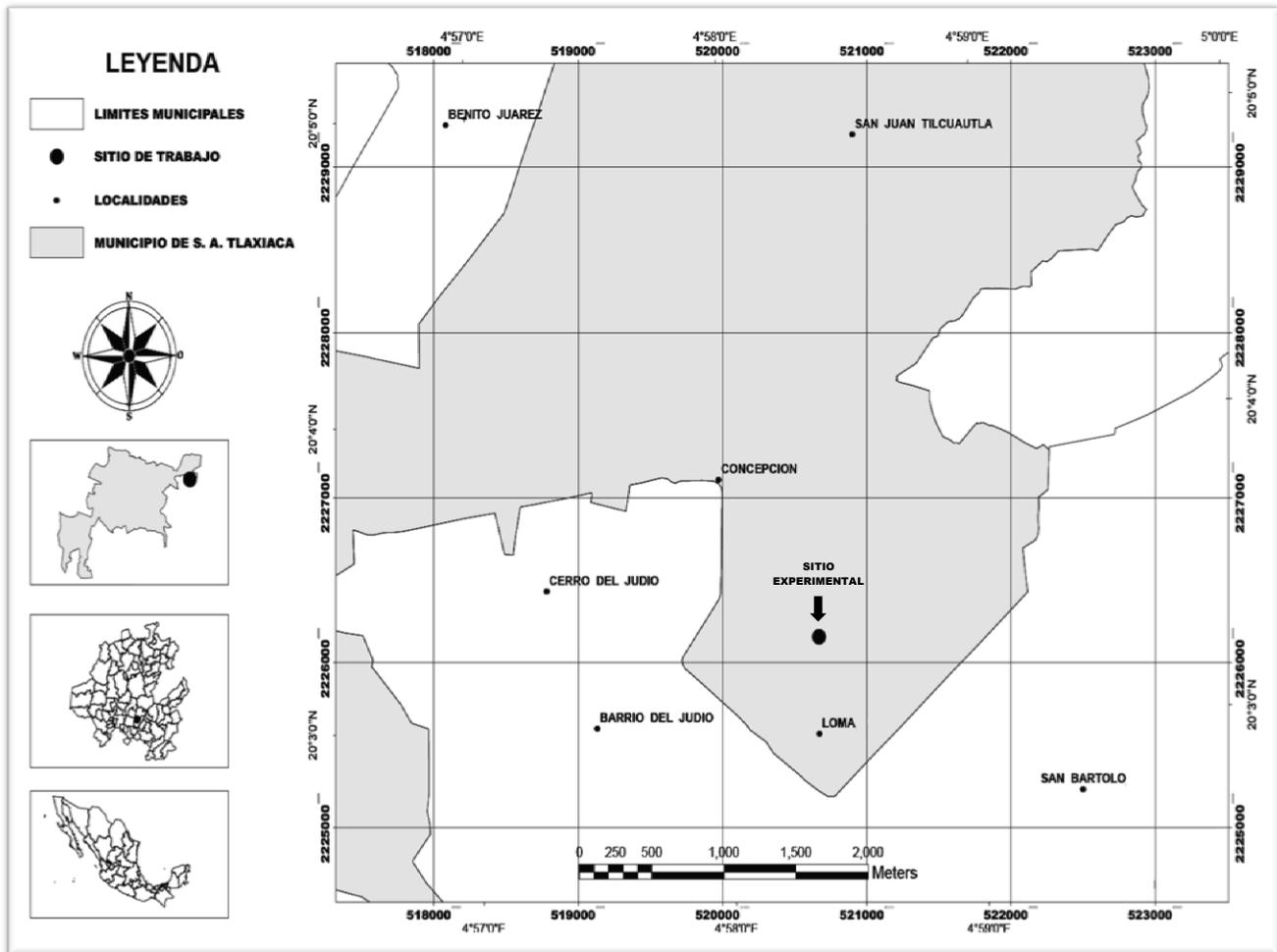


Figura 3.- Ubicación del sitio donde se llevó acabo el trabajo de campo, en las afueras de la ciudad de Pachuca, Hidalgo.

En el sitio experimental, las plantas se sembraron a lo largo de 15 transectos paralelos de 9 m cada uno, dejando un espacio de 60 cm entre cada uno. En los transectos se realizaron orificios de 25 cm de profundidad y 5 cm de diámetro, teniendo una distancia 40 cm entre cada uno. Posteriormente, las plantas se sembraron alternando una de cada especie, teniendo una secuencia de una planta de *Z. augusta* y una de *K. humboldtiana*. Al término de la siembra se limpió el área de hierbas.

La supervivencia y el crecimiento de cada individuo se registraron semanalmente del 13 de septiembre 2013 al 31 de enero de 2014. La supervivencia fue registrada considerando que una planta estaba muerta cuando se encontraba quebrada o seca y sin hojas.

El crecimiento se registró usando una regla graduada (cm) que se colocó en posición vertical sobre la superficie del suelo, tomando como dato el valor que coincidía con la yema apical.

En la última fecha de muestreo se extrajeron las plantas, teniendo cuidado de no romper o dañar a las raíces. Las plantas recolectadas se guardaron dentro de bolsas de papel para transportarlas al laboratorio.

En el laboratorio, las plantas fueron lavadas, a cada una se le cortó una porción de raíces, para ser utilizada posteriormente en la evaluación de colonización de micorrizas. Para esto, las raíces fueron colocadas dentro de viales con etanol al 50 %, fueron etiquetadas y se almacenaron dentro de un refrigerador a una temperatura aproximada de 5 °C por tres semanas.

El resto de las plantas se secaron dentro de una estufa a 50 °C por siete días. Al concluir este periodo se separó el tallo y la raíz de cada planta para ser pesadas usando una balanza electrónica de precisión (0.01 g).

4.3.- Comparación de crecimiento y supervivencia bajo dos tipos de suelos (suelo de sitio degradado y suelo de matorral conservado).

Se realizó un experimento para evaluar la supervivencia y crecimiento de plantas de las dos especies estudiadas bajo diferentes tipos de suelo bajo condiciones de invernadero. El periodo experimental fue de septiembre de 2013 a enero de 2014. Para esto se recolectó suelo procedente de un matorral xerófilo conservado y suelo del sitio perturbado caracterizado anteriormente.

Cada tipo de suelo fue usado para llenar 8 almácigos (35 x 50 cm), cuatro con suelo del sitio degradado y cuatro con suelo de matorral conservado. Una vez teniendo los almácigos preparados con el suelo, se colocó en medio del almácigo un sensor de humedad (bloque de yeso). Después se humedeció el suelo hasta que el sensor marcó 0 centibares (suelo húmedo), utilizando un medidor de humedad de suelo marca Watermark.

Los almácigos fueron divididos en 20 cuadros iguales y en el centro de cada uno se sembró una planta. Cada almácigo tuvo 10 plantas de cada una de las dos especies. La altura de cada planta fue registrada semanalmente, durante el periodo de evaluación. Se controló el riego de los almácigos por medio de los intervalos que se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 1.- Intervalos de humedad (manual de Watermark, 2014).

Centibars	Nivel de humedad
0-10	Suelo saturado.
10-20	El suelo es suficientemente húmedo (excepto las arenas gruesas que empiezan a perder agua).
30-60	Rango usual para el riego (excepto los suelos arcillosos pesados).
60-100	Rango usual para el riego de los suelos arcillosos pesados.
100-200	Suelo seco.

4.4.- Análisis físico-químicos del suelo

Se recolectaron muestras del suelo del matorral xerófilo conservado y suelo del sitio perturbado, aproximadamente 1 Kg por tipo de suelo, tomadas a una profundidad de 10 cm de la superficie de suelo por muestra. Las muestras fueron secadas y tamizadas para su posterior uso. A continuación se describe la metodología usada para cada prueba.

4.4.1.- Determinación de pH

Se pesaron 10 g de suelo de cada muestra, se colocaron en frascos de cristal y se agregaron 25 ml de agua destilada. Se agitaron durante 20 min con un agitador electrónico, mientras tanto, se calibró el potenciómetro con las soluciones amortiguadoras (pH 7 y pH 10). Pasando el tiempo de agitación, se midió el pH de las muestras con el potenciómetro. El resultado se comparó con la siguiente tabla:

Tabla 2.- Criterios de evaluación del suelo con respecto a su pH (NOM-021-REC-NAT-2000).

Categoría	Valor del pH
< 5.0	Fuertemente ácido
5.1 – 6.5	Moderadamente ácido
6.6 – 7.3	Neutro
7.4 – 8.4	Medianamente alcalino
> 8.5	Fuertemente alcalino

4.4.2.- Determinación de la textura por medio del hidrómetro de Bouyoucos

Se tomaron 80 g de suelo por muestra, se colocaron dentro de frascos de vidrio, se añadió agua oxigenada y se agitaron hasta desaparecer la efervescencia producida por el agua oxigenada, se colocaron a baño maría por 48 horas. Teniendo las muestras secas se pesaron 50 g de cada una, se colocaron en vasos y se les agregó agua destilada, se licuaron por 15 min. Posteriormente se vertieron en matraces de 1000 ml, completando el volumen con agua destilada, a los 40 s se tomó la primera lectura por medio de un hidrómetro (Reyes-Jaramillo, 1996). Después se agitó el matraz y se dejó reposar por 2 h. Al término de este tiempo se tomó nuevamente la lectura. Para obtener el porcentaje de textura se utilizaron las siguientes ecuaciones y el triángulo de textura (Figura 4).

$$\text{Porcentaje de limo + porcentaje de arcilla} = \frac{\text{Primera lectura} \times 100}{\text{g de suelo}} \quad \text{Ec. 1.}$$

$$\text{Porcentaje de arcilla} = \frac{\text{Segunda lectura} \times 100}{\text{g de suelo}} \quad \text{Ec. 2.}$$

$$\text{Porcentaje de arena} = 100 - (\text{Porcentaje de limo} + \text{porcentaje de arcilla}) \quad \text{Ec. 3.}$$

$$\text{Porcentaje de limo} = (\text{Porcentaje de limo} + \text{porcentaje de arcilla}) - (\text{Porcentaje de arcilla}) \quad \text{Ec. 4.}$$

Tabla 3. Valores de referencia para clasificar la concentración de la materia orgánica en los suelos minerales y volcánicos (NOM-021-REC-NAT-2000).

