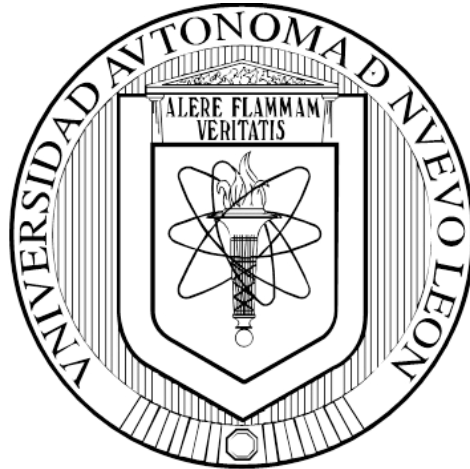


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



TESIS

**CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA Y PROPIEDADES
HIDROEDAFOLÓGICAS EN ÁREAS BAJO MANEJO DEL
MATORRAL MICRÓFILO Y ROSETÓFILO**

POR

ROMELIA MEDINA GUILLÉN

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

JUNIO, 2016

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**



TESIS

**CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA Y PROPIEDADES
HIDROEDAFOLÓGICAS EN ÁREAS BAJO MANEJO DEL
MATORRAL MICRÓFILO Y ROSETÓFILO**

POR

ROMELIA MEDINA GUILLÉN

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

JUNIO, 2016

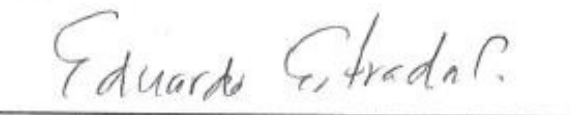
**CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA Y PROPIEDADES
HIDROEDAFOLÓGICAS EN ÁREAS BAJO MANEJO DEL
MATORRAL MICRÓFILO Y ROSETÓFILO**

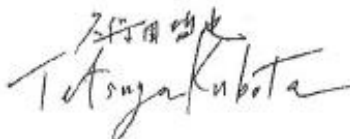
Aprobación de Tesis


Dr. Israel Cantú Silva
Presidente


Dr. Humberto González Rodríguez
Secretario


Dr. Marisela Pando Moreno
Primer Vocal


Dr. Andrés Eduardo Estrada Castellón
Segundo Vocal


Tetsuya Kubota

JUNIO, 2016

AGRADECIMIENTOS

A Dios por hacer posible lo que parece imposible, por acompañarme siempre y estar a mi lado siempre que lo necesito.

Al CONACYT, por el apoyo económico otorgado durante los tres años de estudio de doctorado. A CEMEX-Naturaleza Sin Fronteras por la disposición para llevar a cabo el proyecto en sus predios, así como por su apoyo logístico y ayuda de su personal para el trabajo de campo.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL, por permitirme obtener más conocimiento en sus aulas por medio de su personal técnico y docente.

Dr. Israel Cantú Silva por todo el apoyo, dirección y consejos otorgados durante mi estudio y realización de este documento. Por su amistad y apoyo en los momentos difíciles que pasé. Muchas gracias.

Dr. Eduardo Estrada Castellón por sus consejos, apoyo, correcciones para la adecuada realización de éste documento. Por ser parte de mi comité de tesis, por escucharme y sobre todo por estar ahí y por brindarme su sincera amistad.

Dr. Marco Vinicio Gómez Meza por apoyarme de manera desinteresada en el manejo de datos estadísticos, por brindarme su amistad y compartir sus conocimientos con mi persona.

Dra. Marisela Pando Moreno por todos los consejos, por su amistad sincera, por los buenos comentarios de mi tesis que sirvieron de motivación para seguir adelante.

Dr. Humberto González por sus acertados comentarios sobre la discusión de los resultados y su aporte general al documento, muy valiosos que ayudaron a enriquecerlo.

Dr. Tetsuya Kubota, por la revisión y observaciones realizadas de los documentos que conforman este trabajo.

Dr. Alejandro Espinosa Treviño por permitirme desarrollar mi tema de tesis en la UMA “Los Pilares” propiedad de CEMEX y donde el funge como coordinador del área y por todas las facilidades brindadas principalmente por prestarme a su colaborador estrella.

Al Jonás A. Delgadillo Villalobos por su apoyo en el trabajo de campo y por las revisiones de los artículos y sus valiosos comentarios para la realización de este documento, gracias por los momentos vividos juntos.

M. C. María Inés Yáñez, gracias por el apoyo en laboratorio, sin tu ayuda no hubiese sido posible procesar tantas muestras y enriquecer este documento, aprecio verdaderamente tu apoyo.

Al Dr. José Uvalle Saucedo por sus palabras de aliento y motivación para concluir mis estudios de Doctorado, así como a todos mis amigos de generación por su compañerismo y amistad, gracias por compartir conmigo tantos momentos inolvidables. Al personal docente, administrativo y en general a todos los trabajadores de la Facultad de Ciencias Forestales con los cuales tuve contacto durante todo este tiempo.

¡A todos muchas gracias!

DEDICATORIA

A Don José Dolores Medina, que aunque no está físicamente conmigo, sigue presente en mi corazón, gracias papá por tanto amor y por ser parte de mi motivación para seguir siempre adelante, tú me enseñaste que aun cuando hay cosas que te hacen caer, siempre hay que levantarse y mantenerse en pie, fuerte como los árboles. Gracias por tus múltiples consejos, bellas sonrisas y por toda la DEDICACION y AMOR con la que fundaste nuestra familia. Te AMO y siempre estarás en mi mente y corazón.

A mi madre María de la Paz Guillén Zaragoza, por toda la dedicación y cariño que tienes para nosotros, por toda tu entrega y fortaleza que parece que nunca se acaba, todo esto que nos has dado y compartido con nosotros un día será recompensado.

A mis hijos David, Dana Sofía, Marijose y Zahid por ser mi motivación diaria para seguir caminando en este mundo y levantarme cuando caigo, gracias les doy por su paciencia y ayuda para cumplir mis metas, al final este es un triunfo que obtuvimos todos.

INDICE

I NDICE DE TABLAS	I
I NDICE DE TABLAS	I
I NDICE DE TABLAS	I
I NDICE DE TABLAS	I
INDICE DE FIGURAS	II
LISTA DE SIMBOLOS Y ABREVIATURAS	III
RESUMEN	IV
SUMMARY	V
INTRODUCCIÓN	1
JUSTIFICACIÓN	3
HIPÓTESIS	4
OBJETIVOS	4
Objetivos específicos.....	4
CAPÍTULO 1	5
Cambios en la vegetación en área bajo manejo del matorral desértico micrófilo.....	5
Resumen.....	5
Introducción.....	6
Materiales y métodos.....	7
Análisis estadístico.....	10
Resultados y discusión.....	10
CAPÍTULO 2	17
Evaluación de la estructura y diversidad del matorral desértico rosetófilo rehabilitado con rodillo aireador en el norte de Coahuila.....	17
Resumen.....	17
Introducción.....	18
Materiales y métodos.....	20
Análisis estadístico.....	23
Resultados.....	23
Discusión.....	27
CAPÍTULO 3	30
Cambios en las propiedades hidroedafológicas en áreas bajo manejo del matorral desértico micrófilo y rosetófilo.....	30
Resumen.....	30
Introducción.....	32
Materiales y métodos.....	34
Análisis estadístico.....	36
Resultados y discusión.....	37
CAPÍTULO 4	48
Evaluación de la deposición/erosión de suelo en el matorral desértico del Desierto Chihuahuense.....	48

Resumen.....	48
Introducción.....	50
Materiales y métodos.....	52
Análisis estadístico.....	55
Resultados.....	56
Discusión.....	59
CONCLUSIONES	63
PERSPECTIVAS	66
BIBLIOGRAFÍA	68

INDICE DE TABLAS

Capítulo 1.