Clase	Suelo volcánico	Suelo no volcánico
Muy bajo	< 4.0	< 0.5
Bajo	4.1 – 6.0	0.6 – 1.5
Medio	6.1 – 10.9	1.6 – 3.5
Alto	11.0 – 16.0	3.6 – 6.0
Muy alto	> 16.1	> 6.0

4.4.4.- Determinación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) por el método de Versenato (EDTA)

Se pesó 1 g de suelo por muestra, incluyendo una repetición para cada tipo de suelo. Las muestras se colocaron en tubos de ensaye, se agregó cloruro de calcio (CaCl₂) 1N y se agitaron las muestras hasta homogenizar la solución. Se centrifugo durante 5 min a 3000 rpm y posteriormente se decantó el sobrenadante. Este procedimiento se repitió 5 veces. Al término del primer paso, se continuó con el mismo procedimiento, pero ahora se usó alcohol etílico (C₂H₆O). Por último, se siguió el mismo protocolo, pero usando cloruro de sodio (NaCl); sin embargo, el sobrenadante se reservó en matraces Erlenmeyer para cada muestra. Posteriormente, a cada muestra se le agregaron 10 ml de buffer de pH 10 y 5 gotas de cada uno de los siguientes reactivos: cianuro de potasio (KCN) al 2%, clorhidrato de hidroxilamina (NH₂OH.HCl.) y eriocromo negro T. Al final se tituló con la solución EDTA (Etilendinitrilotetracetato disódico dihidratado) hasta que el color del sobrenadante cambiara de púrpura a azul (Reyes-Jaramillo, 1996). Para calcular el valor de CIC, se utilizó la siguiente formula y se interpretó el resultado (Tabla 4).

Ec. 6.

$$C. I. C. \left(\frac{\text{meq}}{100\text{g}} \right) = \frac{\text{ml de EDTA} \times 0.02}{\text{g de suelo}} \times 100$$

Tabla 4.- Interpretación de la capacidad de intercambio catiónico

meq/100g	Interpretación
< 5	Muy baja
5 – 10	Baja
10 – 25	Media
25 – 40	Alta
> 40	Muy alta

4.5.- Variables climáticas

Las condiciones ambientales de temperatura, precipitación y humedad relativa que ocurrieron durante el tiempo que duró el experimento fueron obtenidas de la estación meteorológica INIFAP ubicada en la carretera Pachuca – Sahagún Km 88. Se calcularon y graficaron los promedios semanales correspondientes a cada variable.

4.6.- Determinación de micorrizas

Para determinar el porcentaje de micorrizas en cada planta, se tomaron 10 segmentos de 1 cm por muestra. Los segmentos de raíces pasaron por un proceso de decoloración y de tinción. Posteriormente se montaron los segmentos y se observaron bajo microscopio de contraste de fase. A continuación se describe la metodología usada.

4.6.1.- Tinción de raíces

Para la tinción de las raíces se utilizó el método propuesto por Phillips y Hayman, 1970, modificado por Koske y Gemma, 1989 (Bagyaraj & Stürmer, 2011). El método consiste en lavar las raíces hasta eliminar los residuos de suelo. Posteriormente, las raíces se colocaron dentro de un tubo de ensaye con hidróxido de potasio (KOH) al 10% y se colocaron a baño maría a una temperatura de 90°C por una hora. Después las raíces se enjuagaron nuevamente con agua.

A todas las muestras se les agregó ácido clorhídrico (HCl) al 1 % por 5 min. Pasando este tiempo se retiró el ácido, no fue necesario enjuagarlas, debido a que las muestras tenían que estar acidificadas. Después se les añadió colorante de lactoglicerol con azul de tripano al 0.05 % y se colocaron a baño maría a una temperatura de 90 °C por una hora. Por último, se les retiró el colorante y se mantuvieron en agua durante 5 días en un sitio oscuro y seco, a temperatura ambiente.

4.6.2.- Colonización de micorrizas

Se montaron los segmentos de las raíces, se colocaron en portaobjetos. Se les agregó una gota de lactoglicerol y se observaron a microscopio con los objetivos de 10x y 40x. Se identificaron las estructuras del hongo (arbúsculos, vesículas e hifas). Para considerar la infección por micorrizas, el segmento tenía que presentar por lo menos, una de las estructuras de la micorriza (Figura 5).

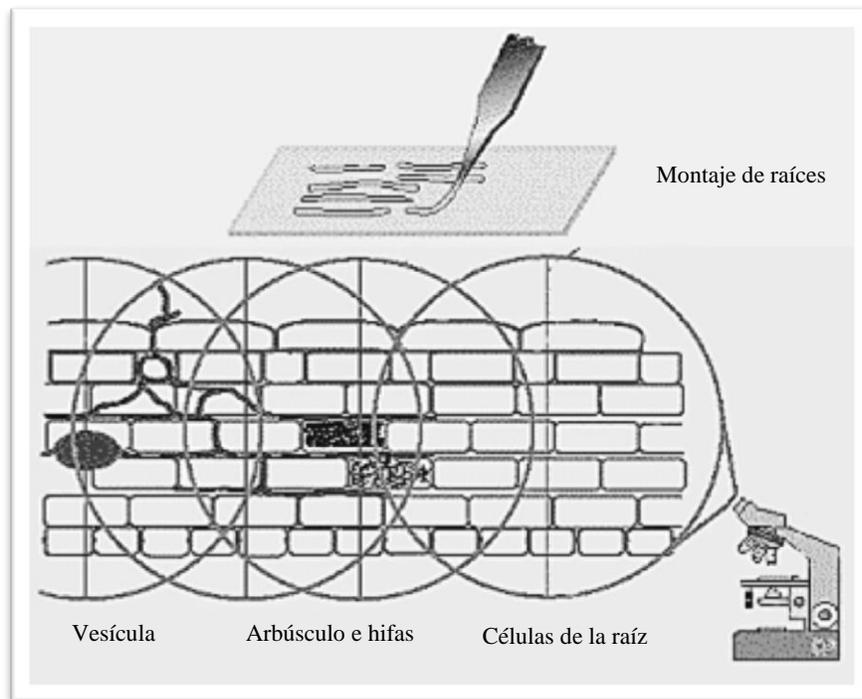


Figura 5.- Identificación de las estructuras del hongo bajo microscopio óptico (Tomada de la Facultad de Agronomía, 2014).

Para determinar el porcentaje de colonización de micorrizas se utilizó la siguiente ecuación (Bagyaraj & Stürmer, 2011):

Ec. 7.

$$\text{Porcentaje de colonización} = \frac{\text{N. de segmentos colonizados}}{\text{N. de segmentos}} \times 100$$

4.7.- Análisis de datos

Los datos de crecimiento, biomasa de las plantas y el índice raíz/tallo, obtenidos en los experimentos de invernadero y campo, fueron analizados para determinar si presentaban distribución normal. Para lo anterior, se realizó la prueba de Shapiro-Wilk. En todos los casos los valores de probabilidad fueron mayores a 0.05, por lo que se consideró que los datos tenían una distribución normal.

Las diferencias en el índice raíz/tallo entre especies se probó usando una prueba de t y las diferencias en el crecimiento entre tipos de suelo para cada especie fueron probadas mediante análisis de t pareada (Zar, 1994).

Los valores de supervivencia de las plantas, tanto del experimento en campo como en el invernadero, fueron analizados mediante el modelo no paramétrico de Kaplan-Meier, la cual genera curvas de supervivencia expresadas en proporciones con valores entre 0 y 1 (Lee y Wang, 2003; Pavón *et al.*, 2011). Las diferencias estadísticas en las curvas de supervivencia de las plantas evaluando el factor tipo de suelo fueron evaluadas con la prueba de Tarone-Ware (Tarone y Ware, 1977). La misma prueba fue utilizada para evaluar las diferencias entre las curvas de supervivencia de las dos especies obtenidas con los datos

del experimento de campo. Los análisis fueron realizados usando el programa Systat. Las diferencias de los porcentajes de micorrización entre el crecimiento de las plantas se probó con una prueba de Kruskal-Wallis.

Los valores de crecimiento de las plantas y el índice raíz/tallo, obtenido del experimento en campo, fue correlacionados con las variables de clima registradas durante el periodo experimental. Para esto se utilizó el análisis de correlación no paramétrico de Spearman (r_s). Este mismo análisis fue utilizado para relacionar el crecimiento y el porcentaje de micorrización. Los análisis anteriores se realizaron utilizando el programa PAST.