Tabla 1. Índice de Shannon y No. de especies por tratamiento.....	11
Tabla 2. Resultados de prueba de t para comparar la diversidad entre tratamientos. Nivel de significancia de $\alpha=0.05$. En la horizontal se presentan los grados de libertad, en la vertical se presenta el estadístico t	12
Tabla 3. Matriz de Similitud de Sørensen para los tratamientos.....	12
Tabla 4. Resultado de la prueba de Kruskal-Wallis.....	14

Capítulo 2.

Tabla 1. Familias y especies identificadas en el matorral desértico rosetófilo en el área de estudio.....	24
Tabla 2. Índice de Shannon de cada tratamiento.....	25
Tabla 3. Resultados de prueba de t de Hutchenson para comparar la diversidad entre tratamientos.....	25

Capítulo 3.

Tabla 1. Estadísticas descriptivas y Prueba de normalidad de Kolmogorov – Smirnov, con la corrección de Lilliefors, para variables originales (K-S).....	38
Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman para las variables estudiadas.....	38
Tabla 3. Coeficientes de correlación de Spearman para los promedios de los tratamientos en las variables estudiadas.....	39
Tabla 4. Análisis de varianza para el modelo con dos criterios de clasificación, (Tratamiento y Profundidad o Tratamiento y Estación).....	41
Tabla 5. Clasificación NOM-021-SEMARNAT-2000.....	42
Tabla 6. Medias por tratamiento y resultado de la prueba de rango múltiple de Tukey, $\alpha = .05$	47

Capítulo 4.

Tabla 1. Pendiente en cada tratamiento.....	54
Tabla 2. Estadísticas descriptivas y resultado de la prueba de normalidad de Kolmogorov - Smirnov con la corrección de Lilliefors para variables originales (K).....	56
Tabla 3. Resultados de la Prueba de Kruskal-Wallis, con dos criterios de clasificación (Tratamiento y sitios).....	56
Tabla 4. Comparación de medias de los tratamientos.....	57

INDICE DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1. Localización del área de estudio. Dónde: A= MDMt, B=RA04, C=RA08, D=RA11 y E=IN11.....	7
--	---

Capítulo 2

Figura 1. Localización del área de estudio (Sierra Maderas del Carmen, Pílares).....	20
Figura 2. Cluster de Similitud para los tratamientos.....	26

Capítulo 3

Figura 1. Localización del área de estudio.....	35
---	----

Capítulo 4

Figura 1. Localización del área de estudio.....	52
Figura 2. Dispositivo portátil para medir erosión/deposición de suelo.....	55
Figura 3. Promedios de erosión/deposición de suelo (ton ha ⁻¹ año ⁻¹) de los tratamientos.....	58

LISTA DE SIMBOLOS Y ABREVIATURAS

CONAFOR	Comisión Nacional Forestal
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
UACH	Universidad Autónoma de Chihuahua
USDA	United States Department of Agriculture
DOF	Diario Oficial de la Federación
MDM	Matorral desértico micrófilo
MDR	Matorral desértico rosetófilo
MDMt	Matorral desértico micrófilo testigo
MDRt	Matorral desértico rosetófilo testigo
MDMRA04	Matorral desértico micrófilo rodillo aireador 2004
MDRRA04	Matorral desértico rosetófilo rodillo aireador 2004
MDMRA08	Matorral desértico micrófilo rodillo aireador 2008
MDRRA08	Matorral desértico rosetófilo rodillo aireador 2008
MDMRA11	Matorral desértico micrófilo rodillo aireador 2011
MDRRA11	Matorral desértico rosetófilo rodillo aireador 2011
MDMRIN11	Matorral desértico micrófilo incendio 2011
MDRRIN11	Matorral desértico rosetófilo incendio 2011
RA	Rodillo aireador
IN	Incendio
FA	Factor vegetación
FB	Uso de rodillo e Incendio
RA04	Rodillo aireador 2004
RA08	Rodillo aireador 2008
RA11	Rodillo aireador 2011
IN11	Incendio 2011
UMA	Unidades para la conservación de la vida silvestre
INE	Instituto Nacional de Ecología
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
PH	Coeficiente que indica el grado de acidez o basicidad de una solución acuosa.
MO	Materia orgánica
k	Coeficiente de permeabilidad
DA	Densidad aparente
CE	Conductividad eléctrica
AU	Agua útil
RMP	Resistencia mecánica a la penetración
IAC	Infiltración acumulada de agua en el suelo
H'	Índice de Shannon
F	Valor de F
P	Valor de p
T	Valor de T

Ch2	Chi cuadrada
G.L.	Grados de libertad
Sig. P	Significancia de P
DE	Desviación estándar
V min	Valor mínimo
Vmax	Valor máximo
CV	Coefficiente de variación
ha	Hectáreas
t	Toneladas
IVI	Valor de importancia
SPP	Secretaría de Programación y Presupuesto
MVSP	MultiVariate Statistical Package
KCS	Kovach Computing Services
SPSS	Statistical Package for Social Sciences
K-S	Kolmogorov-Smirnov
Cu	Cobre
Zn	Zinc
Fe	Fierro
Mn	Magnesio

RESUMEN

El manejo inadecuado de la ganadería en el norte de Coahuila ha afectado negativamente los recursos naturales, debido a esto se han implementado proyectos de recuperación y reintroducción de especies, sin embargo estos proyectos se ven afectados por el deterioro del hábitat natural como producto de la explotación de recursos como la extracción de especies y el sobrepastoreo. El manejo de hábitat a través de técnicas mecánicas es una herramienta que ha sido probada con buenos resultados en la recuperación de ecosistemas degradados y mejoramiento del hábitat de la fauna silvestre. Sin embargo, en México esta técnica es de aplicación limitada debido a que no se han evaluado a fondo sus beneficios sobre los ecosistemas; asimismo el uso de fuego como herramienta de manejo es una actividad que va en aumento por sus buenos resultados. El objetivo principal de éste estudio fue evaluar los cambios en la relación suelo-planta en áreas sometidas a tratamientos mecánicos y en áreas incendiadas de manera natural. De acuerdo a los resultados en el matorral desértico el rodillo aireador y el fuego tienen efectos importantes a corto plazo en la riqueza y dominancia de especies menos deseables como *Larrea tridentata* y *Opuntia spp.*; sin embargo, a largo plazo los efectos de la técnica dejan de ser evidentes ya que las especies se recuperan en un lapso no mayor a cinco años lo que genera la necesidad de aplicar la técnica de manera recurrente. Con respecto al suelo tanto el rodillo como el fuego tuvieron efectos positivos sobre las propiedades del suelo, el rodillo aireador logro incrementar la materia orgánica y disminuyo la resistencia mecánica a la penetración, la infiltración acumulada y el pH, mientras que el fuego incremento la materia orgánica, la permeabilidad y la infiltración. Por otra parte el análisis de erosión/deposición en los tratamientos mostro una erosión ligera en el matorral desértico micrófilo la cual se encuentra dentro de los niveles aceptables para la región y el cual se ve beneficiado por la poca pendiente del terreno donde se distribuye este tipo de vegetación, contrario a esto, en algunos tratamientos evaluados en el matorral desértico rosetófilo tuvieron deposición de suelo lo cual podría atribuirse a la

ubicación de los sitios de muestreo en las partes bajas de los lomeríos los cuales recibieron suelo de las partes más elevadas.