V. Resultados

5.1.- Crecimiento y supervivencia de plantas en campo

En total se lograron obtener 137 plantas de *Z. augusta* y 85 plantas de *K. humboldtiana* para ser sembradas en campo. Las plantas de *Z. augusta* de inicio tuvieron una altura promedio de 21.9 cm (E.E.= 0.37), mientras que las plantas de *K. humboldtiana* tuvieron una altura promedio de 5.24 cm (E.E.= 0.31). Después del sembrado se registró el crecimiento durante 21 semanas, al término de este periodo solo se mantenían vivas 86 plantas de *Z. augusta* con una altura promedio de 25.6 cm (E.E.= 0.69); mientras que para *K. humboldtiana* se mantuvieron con vida 11 plantas con una altura promedio de 8.97 cm (E.E. = 0.62) (Figura 7).

En cuanto a la biomasa, el peso seco aéreo de *Z. augusta* fue en promedio de 0.74 g (E.E. = 0.026) y de raíz 0.76 g (E.E. = 0.04) (n = 86). Para *K. humboldtiana* el peso seco promedio aéreo fue de 0.17 g (E.E. = 0.02) y para la raíz 0.016 g (E.E. = 0.02) (n = 11). El índice raíz/tallo en *Z. augusta* fue de 1.08 g (E.E. = 0.03) (n = 86). Para *K. humboldtiana* tuvo un promedio de 1.07 g (E.E. = 0.09) (n = 11). Estos valores indican un crecimiento proporcional entre raíz y tallo, ya que es muy cercano a un valor de 1. No hubo diferencias significativas en el índice raíz/tallo entre especies (t = 0.082, p = 0.93).

El análisis de supervivencia de las dos especies en el experimento en campo, mostró que ambas mantienen individuos vivos hasta el final del periodo. Sin embargo, *K. humboldtiana* tuvo valores mucho ms bajos que *Z. augusta*, estas diferencias fueron significativas ($\chi^2 = 54.7$, p < 0.000) (Figura 8).

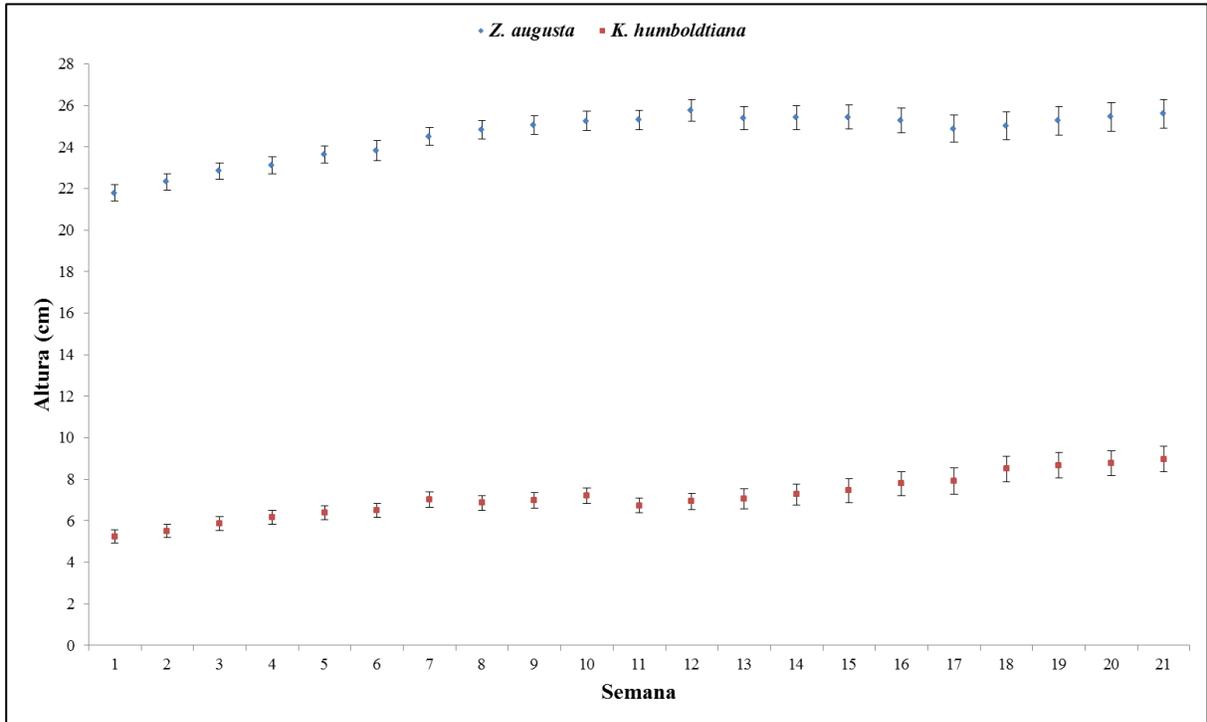


Figura 7.- Comparación del crecimiento de las plantas de las dos especies arbustivas sobre suelo degradado.

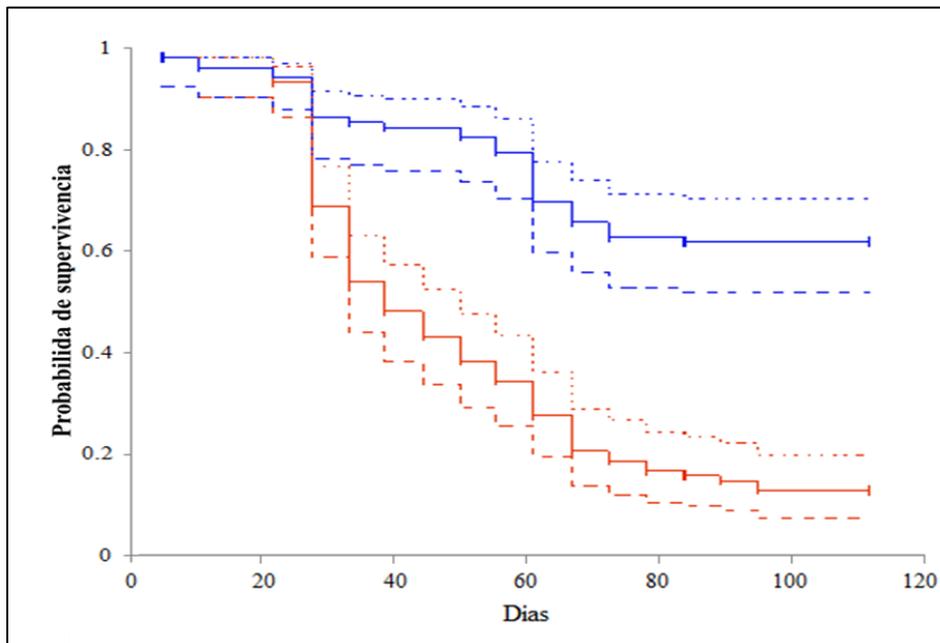


Figura 8.- Curvas de proporción de supervivencia generadas por la función de probabilidad de supervivencia de Kaplan-Meier de las plantas *Z. augusta* (línea azul continua) y de *K. humboldtiana* (línea roja continua).

La temperatura promedio y la temperatura mínima se correlacionaron significativamente con el crecimiento de las plantas de *Z. augusta* (Tabla 6). Para el caso de *K. humboldtiana* ninguna correlación fue significativa.

Tabla 6.- Valores de las correlaciones de Spearman (r_s), entre el crecimiento de las especies y las variables climáticas. Solo se muestra el valor de P para valores r_s significativos, en las demás el valor de P fue mayor a 0.05.

	Precipitación	Temp. Máxima	Temp. Mínima	Temp. Promedio	Humedad relativa
<i>Z. augusta</i>	0.21143	0.22799	0.55284 p = 0.011	0.51674 p = 0.019	0.36555
<i>K. humboldtiana</i>	-0.25205	0.038288	0.06286	-0.1573	0.12765

5.2.- Crecimiento y supervivencia de plantas en invernadero

Se obtuvieron 80 plantas tanto de *Z. augusta* y de *K. humboldtiana*, con las cuales se realizó el experimento para evaluar el efecto del tipo de suelo en el invernadero. Al inicio del experimento las plantas de *Z. augusta* presentaron una altura promedio de 1.94 cm (E.E.= 0.18), mientras que las plantas de *K. humboldtiana* tuvo una altura promedio de 2.76 cm (E.E.= 0.04) (Figura 9).

Al final del experimento, *Z. augusta* presentó un crecimiento promedio de 7.78 cm (E.E. = 0.27) en suelo de matorral y en suelo degradado de 4.12 cm (E.E. = 0.16). En cuanto a *K. humboldtiana* el crecimiento en suelo de matorral fue de 7.77 cm (E. E. = 0.15) y en suelo degradado fue de 4.13 cm (E.E = 0.14) (Figura 9).

Las diferencias en crecimiento entre tipos de suelo fueron significativas tanto para *Z. augusta* ($t = 5.51$, $p < 0.000$) como para *K. humboldtiana* ($t = 4.68$, $p < 0.000$). Cabe

destacar que la altura de las planas de *K. humboldtiana* en suelo degradado, solo se evaluó hasta la semana 12, debido a que posteriormente murieron todas las plantas (Figura 9).

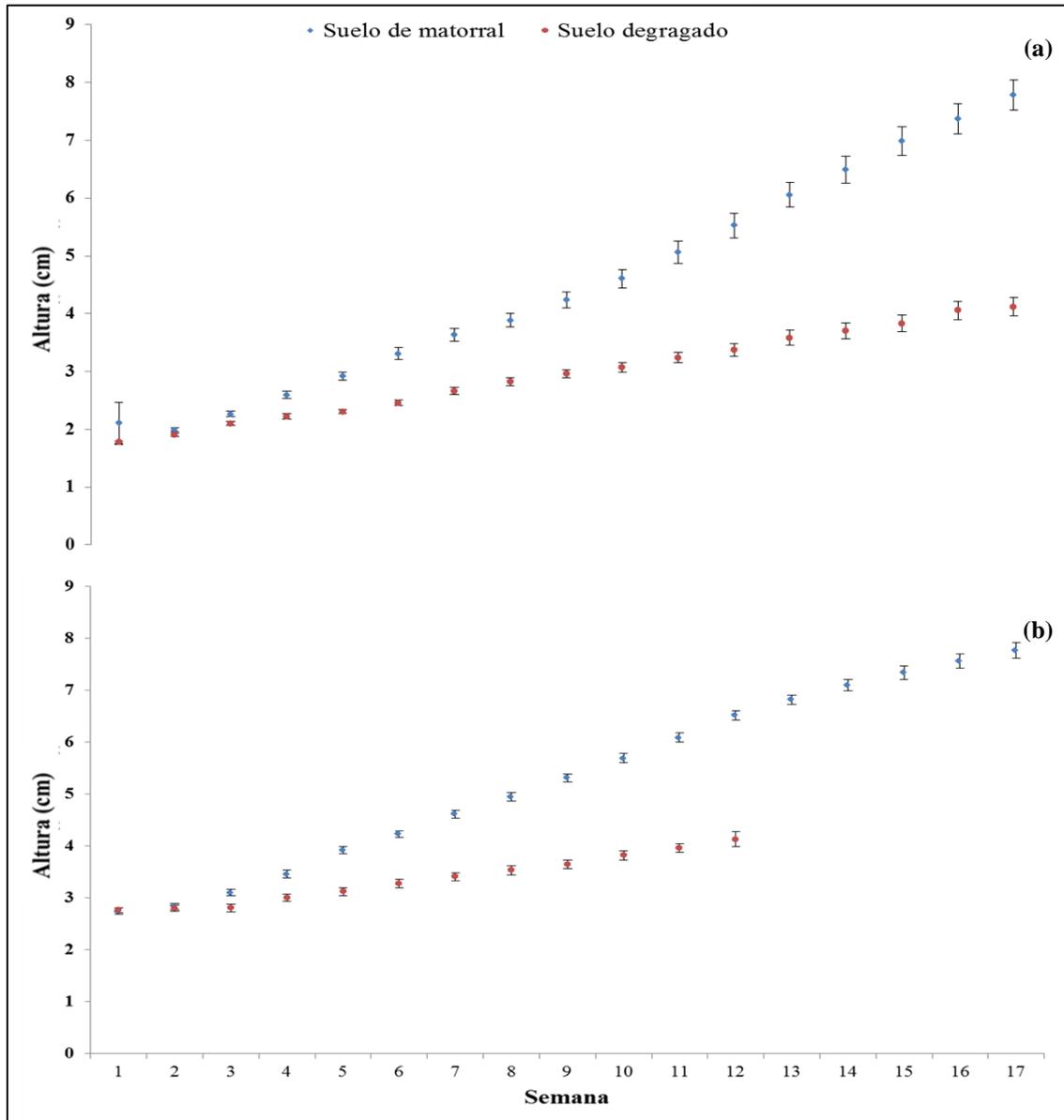


Figura 9.- Comparación del crecimiento de las especies arbustivas, bajo condiciones de dos tipos de suelo. (a) *Z. augusta*. (b) *K. humboldtiana*.

La supervivencia de *Z. augusta* entre tipos de suelo no difirió significativamente ($X^2 = 2.21$, $p = 0.137$), lo que demuestra que esta especie puede sobrevivir en ambos tipos de suelo. Mientras que para *K. humboldtiana* la diferencia en la probabilidad de

supervivencia entre tipos de suelo fue significativa ($X^2 = 17.81$, $p < 0.000$). Las plantas de esta especie en suelo degradado no sobrevivieron después de la semana 12 (Figura 10).

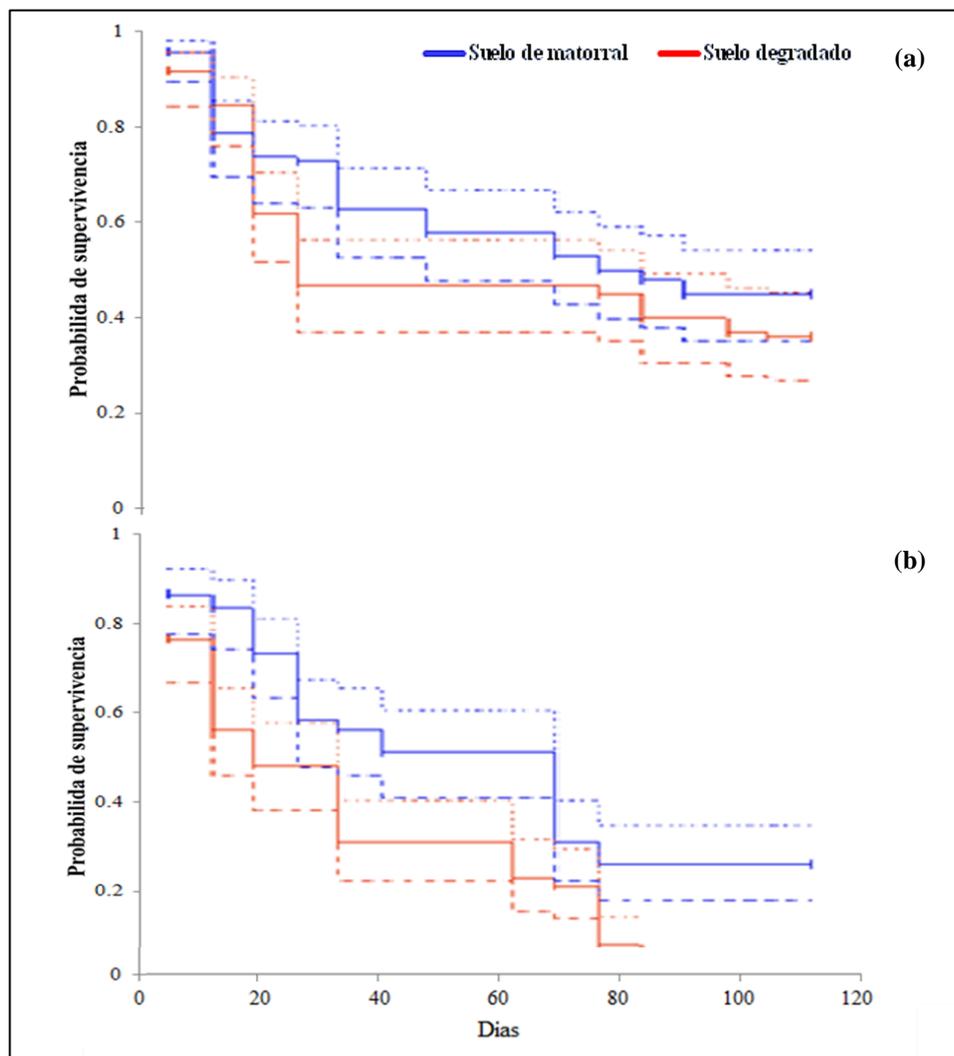


Figura 10.- Curvas de proporción de supervivencia generadas por la función de probabilidad de supervivencia de Kaplan-Meier de las especies de matorral, en un suelo de matorral conservado y un suelo degradado. (a) *Z. augusta*. (B) *K. humboldtiana*

5.3.- Características de los tipos de suelo

Los análisis físico-químicos realizados en los dos tipos de suelo, mostraron que el suelo del matorral xerófilo conservado tuvo características apropiadas para el crecimiento

de las plantas tales como una textura franco y alta cantidad de materia orgánica; mientras que el suelo del sitio degradado tuvo un pH básico con muy poco contenido de materia orgánica y una textura arenosa. La textura del suelo franco del matorral tiene mayor porcentaje de arcilla, lo que permite mayor retención de agua (Tabla 5). Los valores de capacidad de intercambio catiónico en ambos suelos fueron semejantes, siendo ligeramente mayor en el suelo de matorral.

Tabla 5.- Valores de las propiedades físico-químicas de los dos tipos de suelo (suelo de matorral xerófilo y suelo degradado). M.O. Materia orgánica y C.I.C. Capacidad de intercambio catiónico.

	pH	M.O. (%)	Arena (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	C.I.C. (meq/100g)
Suelo de matorral xerófilo.	7.39	8.25	44.4	13.6	42	54.5
Suelo degradado.	8.23	2.74	83.2	6.8	10	48.8

5.4.- Registro de las variables climáticas en campo

Durante el periodo de experimentación (septiembre 2013 - enero 2014) las condiciones de precipitación, temperatura y humedad relativa fueron registradas semanalmente (Figura 6). Se registraron los mayores eventos de lluvia para la primera parte del periodo de evaluación, siendo la 7a semana la que presentó una precipitación de 3.6 mm; en cuanto a la otra mitad del periodo, los eventos de lluvias fueron esporádicos; sin embargo, en la 16^o semana se presentaron lluvias de 2.3 mm (Figura 6a).