SUMMARY

Improper handling of livestock in northern Coahuila has negatively affected natural resources, this had promoted implemented projects for recovery and reintroduction of species; however these projects are affected by the deterioration of natural habitats as a result of resources exploitation, species extraction and overgrazing. Habitat management through mechanical techniques is a tool that has been tested with good results in the recovery of degraded ecosystems and habitat improvement for wildlife. However, in Mexico this technique is of limited application because they have not thoroughly evaluated its benefits on ecosystems; also the use of fire as a management tool is an activity that is increasing for their good results. The main objective of this study was to evaluate changes in soil-plant relationship in areas with mechanical treatments and fired naturally areas. According to the results in the desert scrub the aerator roller and fire have significant short-term effects on richness and dominance of less desirable species such as *Larrea tridentata* and *Opuntia* spp. However, long-term effects of the technique are no longer evident as the species recover in a period not exceeding five years what generates the need to apply the technique on a recurring basis. With respect to the soil both the roller aerator and the fire had positive effects on soil properties, the first achievement increase the organic matter and decreased mechanical resistance to penetration, cumulative infiltration and pH, while the fire increased organic matter, permeability and infiltration. Moreover, the analysis of erosion/deposition treatments showed a slight erosion in the desert microphyllous scrub which is within acceptable levels for the region and which is benefited by the slope of the land where this type is distributed vegetation, contrary to this, in some treatments evaluated in the desert rosetophyllous scrub had deposition of soil which could be attributed to the location of sampling sites in the lower parts of the hillocks which received soil of the highest parts.

INTRODUCCIÓN

En el norte de México se localiza el Desierto Chihuahuense considerado el más grande de Norteamérica, con una superficie de 507,000 km² (Hernández *et al.* 2007), considerando que el 85% de su superficie se ubica dentro del territorio mexicano y 15% en territorio estadounidense (Brooks y Pyke, 2001). A nivel mundial es considerado el segundo desierto con mayor diversidad (Hoyt, 2002) registrando 329 especies de cactáceas en ésta zona (Esqueda *et al.* 2012) y con altos niveles de endemismos (Rzedowski, 2006). Comprende tres tipos básicos de vegetación: matorral desértico micrófilo, matorral desértico rosetófilo y matorral desértico crasicaule (Rzedowski, 1978) además de otras comunidades vegetales reconocidas como vegetación halófila y pastizal gipsófilo (Villarreal y Valdés, 1992).

Los recursos biológicos del Desierto Chihuahuense han estado bajo presión en los últimos cien años debido a las actividades antropogénicas que han desencadenado problemas de deforestación, erosión y disminución de calidad y cantidad de hábitat para las especies de fauna silvestre (Bahre, 1995, Challenger, 1998; Brooks y Pyke, 2001; Cervantes, 2005; Hernández *et al.*, 2007; Challenger y Soberón, 2008). En esta zona la ganadería ha sido la forma predominante de producción y aprovechamiento de los recursos naturales; trayendo consigo el sobrepastoreo el cual ha modificado la estructura de las especies arbustivas leñosas que transformaron las tierras del norte reduciendo la presencia de zacates y hierbas nativas (Kerley y Whitford, 2000, Sagarpa, 2001; SEMARNAT-INE, 2003, Semarnat, 2005). Esta transformación ha ocasionado cambios en las poblaciones silvestres y la producción ganadera. Además ha provocado problemas ecológicos más amplios, especialmente afectando la captación de retención del agua y la pérdida del suelo y su fertilidad (Granados, 2009; Bender, *et al.* 2013). El deterioro de los agostaderos comienza con la pérdida de vigor de las plantas lo cual origina menores tasas en su reproducción y posterior muerte, dejando el suelo desnudo susceptible a la erosión hídrica, lo cual causa pérdidas en la productividad de las tierras, reducción de la capacidad de infiltración de

agua y de la posibilidad de establecimiento de nuevas plántulas; generando una baja en la recarga de acuíferos y favoreciendo los escurrimientos superficiales, inundaciones y el azolve de presas y ríos (Anaya y Barral, 1995; SINADES, 2009).

Desde hace décadas se han realizado investigaciones y desarrollado técnicas para manejar especies de plantas arbustivas y de esta forma lograr que los pastizales vuelvan en lo posible a la condición de clímax, mejorando la productividad de los agostaderos (Anaya y Barral, 1995; Molinar, *et al.* 1998; Casanova, *et al.* 2007). En las planicies de la sierra Maderas del Carmen al norte de Coahuila desde el año 2001, se llevaron a cabo diversas estrategias de manejo de hábitat dentro del matorral desértico rosetófilo y micrófilo con el fin de mejorar su calidad, esto dentro de los programas de reintroducción de berrendo (*Antilocapra americana*), borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) y recuperación de las poblaciones de venado bura del desierto (*Odocoileus hemionus*). Para este fin se utilizó la técnica mecánica de rodillo aireador que tiene como finalidad incrementar la diversidad de plantas y disminuir la cobertura de especies dominantes. Se estima que el rodillo aireador estimula el crecimiento de vegetación y promueve el surgimiento de semillas almacenadas en el suelo, descompacta la superficie del suelo y facilita el intercambio gaseoso y el flujo de nutrientes, incrementando la capacidad de retención de agua y establecimiento de pastos y herbáceas (Heredia, 2000; Uvalle, 2001; Fullbright y Ortega, 2007; Berlanga *et al.* 2009; Ranglack y du Toit, 2014; Granados, 2009). Asimismo, se evaluó un área incendiada de manera natural (CONAFOR, 2011), para conocer los efectos del fuego sobre la vegetación del Desierto Chihuahuense ya que el fuego actualmente está siendo utilizada como herramienta de mejoramiento de hábitats (Castillo *et al.* 2010) sin embargo, sus efectos sobre la biodiversidad han sido poco estudiados en México (CONABIO, 2008).

JUSTIFICACIÓN

El norte de Coahuila históricamente se caracteriza por su vocación ganadera donde se explota de manera económica el ganado vacuno. Debido al manejo inadecuado de esta actividad su impacto es evidente en la vegetación y el suelo dentro del Desierto Chihuahuense. Entre los principales efectos tenemos: la pérdida de áreas de pastizal natural las cuales se han transformado en matorrales, intensa proliferación de especies como el mezquite *Prosopis glandulosa* y huizache *Acacia spp.* que se han vuelto dominantes en algunas áreas, así como un aumento en la densidad de especies como la gobernadora *Larrea tridentata* y la lechuguilla *Agave lechuguilla* restando de hábitat adecuado a la fauna silvestre. En algunas áreas de matorral desértico se han implementado proyectos de recuperación y reintroducción de fauna silvestre nativa así como la recuperación de su hábitat mediante tratamientos mecánicos. Los tratamientos mecánicos han sido utilizados ampliamente en regiones de Norteamérica, aparentemente con buenos resultados; a éstos se les ha unido el uso del fuego como herramienta de manejo de hábitat mediante la aplicación de quemas prescritas. En nuestro país tanto los tratamientos mecánicos como las quemas prescritas son temas nuevos y su aplicación es limitada. Actualmente el uso del fuego ha tomado mayor relevancia por considerarse una herramienta de manejo más compatible con el ecosistema y de menor costo comparado con los tratamientos mecánicos. Considerando lo anterior, se pretende llevar a cabo la evaluación de dos diferentes áreas dentro del matorral desértico donde la primera corresponde a un área incendiada de manera natural en el año 2011, y una segunda tratada con rodillo aireador dentro de los planes de restauración de hábitat. Esta evaluación tiene la finalidad de conocer los efectos del uso de tratamientos mecánicos en la estructura de la vegetación en el Desierto Chihuahuense, conocer los cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo, así como evaluar los efectos de dichos tratamientos mecánicos en la erosión del suelo, la generación de estos conocimientos es fundamental para recomendar o desestimar el uso de dichos tratamientos para el manejo de hábitats en este ecosistema.