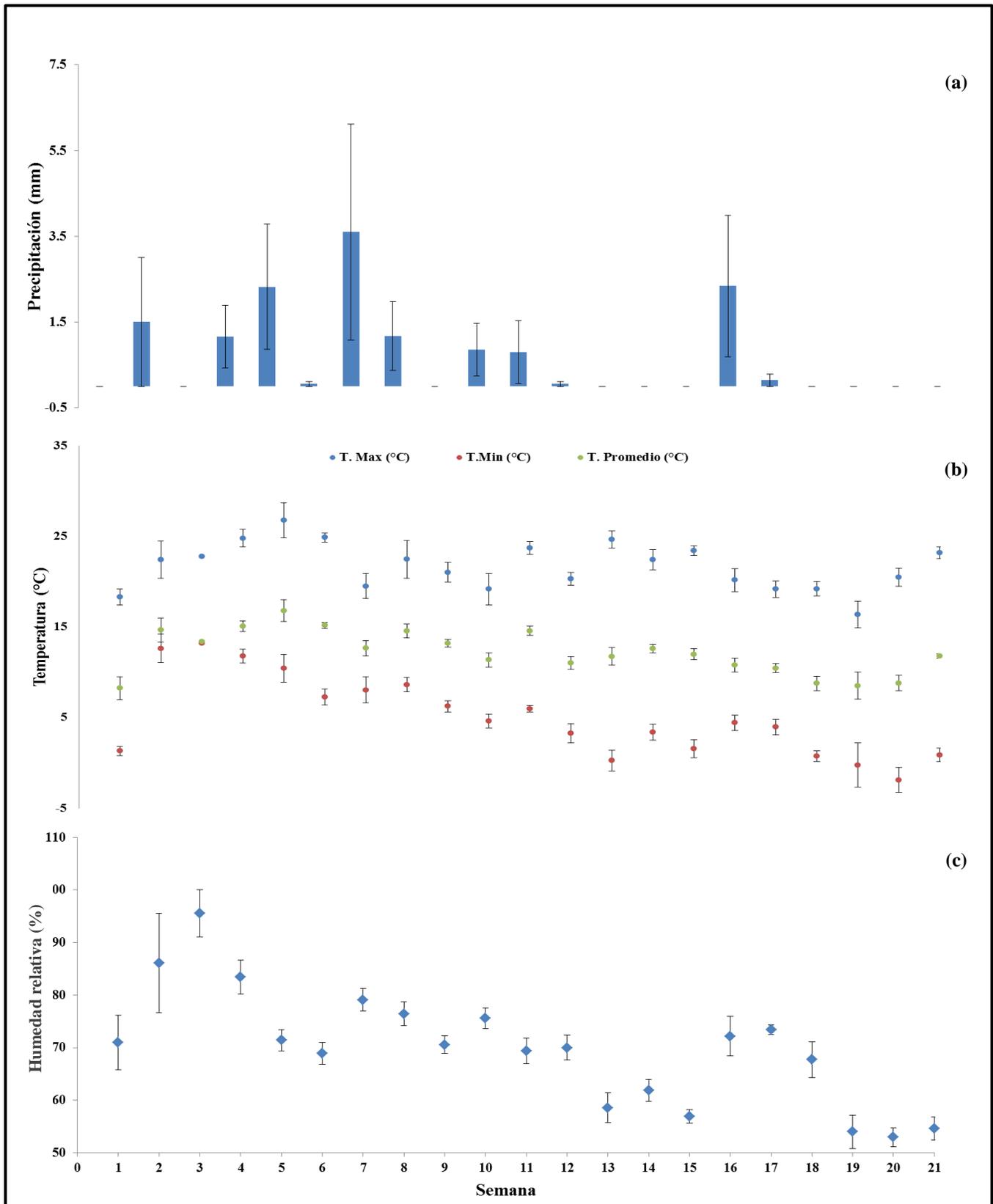


Figura 6.- Variables climáticas del sitio de trabajo en campo. (a) Promedio de la precipitación; (b) Temperatura promedio, máxima y mínima; y (c) Humedad relativa (Datos obtenidos de INIFAP, 2014).

La temperatura promedio registrada en campo fue de 12.21 °C, la oscilación de la temperatura promedio no fue muy variada en el transcurso del periodo de evaluación. En cuanto a la temperatura máxima, el mayor registró fue en la 5° semana siendo de 26.8 °C, la oscilación de la temperatura máxima fue muy variada en el periodo de evaluación (16.4 – 26.8 °C). Por último, la temperatura mínima fue de -1.8 °C, registrada en la 20a semana, cabe destacar que se registraron dos heladas (temperaturas menores a 0 °C) en el transcurso del experimento en campo (Figura 6b).

La humedad relativa se relacionó con los valores de precipitación, debido a que los mayores porcentajes de humedad se registraron en mayores eventos de lluvia, conforme pasaban las semanas el porcentaje de humedad relativa fue disminuyendo (Figura 6c).

5.5. – Porcentaje de colonización de micorrizas en plantas de campo

Se analizaron 97 muestras de raíces, 86 fueron de *Z. augusta* y 11 de *K. humboldtiana*. Las muestras de *Z. augusta* presentó 52.79% de infección por micorrizas; mientras que la infección de *K. humboldtiana* fue de 71.81%. De acuerdo a las correlaciones de Spearman (r_s), la variable que mejor explica la colonización de micorrizas en *Z. augusta* es el índice raíz/tallo ($p = < 0.05$) (Tabla 7).

Tabla 7.- Valores de las correlaciones de Spearman (r_s), entre la colonización y las variables de biomasa y talla.

	Altura	Biomasa área	Biomasa de raíz	Biomasa total	Índice raíz/tallo
<i>Z. augusta</i>	-0.2052	-0.10081	0.0776	-0.2304	-0.2260
<i>K. humboldtiana</i>	0.4436	0.4130	0.3713	0.3280	0.4521

El porcentaje de micorrización entre ambas especies fue significativo ($H = 0.583$, $p = 0.002$), *K. humboldtiana* presenta mayor porcentaje de micorrización.

Las estructuras más observadas en las muestras fueron conglomeraciones de vesículas, en segundo lugar las ramificaciones de las hifas y por último los arbuscúlos, tanto en *Z. augusta* (Figura 11) como en *K. humboldtiana* (Figura 12).

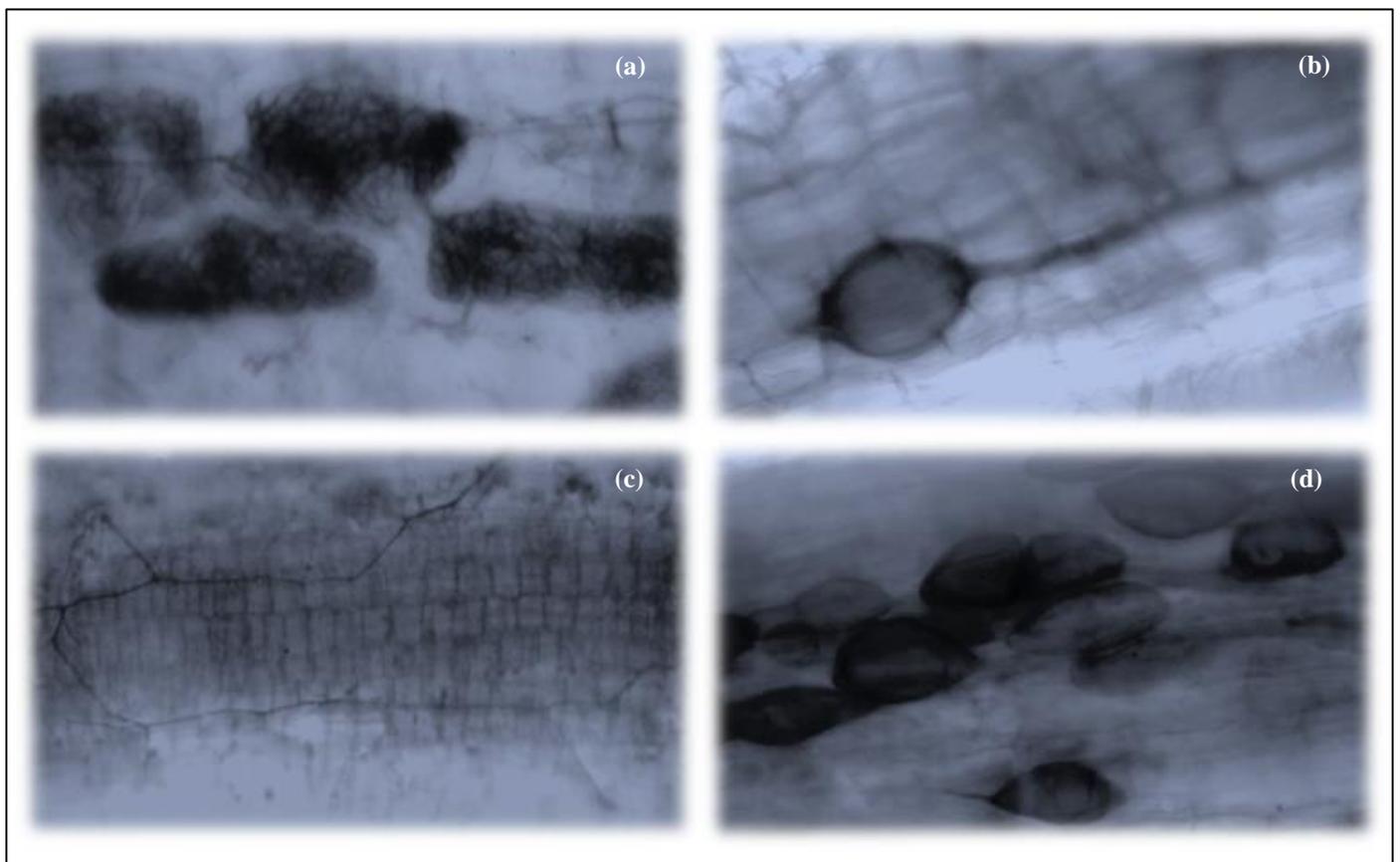


Figura 11.- Hongos micorrizógenos arbusculares presentes en las raíces de *Zaluzania augusta*. (a) Arbuscúlos con presencia de hifas (M. C.); (b) Vesícula ubicada entre las células de la raíz (M. C.); (c) Hifa ramificada sobre las células de la raíz (M. O.); y (d) Conjunto de vesículas (M. C.) (Fotos tomadas por M. en C. Mario Segura).

(M. O.) = Microscopio óptico; (M. C.) = Microscopio de contraste de fase.

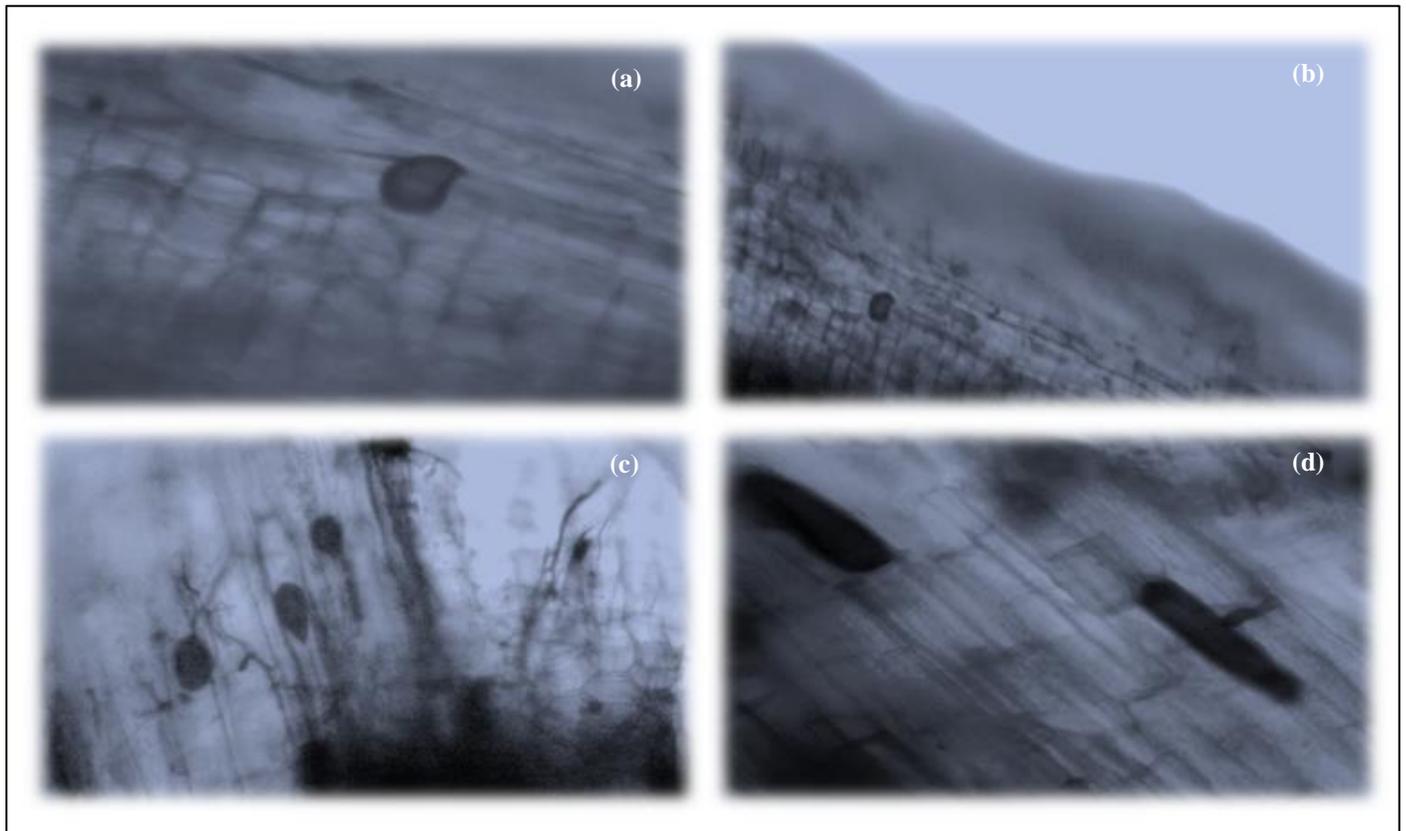


Figura 12.- Hongos micorrizógenos arbusculares presentes en las raíces de *Karwinskia humboldtiana* (a) Vesícula ubicada entre las células de la raíz (M. C.); (b) Presencia de una vesícula y varias hifas ramificadas (M. O.); (c) Vesículas e hifas (M. O.); y (d) Arbúsculos entre las células de la raíz (M. C.) (Fotos tomadas por M. en C. Mario Segura).

(M. O.) = Microscopio óptico; (M. C.) = Microscopio de contraste de fase.

VI. Discusión

Los ambientes áridos y semiáridos se han afectado fuertemente por actividades antrópicas tales como la sobreexplotación de plantas de uso tradicional, la deforestación y el pastoreo. Esto ha modificado la estructura y el funcionamiento original del ecosistema, dando como resultado severas perturbaciones que merman la capacidad de los ecosistemas para autoregenerarse (Arriaga, 2009; Márquez-Huitzil & Chiappy 2002; PNUMA, 2002). Es por esta razón que es necesario realizar programas de restauración ecológica mediante el uso de plantas arbustivas que detengan la degradación del suelo y se recuperen los servicios ecosistémicos. Para que estos programas se han exitosos, en principio es necesario la selección de especies y la evaluación de su capacidades para crecer y supervivir en ambientes degradados. En este trabajo se analizó el crecimiento y supervivencia de dos especies arbustivas de matorral xerófilo en suelos degradados de la región semiárida del estado de Hidalgo. En general se reporta que *Zaluzania augusta* es más apropiado que *Karwinskia humboldtiana*, para ser usado en la restauración de sitios perturbados con suelo degradado. Es posible que este resultado se deba a las diferencias en el comportamiento foliar, *Z. augusta* es un arbusto caducifolio, mientras que *K. humboldtiana* es una especie perennifolia. Hay que considerar que las especies perennifolias tienen un crecimiento lento en comparación con las caducifolias (Villar *et al.*, 2004), bajo condiciones de suelo pobres los arbustos perennifolios no cuentan con los recursos necesarios que le permitan lograr su crecimiento a largo plazo. Cabe destacar que solo se consideró el dato de la altura como indicador del crecimiento, en otros trabajos se ha evaluado el crecimiento del individuo considerando otras variables morfológicas como el diámetro del tallo, el número de hojas

y el tamaño de la raíz (Antúnez *et al.*, 2001; González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007; Reich *et al.*, 1992; Villar *et al.*, 2004).

Los resultados obtenidos en campo para las dos especies de arbusto mostraron diferencias en el tamaño a lo largo del periodo de evaluación, comparando en otras especies arbustivas como *Buddleja cordata* que duplicó su altura inicial en un lapso de 8 meses sobre suelo degradado en una zona semiárida (González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007).

Otro punto importante que hay que mencionar en el crecimiento de las plantas, es la capacidad de rebrote (García-Sánchez, 2005). En la especie *Z. augusta* se observó la capacidad de rebrote después de haber sido ramoneado posiblemente por conejos, se observó que las plantas inmediatamente generaron brotes que llegaron alcanzar hasta los 5 cm de altura. Sin embargo, para las plantas de *K. humboldtiana* no se observó esta capacidad, debido a que estas plantas por tener partes vegetativas tóxicas no son comestibles por los herbívoros (Breña-Villaseñor, 1976; Fernández-Nava, 1996; Tapia-Pastrana *et al.*, 2002).

La supervivencia en campo para las especies arbustivas fue contrastantes, ya que *Z. augusta* tuvo el porcentaje más alto; mientras que *K. humboldtiana* tuvo una mínima tasa de supervivencia. La mortalidad para las plantas de ambas especies fue alta a partir de la sexta semana, debido a que no se registraron lluvias en ese periodo, además, considerando las características del suelo, al tener una textura arenosa no se presentan las condiciones óptimas para el crecimiento de las plantas, debido a que este tipo de suelo no retiene los nutrientes y la humedad necesaria (FAO, 2014). A partir de la sexta semana, la tasa de

supervivencia para ambas especies fue disminuyendo, hasta la décimo sexta semana donde las plantas de *Z. augusta* mantuvieron el número de individuos; en comparación con las plantas de *K. humboldtiana* que se mantuvieron a partir de la décima octava semana. Esta tendencia de supervivencia se ve reflejada en otras especies arbustivas de matorral como *L. divaricata*, *E. polystachya*, *C. pallida*, *A. farnesiana*, *S. polyantha* y *P. lentiscus* donde llegan a tener una tasa de supervivencia del 40% en suelos degradados, registradas al final de su evaluación; en otras especies como *A. schaffneri* se ha registrado porcentajes del 100% de supervivencia (González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007).