HIPOTESIS

Los tratamientos de mejoramiento de hábitat aplicados en ecosistemas alterados de matorral desértico micrófilo y rosetófilo en la Sierra Maderas del Carmen presentan diferencias en las características y estructura de la vegetación, modificando las propiedades hidroedafológicas y la recuperación del ecosistema.

OBJETIVOS

General

Evaluar los cambios en la relación agua-suelo-plantas en áreas incendiadas de manera natural y áreas sometidas a tratamientos mecánicos.

Específicos

- Evaluar los cambios en la vegetación en área bajo manejo del matorral desértico.
- Evaluar la estructura y diversidad del matorral desértico micrófilo y rosetófilo rehabilitado con rodillo aireador en el norte de Coahuila.
- Identificar los cambios en las propiedades hidroedafológicas en áreas bajo manejo del matorral desértico micrófilo y rosetófilo.
- Evaluación de la deposición/erosión de suelo en el matorral desértico del desierto chihuahuense.

CAPITULO 1

CAMBIOS EN LA VEGETACIÓN EN ÁREA BAJO MANEJO DEL MATORRAL DESÉRTICO MICRÓFILO

Resumen

El objetivo de este estudio fue evaluar los cambios generados en la estructura y composición florística del matorral desértico micrófilo debido a la aplicación de técnicas de restauración ecológica: rodillo aireador e incendios naturales ocurridos en diferentes periodos en el Desierto Chihuahuense. En 5 tratamientos: testigo (MDMt), rodillo aireador aplicado en 2004 (RA04), 2008 (RA08), 2011 (RA11) y área incendiada 2011 (IN11) se evaluó la diversidad y la similitud entre especies con los índices de Shannon y Sørensen, respectivamente. Se determinó el índice de valor de importancia de las especies (IVI). Se registraron 28 especies arbóreas y arbustivas pertenecientes a 14 familias, destacando en abundancia: Asteraceae, Cactaceae y Fabaceae. El índice de Shannon mostró que el tratamiento RA11 presentó una mayor riqueza ($H' = 2.103$), mientras que el tratamiento IN11 presentó el menor índice ($H' = 1.21$). La mayor similitud fue entre los tratamientos RA04 y RA08 con 76% y los más disímiles fueron RA11 y RA08 con 44% de acuerdo al índice de Sørensen. La Prueba de Kruskal-Wallis mostró que no hay diferencia significativa entre los tratamientos respecto al IVI ($P = 0.261$). El tratamiento de rodillo aireador incrementó a corto plazo la riqueza de especies y disminuye substancialmente la dominancia de especies de la familia Cactaceae y Agavaceae y favorece la cobertura de *Larrea tridentata*. El tratamiento de fuego disminuye substancialmente la cobertura de *Larrea tridentata*, *Jatropha dioica*, *Opuntia engelmannii* y fomenta la presencia y cobertura de *Viguiera stenoloba*, *Condalia spathulata* y *Ziziphus obtusifolia*.

Introducción

En el norte de México se localiza el Desierto Chihuahuense que es el más grande de Norteamérica, con una superficie de 507,000 km² (Hernández *et al.* 2007); 85% de su superficie se ubica dentro del territorio mexicano y 15% en territorio estadounidense (Brooks y Pyke, 2001). Es el segundo desierto con mayor diversidad a nivel mundial (Hoyt, 2002) registrándose 329 especies de cactáceas en ésta zona (Esqueda *et al.* 2012) y presenta un alto nivel de endemismos (Rzedowski, 2006). Comprende tres tipos básicos de vegetación: matorral desértico micrófilo, matorral desértico rosetófilo y matorral desértico crasicaule (Rzedowski, 1978) además de otras comunidades vegetales reconocidas como vegetación halófila y pastizal gipsófilo (Villarreal y Valdés, 1992).

Los recursos biológicos del Desierto Chihuahuense han estado bajo presión en los últimos cien años debido a las actividades antropogénicas (Challenger, 1998; Cervantes, 2005; Hernández *et al.* 2007) que han desencadenado problemas de deforestación, erosión y disminución de calidad y cantidad de hábitat para las especies de fauna silvestre (INE-SEMARNAT, 1997). A lo anterior, se suman los incendios forestales que han afectado 317,000 ha en la región durante el 2011 (SEMARNAT, 2012).

Dentro del Desierto Chihuahuense, el matorral desértico micrófilo comprende una superficie de 20, 879 ,927 ha, en el estado de Coahuila alcanza una superficie de 3, 066, 492 ha (INEGI, 2014). La mayoría de los estudios desarrollados en la vegetación predominante del Desierto Chihuahuense han sido enfocados al estudio del efecto de la fragmentación sobre las poblaciones de fauna (Menke, 2003; Tinajero y Rodríguez-Estrella, 2012; Boeing *et al.* 2013) y otros más específicos sobre las propiedades antifúngicas y biocidas de *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville su fitosociología y uso potencial para la desinfección de suelo (Ledezma-Menxueiro, 2001; Juárez-Palafox, 2002; Lira-Saldívar, 2003; Díaz-Díaz *et al.* 2008; Peñuelas-Rubio *et al.* 2011). Sin embargo, pocos estudios han evaluado la estructura y composición florística del matorral

desértico micrófilo del Desierto Chihuahuense, como una herramienta útil para la evaluación y conservación de los recursos naturales de ésta región.

La hipótesis planteada es que el tratamiento mecánico aplicado en diferentes periodos de tiempo modificó la estructura y composición florística del matorral desértico micrófilo e incrementó la biodiversidad. El objetivo de la presente investigación consistió en evaluar los cambios generados en la estructura y composición florística del matorral desértico micrófilo debido a la aplicación de técnicas de restauración ecológica: rodillo aireador e incendios naturales ocurridos en diferentes periodos.

Materiales y métodos

La investigación se desarrolló en la Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA) denominada “Pilares”, aledaña a la Reserva Maderas del Carmen, ubicada en los municipios de Ocampo, Múzquiz y Acuña (Figura 1).

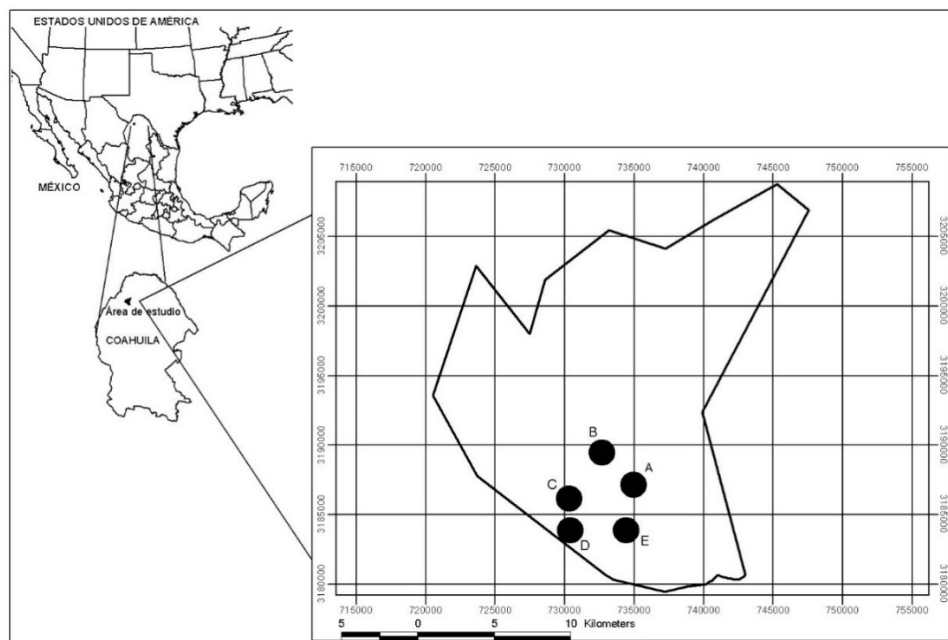


Figura 1. Localización del área de estudio. Dónde: A= MDMt, B=RA04, C=RA08, D=RA11 y E=IN11.

Geográficamente se localiza entre las coordenadas 29°22.45' y 28°42.21' N; 102°56.23' y 102°21.08' O; a una altitud de 1182 m. La precipitación promedio anual es de 237.4 mm y la temperatura promedio anual es de 21.5 °C. De acuerdo a los datos climáticos de la estación Pilares del INIFAP durante el periodo 2011-2013 la precipitación promedio fue de apenas 65 mm, registrándose un periodo extremadamente seco en la zona.

Los suelos predominantes son castañozems cálcicos, rendzinas, vertisoles crómicos, litosoles y regosoles calcáricos (SPP 1982a; 1982b; 1983). Los tipos de vegetación presentes son: bosques de encino (*Quercus*), pino (*Pinus*) y oyamel (*Abies*); matorral submontano, zacatal y matorral desértico chihuahuense, que incluye los matorrales micrófilo, rosetófilo, comunidades gipsófilas y halófilas (INE-SEMARNAT, 1997). Las parcelas experimentales se ubicaron en el matorral desértico micrófilo, el cual cuenta con una extensión de 11,700 ha dentro del área (INEGI, 2014). Asimismo, las especies que destacan por su densidad en este tipo de vegetación son: *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville, *Flourensia cernua* DC., *Parthenium incanum* Kunth, *Fouquieria splendens* Engelm., *Parthenium argentatum* A. Gray, *Ephedra torreyana* S. Watson, *Prosopis glandulosa* Torr., entre otras (Alanís *et al.* 1996).

El rodillo utilizado dentro de las prácticas de mejora del hábitat para la fauna silvestre en las planicies de la Sierra Maderas del Carmen es de tipo “Lawson aerator”, de un peso de 11 toneladas, ensamblado a un tractor. Las cuchillas del rodillo miden aproximadamente 15 cm de largo, las cuales perforan el suelo, dejando pequeñas canaletas. En todas las áreas tratadas (2004, 2008 y 2011) el rodillo aireador fue implementado en los meses posteriores a la temporada de lluvias, principalmente durante junio y julio.

En la primavera de 2014 se seleccionaron y muestrearon cinco tratamientos en las áreas bajo manejo de hábitat de fauna silvestre dentro del matorral desértico micrófilo, considerando un mismo tipo de suelo, regosol calcárico; los

tratamientos son: 1) Testigo (MDMt), 2) Rodillo aireador aplicado en 2004 (RA04), 3) Rodillo aplicado en 2008 (RA08), 4) Rodillo implementado en 2011 (RA11) y 5) Área incendiada en 2011 (IN11), esta última fue producto de los incendios forestales que se presentaron en Coahuila en la primavera del 2011 (CONAFOR, 2011); donde el área en estudio presentó una superficie de 1,899 ha de matorral desértico micrófilo afectadas por este fenómeno. El área de estudio no presenta pastoreo de ganado bovino desde 2000, solamente pastorea la fauna silvestre y en los tratamientos no se establecieron zonas de exclusión. Para determinar la estructura y diversidad de las especies se georeferenciaron 6 parcelas (10 m × 10 m) en cada tratamiento, su distribución fue al azar.

En cada tratamiento se realizaron mediciones dasométricas en todos los individuos arbóreos y arbustivos de cobertura de copa, la cual sirvió para estimar la dominancia. La dominancia es sugerida cuando la mayoría de los taxa son arbustos con una gran cantidad de tallos y diámetros de la raíz menores ($d_{0.10}$) (Franco *et al.* 1989; Domínguez-Gómez *et al.* 2013). En cada parcela se cuantificó la densidad por especie vegetal, considerándose solamente si al menos el 50% de la estructura estaba dentro de ella.

Se estimaron los indicadores ecológicos: abundancia (A), dominancia (D) frecuencia (F) y valor de importancia (IVI) (Magurran, 2004). Para evaluar la diversidad se utilizó el Índice de Shannon estandarizado (e) (Saether, *et al.* 2013; Magurran, 2004). Este índice describe lo diverso que puede ser un determinado lugar, ya que considera el número de especies (riqueza) y de individuos de cada una de ellas (Mostacedo y Fredericksen, 2000) y para determinar si había diferencias significativas de diversidad entre los tratamientos se hicieron pruebas pareadas utilizando la Prueba de t (Brower, *et al.* 1998; Hutcheson, 1970; Magurran, 1988). Para calcular la similitud entre los tratamientos se empleó el Índice de Sørensen (Magurran, 2004), el cual relaciona el número de especies compartidas con la media aritmética de las especies de ambos sitios (Villarreal *et al.* 2004).

Análisis estadístico

Para el cálculo de los índices de Shannon estandarizado (e) y el de Sørensen se utilizó el programa MultiVariate Statistical Package (MVSP) 3.1 (KCS, 2007). Para la Prueba de Diversidad de *t* se usó el programa Past 3.2 (Hammer *et al.*, 2001). Para probar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas para la variable índice de valor de importancia, los datos se sometieron a pruebas estadísticas de Shapiro-Wilk (Steel y Torrie, 1980). Los resultados demostraron que la mayoría de los datos no se distribuyeron normalmente, por lo que se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Ott, 1993) para detectar diferencias significativas entre los tratamientos con respecto al IVI y a la estructura y diversidad de las especies entre los tratamientos mediante el uso de los indicadores: cobertura, altura y número de especies promedio; el programa estadístico usado para este análisis fue Statistix 8.1 (Analytical Software, 2003).

Resultados y discusión

Se registraron 28 especies arbóreas y arbustivas pertenecientes a 14 familias. Las familias con mayor riqueza específica fueron: Asteraceae, Cactaceae y Fabaceae, cada una con tres taxa; las familias: Boraginaceae, Zygophyllaceae, Anacardiaceae, Rhamnaceae, Agavaceae y Euphorbiaceae están representadas con dos taxa cada una. Las familias Fouquieriaceae, Cucurbitaceae, Verbenaceae, Cannabaceae, Achatocarpaceae, Ephedraceae y Koeberliniaceae solamente están representadas con un taxa. Las familias Asteraceae, Cactaceae y Fabaceae dominantes en los diferentes tratamientos regularmente se encuentran asociadas a las comunidades de matorral xerófilo (Estrada *et al.* 2005; González-Rodríguez *et al.* 2010) ya que se caracterizan por presentar bajos requerimientos de agua y materia orgánica (Ordoñez-Medina, 2003; Espinoza y Návar, 2005; Alanís *et al.* 2008; Calle-Díaz y Murgueitio, 2008; Landázuri & Tigrero, 2009; Amaya-Robles, 2009).

Tabla 1. Índice de Shannon y No. de especies por tratamiento

Tratamiento	MDMt	RA04	RA08	RA11	IN11
Índice de Shannon	1.484	1.629	1.480	2.103	1.210
No. Especies	7	11	10	17	16

MDMt (Testigo), RA04 Rodillo aireador 2004, RA08 Rodillo aireador 2008, RA11 Rodillo aireador2011 e IN11 área de Incendio natural 2011.

Los tratamientos RA11 e IN11 presentaron mayor número de especies con 17 y 16 respectivamente, el tratamiento MDMt presentó el valor más bajo de especies con 7; los tratamientos RA04 y RA08 mostraron un número de especies similar 11 y 10 respectivamente.