En cuanto a los resultados obtenidos para invernadero, ambas especies mostraron diferencias en el crecimiento y la supervivencia en los dos tipos de suelo. Para las plantas de *Z. augusta* el crecimiento que obtuvieron en ambos suelos fue diferente, ya que en suelo de matorral conservado las plantas crecieron mucho más en comparación con las que crecieron en suelo degradado, de acuerdo con las características de suelo. Se puede decir que el suelo de matorral presentaba las características óptimas para el crecimiento de las plantas; sin embargo, el suelo degradado presentaba baja cantidad de materia orgánica, el pH era muy alcalino lo cual no le permite a las plantas asimilar los nutrientes disponibles en el suelo, y la textura del suelo era arenosa, dando como resultados bajo crecimiento y alta tasa de mortalidad. De acuerdo con los análisis estadísticos, la supervivencia de las plantas de *Z. augusta* no presentó diferencias en los dos tipos de suelo, por lo cual, esta especie puede establecerse en ambos suelos sin problema alguno. En las plantas de *K. humboldtiana*, los resultados del crecimiento y supervivencia fueron muy contrastantes. Las plantas que crecieron en suelo de matorral presentaron un tamaño mucho mayor que las plantas que crecieron en suelo degradado; además, cabe destacar que las plantas puestas en

suelo degradado solo se registró el crecimiento hasta la doceava semana, debido a que las plantas murieron. La mortalidad que presentaron las plantas en invernadero fue debido a que estas no presentaban una inoculación natural de hongos micorrizógenos, por lo cual disminuyó su tasa de supervivencia (González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007; Monroy *et al.*, 2007). Hay que mencionar que no se realizó la evaluación de las micorrizas en las plantas del invernadero, ya que murieron antes del tiempo contemplado para el experimento, debido a que en la décimo octava semana se registró una fuerte helada.

En la parte de la micorrización, las plantas presentaron infección por parte de estos hongos. Las plantas de *K. humboldtiana* presentaron el porcentaje más alto de micorrización; sin embargo, estas plantas tuvieron una tasa de supervivencia muy baja. En contraste, las plantas de la especie *Z. augusta* presentaron el 50% de micorrización y su tasa de supervivencia fue alta. Las plantas en condiciones de campo tienen porcentajes bajos de micorrización (30-50%), esto se observó en las especies de *P. laevigata*, *O. streptacantha*, *B. curtipendula* y *B. gracilis* estableciendo en sitios semiáridos del valle del Mezquital (García-Sánchez, 2005).

De acuerdo con trabajos anteriores, se ha observado que la simbiosis de hongo-planta es positiva, debido a que los hongos aumentan el crecimiento y la supervivencia de las plantas (García-Sánchez, 2005; González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007; Montaña-Arias *et al.*, 2007). Sin embargo, en los resultados obtenidos en este trabajo, no se refleja una correlación entre el crecimiento de las plantas con el porcentaje de colonización de micorrizas, pero si hubo una correlación negativa en el índice de peso seco raíz/tallo, dada esta relación se interpreta que a mayor cantidad de raíces (medida como peso seco), mayor es el número de colonización por micorrizas.

La especie *Z. augusta* fue la que respondió positivamente a las condiciones extremas del ambiente, estableciéndose en terrenos poco favorables para otras especies arbustivas, cabe destacar que esta especie es endémica de México, por lo cual puede ser propuesta como especie potencial para trabajos de restauración ecológica de ambientes semiáridos. Las especies nativas aseguran la supervivencia en sitios degradados, ya que presentan las adaptaciones, los atributos ecológicos que pueden permitir la recuperación de la complejidad estructural y funcional de estos ecosistemas y la respuesta ante escenarios de cambio climático (Cantillo, *et al.*, 2005; García-Sánchez, 2005; Gelviz-Gelvez & Pavón, 2013; González-Hernández & Hernández-Sandoval, 2007).

Karwinskia humboldtiana no sobrevivió a las condiciones del suelo degradado; sin embargo, otros autores la considera como especie nodriza, debido a que proporciona los recursos y las condiciones adecuadas para otras plantas, aumentando así su tasa de supervivencia (Monroy *et al.*, 2007; Santini *et al.*, 2007).

Los resultados obtenidos en este trabajo generan la hipótesis de que las especies caducifolias pueden establecerse en sitios perturbados con suelos degradados en comparación con arbustos perennifolios. Para probar esto, se sugiere trabajar con otras especies de arbustos de matorral xerófilo, como *Mimosa aculeaticarpa* (caducifolia) y *Barkleyanthus salicifolius* (perennifolia), evaluando el crecimiento y la supervivencia de las plantas en zonas degradadas, prolongando el periodo de evaluación y por último observar las interacciones que presentan entre las plantas caducifolias y perennifolias.

VII. Conclusiones

Las plantas de *Zaluzania augusta* y las plantas de *Karwinskia humboldtiana* presentan características contrastantes en el crecimiento y la supervivencia en suelos degradados de zonas semiáridas.

La especie *Z. augusta* presentó mayor crecimiento y alta tasa de supervivencia, bajo condiciones de suelo de matorral degradado y suelo de matorral conservado.

En el porcentaje de micorrización, ambas especies presentaron tasas arriba del 50 por ciento, pero en este trabajo no se observó una correlación positiva entre el crecimiento y el porcentaje de micorrizas.

De acuerdo con lo anterior, *Z. augusta* puede ser considerada como una especie potencial para restaurar ecosistemas semiáridos con suelos degradados para la zona centro de México, ya que es una especie nativa y endémica del país.

VIII. Bibliografía

- Antúnez, I., Retamosa, E. & R. Villar. 2001. Relative growth rate in phylogenetically related deciduous and evergreen woody species. *Oecologia* 128:172-180.
- Arriaga, L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación ambiental* 1: 6-16.
- Bagyaraj, J. & S. Stürmer. 2011. Hongos micorrizógenos arbusculares. En: Moreira, F.; Jeroen-Huising, E. & D. Bignell. 2011. Manual de biología de suelos tropicales. Instituto nacional de ecología y de cambio climático 227-241pp.
- Barchuk, A., Campos, E., Oviedo, C. & M. Díaz. 2006. Supervivencia y crecimiento de plántulas de especies leñosas del Chaco Árido sometidas a remoción de la biomasa. *Ecología Austral* 16: 47-61.
- Barrera, J., Miranda, B. & C. Sorzano. 2005. Metodología para abordar la restauración ecológica, en el marco de la sostenibilidad de la microcuenca Santa Helena, Municipio de Suesca, Colombia. (URL: <http://www.dama.gov.com>), última consulta: 03.10.2012
- Breña-Villaseñor, M.T. 1976. Contribución al conocimiento de las plantas venenosas para el ganado de México: Las Karwinskias. *Ciencia Veterinaria* 1: 265-286
- Callaway, R. & L. Walker. 1997. Competition and facilitation: A synthetic approach to Interactions in plant communities. *Ecological Society of America* 78(7): 1958-1965
- Cantillo, E., Garay, H., Fajardo, & D. Velandia. 2005. Bases teórico prácticas para la restauración ecológica en las áreas rurales del Distrito Capital en la región de Sumapaz. Universidad Distrital Francisco Jose de Caldas.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para la Biodiversidad. Instituto de Biología UNAM Agrupación Sierra Madre. México, D. F.

- Del Valle, F. H. & R. Pulido A. 1978. Instructivo para el análisis de suelos y aguas para riego. Departamento de Irrigación. Escuela Nacional de Agricultura. Chapingo, México.
- Dorado, Ó., & D. M. Arias. 2006. Reforestar o restaurar para la recuperación ambiental. *Inventio, la génesis de la cultura universitaria en Morelos* 3:39-44.
- Facultad de agronomía. 2014. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina (URL:http://www.agro.uba.ar/agro/ced/microbiologia/clases/micorrizas/clases/tp_clase3.htm), última consulta: 09.04.2014.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2014. Manejo de suelos arenosos. (URL:<http://www.fao.org/soils-portal>), última consulta 08.05.2014
- Fernández-Nava, R. 1992. Nombres comunes, uso y distribución geográfica del género *Karwinskia* (Rhamnaceae) en México. *Anales del Instituto de Biología* 63:1-23.
- Fernández-Nava, R. 1996. Flora del Bajío y de regiones adyacentes. Rhamnaeae. Instituto Politécnico Nacional.
- Foroughbakhch, R., Alanis-Flores, G., Hernández-Piñero, J., & A. Carrillo-Parra. 2010. The structure and function of vegetal ecosystems of semiarid areas in Northeastern Mexico. En: Camilleri, M. 2010. *Structural analysis*. Nova science publishers, Inc. 21-50 pp.
- Gálvez, J. 2002. La restauración ecológica: conceptos y aplicaciones. Instituto de Agricultura, recursos naturales y ambientes. Guatemala 23 pp.
- García-Sánchez, R. 2005. Restauración de la cubierta vegetal de los matorrales semiáridos del Valle del mezquital, Hidalgo, México. (URL: <http://www.dama.gov.com>), última consulta: 27.09.2011.