De los 5 tratamientos el testigo (MDMt) mostró un índice de diversidad de Shannon (1.484) similar al tratamiento RA08 (1.480) como se muestra en el Tabla 1, a pesar de la diferencia en el número de especies los resultados se deben a que los cambios en la riqueza de especies se equilibran con los cambios en la abundancia. El índice de diversidad más alto fue presentado por RA11 con 2.103 lo cual se debió a que este tratamiento tiene una mejor combinación de características de densidad, frecuencia y cobertura (Basáñez *et al.* 2008). El valor del índice de diversidad del tratamiento MDMt (1.484) difiere con los resultados de González-Rodríguez *et al.* (213) el cual obtuvo un índice de diversidad de 1.843 en una comunidad de matorral desértico micrófilo en Coahuila, esta diferencia podría atribuirse al historial de uso del suelo en el área donde se llevó a cabo este estudio el cual fue objeto de pastoreo intensivo hasta el año 2000. De acuerdo a Rutledge *et al.* (2008) el sobrepastoreo puede tener un fuerte impacto en las comunidades vegetales, ya que causa pérdida de vigor en las plantas, incrementa la susceptibilidad a enfermedades, decreciendo la reproducción y establecimiento de semillas, lo cual trae consigo que alguna especies importantes para la fauna silvestre tiendan a desaparecer.

El tratamiento con incendio natural (IN11) presentó una alta riqueza de especies (16), sin embargo el índice de Shannon (1.210) comparado con el testigo fue

menor; lo cual se relaciona a la intensidad del fuego que propicio la eliminación de la cubierta vegetal en su totalidad, sin embargo, con el tiempo la comunidad de plantas en este tratamiento se vio favorecida con alta diversidad pero con baja abundancia de especies. Miranda-Baeza *et al.* (2009) mencionan que la intensidad del fuego afecta a algunas especies no deseadas, frenando su propagación y propiciando la presencia de otras especies nativas.

Tabla 2. Resultados de prueba de *t* para comparar la diversidad entre tratamientos. Nivel de significancia de $\alpha=0.05$. En la horizontal se presentan los grados de libertad, en la vertical se presenta el estadístico *t*.

	MDMt	RA04	RA08	RA11	IN11
MDMt	--	1184.7	393.9	342.91	526.99
RA04	-3.373*	--	427.37	371.42	559.66
RA08	0.0455	2.1817*	--	499.01	666.86
RA11	-9.0961*	-6.8045*	-7.2278*	--	629.32
IN11	3.5161*	5.2941*	2.8799*	9.3885*	--

* Significancia.

La Prueba de diversidad de *t* (Tabla 2) mostró diferencias significativas en la mayoría de los tratamientos ($P < 0.05$), con excepción en los pares de tratamientos MDMt-RA08 ($t = 0.0455$, (2) 0.05).

Tabla 3. Matriz de Similitud de Sørensen para los tratamientos.

	MDMt	RA04	RA08	RA11	IN11
MDMt	1				
RA04	0.67	1			
RA08	0.71	0.76	1		
RA11	0.42	0.57	0.44	1	
IN11	0.61	0.59	0.46	0.55	1

MDMt (Testigo), RA04 (Rodillo aireador 2004), RA08 (Rodillo 2008), RA11 (Rodillo 2011) e IN11 (Incendio 2011).

El índice de Sørensen utilizado para conocer la similitud entre los tratamientos (Tabla 3), mostró que los tratamientos con mayor semejanza son el RA04 y RA08 con un 76%, en contraste, los más disímiles son los tratamientos RA11 y MDMt

con un 42%. El testigo presenta mayor similitud con los tratamientos RA08 y RA04 con un 71 y 67% de similitud. El tratamiento RA11 e IN11 presentan una similitud de 55%. La similitud entre el tratamiento RA08 con el testigo y la desigualdad del tratamiento RA11 con respecto al mismo, indica que las áreas tratadas regresan a su condición original en un periodo de tiempo mayor a 5 años.

El tratamiento RA11 en ambos índices, tanto de diversidad como de similitud, sobresale debido a su poca semejanza con el resto de los sitios; lo cual es atribuido a los beneficios aportados por el rodillo aireador en un periodo de 3 años ya que éste promueve los rebrotes de especies, debido a que no elimina la vegetación en su totalidad (Kunz, 2011). El uso de rodillo antes de la temporada de lluvias puede ser un factor determinante, ya que la precipitación juega un papel muy importante en el establecimiento o propagación de especies tanto nativas como introducidas después de un disturbio mecánico (Scifres y Polk, 1974). Es necesario conocer la biología de las especies en las áreas a tratar con ésta técnica, ya que en las áreas con presencia de nopales el rodillo puede favorecer su incremento y propagación (McDonald, 2012). Además, algunas especies tienen la característica de rebrotar después de que se remueve la parte aérea de su cubierta (Ayala *et al.* 2014); tal es el caso de la *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville, especie que se reproduce vegetativamente y tiende a rebrotar en lapsos de una año (Monasmith *et al.* 2010) por lo cual el uso del rodillo aireador podría no ser efectivo en la eliminación de este tipo de especies.

La prueba de Kruskal-Wallis dio como resultado que no existe diferencia estadística significativa entre los tratamientos respecto al índice de valor de importancia ($F= 2.463$, G.L. 4, $P = 0.261$) de las especies. Asimismo, esta misma prueba no obtuvo diferencias significativas en la estructura y composición florística entre los tratamientos, donde se utilizaron las variables: cobertura de copa, altura y las medias del número de especies por tratamiento, los resultados se presentan en el Tabla 4.

Tabla 4. Resultado de la prueba de Kruskal-Wallis.

	Altura	Cobertura	No. Especies
Ch ²	8.896	5.291	6.526
G.L.	4	4	4
Sig. <i>P</i>	0.064	0.259	0.163

En el tratamiento de matorral desértico micrófilo testigo (MDMt), el índice de valor de importancia (IVI), mostró cinco especies dominantes *Opuntia engelmannii* Salm-Dyck ex Engelm., *Agave lechuguilla* Torr., *Jatropha dioica* Sessé, *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville y *Parthenium incanum* Kunth; de acuerdo a Brooks y Pyke (2001) algunas especies en el Desierto Chihuahuense se han visto favorecidas por la supresión de los incendios forestales y el sobrepastoreo modificando la estructura de la vegetación, tal es el caso de *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville y *Agave lechuguilla* Torr.

En la tratamiento RA04 las especies dominantes son *Opuntia engelmannii* Salm - Dyck ex Engelm., *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville, *Agave lechuguilla* Torr. y *Parthenium incanum* Kunth. En el tratamiento RA08 las especies dominantes son las mismas que en el testigo (MDMt), solo que varían los valores de dominancia; en el tratamiento RA11 las especies dominantes son *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville, *Flourensia cernua* DC., *Jatropha dioica* Sessé, y *Tiquilia greggii* (Torr & A. Gray) A.T. Richardson. Finalmente en el tratamiento IN11 *Viguiera stenoloba* S. F. Blake fue la especie dominante seguida por *Condalia spathulata* A. Gray, *Zizipus obstusifolia* (Hook. ex Torr & A. Gray) A. Gray y *Agave lechuguilla* Torr.

En el tratamiento IN11 las especies dominantes como *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville y *Agave lechuguilla* Torr. fueron eliminadas en más del 90%, Wright y Bailey (1982) indican que *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville es poco tolerante al fuego; lo cual se atribuye a sus características de adaptación a las sequías, lo que provoca alta mortalidad cuando más del 10% de

su masa aérea es consumida por el fuego (Brooks, 2007). Sin embargo, en incendios de baja intensidad esta especie puede comenzar a rebrotar después de un año (Monasmith *et al.* 2010) lo cual coincide en el tratamiento IN11 donde se ha documentado que en áreas del Desierto Chihuahuense donde se han presentado incendios, después de 16 meses no se han observado rebrotes de *Agave lechuguilla* Torr. (Worthington y Corral, 1987). La disminución de *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville y eliminación de *Agave lechuguilla* Torr. promovió la presencia de algunas herbáceas, resultado que concuerda con Ayala *et al.* (2009) el cual menciona que la combinación del rodillo aireador y/o el fuego incrementa la vegetación herbácea dando oportunidad a otras plantas nativas de competir. El alto número de especies presentes en el tratamiento IN11 (16) indica que el fuego estimuló el banco edáfico de semillas, favoreció el rebrote y la diversidad de especies, resultado que concuerda con Pausas (2010) y Molina-Terrén (2000) quienes mencionan que algunas especies tienen la capacidad de rebrotar y reclutar individuos tras el incendio, rasgo que confiere resistencia no solo a las poblaciones sino también a los individuos en ambientes con incendios frecuentes. El tratamiento IN11 a pesar de ser un incendio no controlado, cumplió objetivos de las quemas prescritas como son: la eliminación de especies no deseadas, promovió la regeneración y dominancia de nuevas especies (Walkingstick y Liechty, 2009).

El uso de rodillo aireador e incendio empleados como tratamientos en este estudio parece no tener influencia sobre el IVI, ni en la estructura y composición de las especies en el matorral desértico micrófilo, resultado que difiere de los obtenidos por Alanís *et al.*, (2008) y Casas y Manzano (2009) en estudios similares en zonas semiáridas del noreste de México donde se observó un recambio de especies, lo cual quedó evidente en cuanto al valor de importancia de las especies registradas en ambos estudios.

Si el objetivo de los tratamientos mecánicos en el matorral desértico es eliminar especies dominantes y promover la diversidad; sería importante analizar el costo-

beneficio a largo plazo de estos tratamientos en ambientes desérticos; ya que el uso del fuego podría ser una alternativa viable de menor costo con resultados similares (McDonald, 2012).

CAPITULO 2

EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DEL MATORRAL DESÉRTICO ROSETÓFILO REHABILITADO CON RODILLO AIREADOR EN EL NORTE DE COAHUILA

Resumen

Se evaluaron los cambios generados en la estructura y diversidad de la vegetación del matorral desértico rosetófilo aplicando técnicas de rehabilitación de hábitat con el rodillo aireador en los años 2004, 2008 y 2011 y un área incendiada naturalmente. En 5 tratamientos: testigo (MDRt), rodillo aireador aplicado en 2004 (RA04), 2008 (RA08), 2011 (RA11) y área incendiada 2011 (IN11) se evaluó la diversidad y la similitud entre sitios con los índices de Shannon y Sørensen. Se realizaron pruebas de diversidad de t y se determinó el índice de valor de importancia de las especies (IVI). Se registraron 21 especies arbóreas y arbustivas pertenecientes a 11 familias, destacando: Cactaceae, Fabaceae y Asteraceae. El índice de Shannon mostró que el tratamiento IN11 presentó una mayor riqueza ($H' = 1.903$), mientras que el tratamiento RA11 presentó el menor índice ($H' = 1.30$). De acuerdo con el índice de Sørensen, la mayor similitud fue entre los tratamientos IN11 y MDRt con 75% y los más disímiles fueron RA04 y MDRt con 38%. La Prueba de Kruskal-Wallis mostró que no hay diferencia significativa entre los tratamientos respecto al IVI ($p = 0.859$). El tratamiento de rodillo aireador incrementó a corto plazo la riqueza de especies y disminuyó substancialmente la cobertura de especies de la familia Cactaceae e incrementó la cobertura de *Larrea tridentata*. Contrastando el tratamiento de fuego que disminuyó substancialmente la cobertura de *Larrea tridentata* y fomentó la presencia y cobertura de especies de la familia Fabaceae.

Introducción

Las actividades antropogénicas de sobreexplotación de recursos y sobrepastoreo han desencadenado problemas de deforestación, erosión y disminución de la calidad y la dimensión del hábitat para las especies de fauna silvestre, así como la extinción de herbívoros nativos en el norte de México (INE-Semarnat, 1997). Las zonas áridas y semiáridas del norte del país están sometidas a una presión constante ya que mantienen una importante diversidad de especies de flora y fauna que son aprovechadas con fines comerciales, asimismo, la ganadería extensiva es una de las principales actividades económicas en estas zonas. Los pastizales y los matorrales xerófilos han sido sujetos a regímenes de pastoreo deficientes que sustentan poblaciones de ganado por encima de las máximas permitidas por los coeficientes de agostadero, lo que ha contribuido a la degradación y deterioro de estos ecosistemas (Sagarpa, 2001; Semarnat, 2005). Se considera que la degradación de los pastizales de desierto y baja productividad de los matorrales que ocurre en gran parte del Desierto Chihuahuense, la cual inició hace 150 años está relacionada con la introducción de ganado doméstico y supresión del fuego (Bahre, 1995; Challenger, 1998; Brooks y Pyke, 2001; Cervantes, 2005; Hernández et al., 2007; Challenger y Soberón, 2008). El sobrepastoreo trae como consecuencia una afectación en la estructura y funcionamiento de las comunidades semiáridas (Kerley y Whitford, 2000). Se estima que las comunidades vegetales cambian, en forma ordenada, cuando son utilizadas por una clase particular de animales. Al aumentar la presión de pastoreo las plantas más consumidas (decrecientes) disminuirán su densidad, perderán vigor y capacidad reproductiva. Al mismo tiempo otras menos preferidas y deseables (crecientes e invasoras) aumentarán su densidad provocando un cambio en la composición florística de la comunidad. Si estas condiciones se prolongan o intensifican las especies crecientes también pueden comenzar a decrecer (Stoddart *et al.* 1975; Peláez y Bóo, 1986). Un ejemplo claro es la invasión de mezquite (*Prosopis glandulosa*), gobernadora *Larrea tridentata* y nopales (*Opuntia* spp.) en los pastizales áridos y semiáridos (Dodd, 1968; Van,

2000; Rutheven y Krakauer, 2004). Específicamente, en las zonas áridas del norte de Coahuila se ha documentado un largo historial de uso ganadero donde algunos sitios han sido altamente degradados y presentan cambios irreversibles (Dinerstein *et al.* 2000). Las plantas leñosas en el ecosistema proveen alimento, cobertura, sitios de anidación y zonas de descanso a la fauna silvestre, pero también pueden impactar negativamente la accesibilidad, visibilidad y la producción de forraje (McDonald, 2012) trayendo en consecuencia una mala calidad de hábitat y efectos en las poblaciones de fauna nativa. En las planicies de la Sierra Maderas del Carmen desde el año 2001, se llevaron a cabo diversas estrategias con el fin de mejorar la calidad del hábitat de especies silvestres dentro del matorral desértico, esto, como parte de los programas de reintroducción de berrendo (*Antilocapra americana*), borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) y recuperación de las poblaciones de venado bura (*Odocoileus hemionus*) del desierto. Las técnicas empleadas tienen como finalidad incrementar la diversidad de plantas y disminuir la cobertura de especies dominantes mediante la aplicación de la técnica mecánica de rodillo aireador en el matorral desértico rosetófilo. El rodillo aireador es una herramienta de manejo ya que estimula el crecimiento de vegetación y promueve el surgimiento de semillas almacenadas en el suelo, descompacta la superficie del suelo y facilita el intercambio gaseoso y el flujo de nutrientes, incrementando la capacidad de retención de agua y establecimiento de pastos y herbáceas (Heredia, 2000; Uvalle, 2001; Fullbright y Ortega, 2007; Berlanga *et al.* 2009; Ranglack y du Toit, 2014; Granados, 2009). El fuego actualmente está siendo utilizada como herramienta de mejoramiento de hábitats (Castillo *et al.* 2010), sin embargo, sus efectos sobre la biodiversidad han sido poco estudiados en México (CONABIO, 2008). El objetivo de este estudio consistió en evaluar los cambios generados en la estructura y composición florística del matorral desértico rosetófilo debido a la aplicación de técnicas de restauración: rodillo aireador e incendios naturales ocurridos en diversos periodos. Asimismo, las hipótesis planteadas fueron: 1) el rodillo aireador incrementa la composición florística del matorral desértico

rosetófilo; y la segunda hipótesis es que el incendio disminuyó substancialmente la estructura y composición florística del matorral desértico rosetófilo.