- Garibello, J. 2003. Restauración de ecosistemas: A partir del manejo de la vegetación. Ministerio de ambiente. Bogotá, Colombia. 96 pp.
- Gelviz-Gelvez, S. M. & N. Pavón. 2013. Especies arbustivas tolerantes al cambio climático, para ser propuestas en proyectos de restauración del matorral xerófilo en el estado de Hidalgo. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- González-Hernández, M.E. & Hernández-Sandoval, L.G. 2007. Establecimiento y crecimiento en sus primeras etapas de diez especies arbustivas nativas en la microcuenca de Santa Rosa Jáuregui, Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro.
- González-Medrano F. 2012. Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT) 175 pp.
- González-Monterrubio, C., Monroy-Ata, A., García-Amador, E., & M. Orozco-Almanza. S. 2005. Influencia de Hongos micorrizógenos Arbusculares (HMA) en el desarrollo de plántulas de *Opuntia streptacantha* Lem. Sometidas a sequía, en condiciones de invernadero. Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas 8 (1): 5-10.
- Gutiérrez, J. & F. Squeo. 2004. Importancia de los arbustos en los ecosistemas semiáridos de Chile. Ecosistemas 13(1): 36-45.
- Harper, J. 1997. Population biology of plants. Academic Press, New York. 900pp.
- INIFAP (Instituto Nacional de Investigación Forestales, Agrícolas y Pecuarias). 2014. (URL: <http://www.inifap.gob.mx/>), última consulta: 18.02.2014
- Lee, E.T. y J. Wang. 2003. Statistical methods for survival data analysis. Wiley-Interscience, New Jersey. 513 p.

- León, D. 2006. Evaluación y caracterización de micorrizas arbusculares asociadas a Yuca (*Manihot esculenta* sp) en dos regiones de la Amazonía Colombia. Pontificia Universidad Javeriana. Tesis. Bogotá, Colombia. 125 pp.
- Lovera, M. & Cuenca, G. 2007. Diversidad de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) y potencial micorrízico del suelo de una sábana natural y una sábana perturbada de La Gran Sabana, Venezuela. *Interciencia*. 32 (2): 108-114.
- Maestre, F., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J. & R. Vallejo. 2003. Small-scale environmental heterogeneity and spatio-temporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. *Ecosystems* 6: 630–643.
- Maestre Gil, F. 2003. Restauración de la cubierta vegetal en zonas semiáridas en función del patrón espacial de los factores bióticos y abióticos. *Ecosistemas*.12 (1): 1-4.
- Maglianesi-Sandoz, M. 2011. Restauración Ecológica: Perspectiva histórica e implicaciones éticas de una disciplinas en crecimiento. *Biocenosis* 25: 34-41.
- Márquez-Huitzil, R. 2005. Fundamentos teóricos y convenciones para la restauración ecológica: aplicación de conceptos y teorías a la resolución de problemas en restauración. En: Sánchez, Ó., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M. & D. Azuar. 2005. Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología.
- Márquez-Huitzil, R. & C. Chiappy 2002. Algunas consideraciones sobre la restauración ecológica. *Revista Kuxulkub*. División académica de ciencias Biológicas. 3: 2-7.
- Martí, G., Palacio Blasco, S. & R. Milla Gutiérrez. 2004. Fenología y características funcionales de las plantas leñosas mediterráneas. En: Valladares, F. 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 129-162 pp.
- Martínez, E. 1996. La restauración ecológica. *Ciencias* 43:56-59.

- Martínez-García, L. 2011. Micorrizas arbusculares en ecosistemas semiáridos. Respuesta a factores de estrés ambiental. *Ecosistemas* 20(2): 117-120.
- Martínez-Ramos, M. & X. García-Orth. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80:69-84.
- Miranda, J., Padilla, F. & F. Pugnaire. 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. *Ecosistemas* 13: 55-58.
- Monroy, A., Estevez, J., García, R. & R. Ríos. 2007. Establecimiento de plantas mediante el uso de micorrizas y de islas de recurso en un matorral xerófilo deteriorado. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80: 49-57.
- Montaño-Arias, N., Camargo-Ricalde, S., García, R., & A. Monroy-Ata. 2007. Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos. Instituto Nacional de Ecología UNAM. Distrito Federal, México. 460 pp.
- Morales, C. 2005. Pobreza, desertificación y degradación de tierras. En: Morales, C. & Parada, S. 2005. Pobreza, desertificación y degradación de los recursos naturales. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Santiago de Chile, Chile. 25-58 págs.
- NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. *Diario Oficial*, 31 de diciembre de 2002.
- Olivera-Morales, D., Castillo-Argüero, S., Guadarrama, P., Ramos-Zapata, J., Álvarez-Sánchez, J. & L. Hernández-Cuevas. 2011. Establecimiento de plántulas de *Quercus rugosa* Née inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares en un bosque templado de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 89: 115-121.
- Padilla, F. 2008. Factores limitantes y estrategias de establecimiento de plantas leñosas en ambientes semiáridos. Implicaciones para la restauración. *Ecosistemas* 17(1): 155-159.

- Padilla, F. & F. Pugnaire. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 196-202.
- Pausas, J. G., & M. P. Austin. 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. *Journal of Vegetation Science* 12: 153-166.
- Pavón, N., Ballato-Santos, J. & C. Pérez-Pérez. 2011. Germinación y establecimiento de *Mimosa aculeaticarpa* var. *biuncifera* (Fabaceae-Mimosoideae). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 653-661.
- Pavón, N. & M. Meza. 2009. Cambio climático en el estado de Hidalgo clasificación y tendencias climáticas. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 168 p.
- Pereira, G., Sánchez, M., Ríos, D. & M. Herrera. 2001. Micorrizas vesículo arbusculares y su incidencia en el crecimiento de plántulas de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. *Bosque* 22(2): 39-44.
- PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2002. La sostenibilidad del desarrollo en América Latina y el Caribe: desafíos y oportunidades. Santiago de Chile, Chile.
- Reich, P., Walters, M. & D. Ellsworth. 1992. Leaf life-span in relation to leaf, plant and stand characteristic among diverse ecosystems. *Ecological Monographs* 62: 365-392.
- Reyes-Jaramillo, I. 1996. Fundamentos teórico-prácticos de temas selectos de la ciencia del suelo. Parte I. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F.
- Ruiz-Reyes, J.C., Gómez Romero, M. & Lindig-Cisneros, R. 2009. Desempeño de *Lupinus elegans* y *Senna hirsuta*, bajo condiciones de restauración ecológica. *Biológicas* 11: 09- 15.

- Rzedowski, G. C. & J. Rzedowski. 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. 2a ed. Instituto de Ecología y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Santibáñez-Andrade, G., Castillo-Argüero, S., Zavala-Hurtado, A., Martínez, Y. & M. Hernández. 2009. La heterogeneidad ambiental en un matorral xerófilo. Boletín de la sociedad botánica de México 85: 71-79.
- Santini, N., Flores-Moreno, H., Ávila-Muñoz, M.E., Díaz, M., Gasteazoro, F. & C. Martorell. 2007. La cobertura de espinas de los cactus determina que éstos se establezcan bajo nodrizas con distinta fenología. Cactáceas y suculentas mexicanas. 52 (2): 36-45.
- SEMARNAT y Colegio de Postgraduados 2003. Evaluación de la Degradación de los Suelos Causada por el Hombre en la República Mexicana, escala 1:250 000. Memoria Nacional 2001-2002.
- SEMARNAT 2013. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales indicadores clave y desempeño ambiental. México.
- SER (Society for Ecological Restoration International). 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. (URL:<http://www.ser.org>), última consulta 12. 04. 2012.
- Squeo F., Olivares, N., Olivares, S., Pollastri, A., Aguirre, E. Aravena, R., Jorquera, C. & J. Ehleringer. 1999. Grupos funcionales en arbustos desérticos del norte de Chile, definidos sobre la base de las fuentes de agua. Gayana botánica 56(1):1-15.
- Stewart, A., Jonh, E. & J. Hutchings. 2000. The world is heterogeneous: ecological consequences of living in a patchy environment. En: Hutchings, J.; John E. & A. Stewart 2000. The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity. Blackwell Science Ltd. Oxford.

- Tapia-Pastrana, F., Mercado-Ruaro, P., López, A. & S. Gómez. 2002. Estudio citogenético en *Karwinskia humboldtiana* (Rhamnaceae) del Valle de Actopan, Hidalgo, México. *Anales del Instituto de Biología* 73(1): 17-25.
- Tarone, R.E. y J. Ware. 1977. On distribution-free tests for equality of survival distribution. *Biometrika* 64:156-160.
- Toral, O. & J. Iglesias. 2012. Evaluación de accesiones de árboles y arbustos forrajeros durante el período de establecimiento. *Revista Pastos y Forrajes* 35(1): 17-28.
- Urbano, J. 2001. Consideraciones metodológicas para la recuperación de tierras áridas degradadas. *Observatorio medioambiental*. 4:49-89.
- Valladares, F., Vilagrosa, A., Peñuelas, J., Ogaya, R., Camarero, j., Corcuera, I., Sisó, S., & Gil-Pelegrín, E. 2004. Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. En: Valladares, F. 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Vargas, O. & F. Mora. 2007. La restauración ecológica: su contexto, definiciones y dimensiones. En: Vargas-Ríos, O. 2007. *Restauración ecológica del Bosque Altoandino*. Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia. 19-40 pp.
- Vázquez, C., Batís, A., Alcocer, M., Gual, M & C. Sánchez. 1999. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. PROYECTO J-084 – CONABIO.
- Villar, R., Ruiz-Robledo, J., Quero, J., Poorter, H., Valladares, F. & T. Marañón 2004. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. En: Valladares, F. 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio del Medio Ambiente. Madrid. 192-226 pp.