Materiales y Métodos

La investigación se desarrolló en la Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA) denominada “Pilares”, ubicada en la zona desértica de la Sierra Maderas del Carmen, en la región norte del estado de Coahuila (Figura 1).

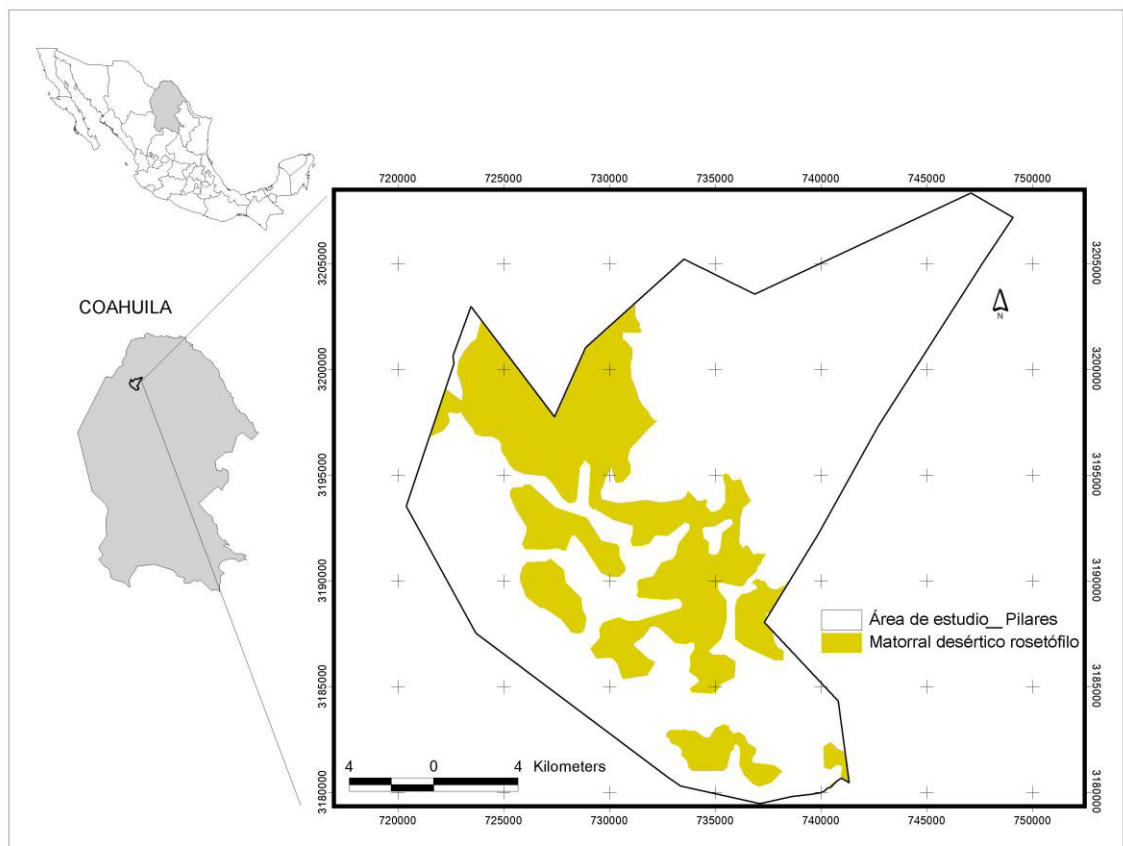


Figura 1. Localización del área de estudio (Sierra Maderas del Carmen, Pilares).

El sitio se localiza entre las coordenadas $29^{\circ}22.45'$ - $28^{\circ}42.21'N$ y $102^{\circ}56.23'$ - $102^{\circ}21.08' W$; a una altitud de 1,182 m. La precipitación promedio anual es de

237.4 mm y la temperatura promedio anual es de 21.5°C. Los suelos predominantes son castañozems cálcicos, rendzinas, vertisoles crómicos, litosoles y regosoles calcáricos (SPP, 1982a, 1982b, 1983). Los tipos de vegetación presentes son: bosques de encino (*Quercus* spp.), pino (*Pinus* spp.) y oyamel (*Abies* spp.); matorral submontano, zacatal y matorral Desértico Chihuahuense, que incluye los matorrales micrófilo y rosetófilo, comunidades gipsófilas y halófilas (INE-SEMARNAP, 1997). Las parcelas experimentales se ubicaron en el matorral desértico rosetófilo, el cual cuenta con una extensión de 15,964 ha dentro del área (INEGI, 2014), donde destacan especies como *Agave lechuguilla*, *Dasyilirion leiophyium*, *Hechtia glomerata*, *Yucca torreyi*, *Agave lechuguilla*, *Euphorbia antisiphilitica*, *Opuntia leptocaulis*, *Opuntia* spp., *Echinocereus enneacanthus*, *Echinocactus platyacanthus*, *Ferocactus pringlei*, *Karwinskia humboldtiana*, *Parthenium incanum*, *Leucophyllum minus*, *Larrea tridentata* y *Viguiera stenoloba* (Muldavin et al. 2004).

En las prácticas de mejoramiento del hábitat para la vida silvestre, se utiliza un rodillo aireador del tipo “Lawson aerator”, de un peso de 11 toneladas, el cual es ensamblado y tirado por un tractor. El rodillo presenta cuchillas de aproximadamente 15 cm de largo, la función de estas es desquebrajar las plantas leñosas y perforar el suelo para su descompactación. En todas las áreas tratadas (2004, 2008 y 2011) el rodillo aireador fue implementado en los meses posteriores a la temporada de lluvias, durante junio y julio de los años mencionados. En la primavera de 2014 se seleccionaron y muestrearon cinco tratamientos en las áreas bajo manejo de hábitat dentro del matorral desértico rosetófilo, los tratamientos fueron clasificados de la manera siguiente: 1) Testigo (MDRt), 2) Rodillo aireador aplicado en 2004 (RA04), 3) Rodillo aireador aplicado en 2008 (RA08), 4) Rodillo aireador aplicado en 2011 (RA11) y 5) Área incendiada en 2011 (IN11), esta última fue producto de los incendios forestales que se presentaron en Coahuila en la primavera del 2011 (CONAFOR, 2011). El área en estudio una superficie aproximada de 1,389 ha de matorral desértico rosetófilo afectadas por el fenómeno del fuego. El área de estudio actualmente

está libre de ganado doméstico desde hace 16 años, siendo únicamente utilizada por la fauna silvestre nativa. Dentro de cada tratamiento, se georeferenciaron al azar 6 parcelas (10 m x 10 m) para determinar la estructura y diversidad de las especies.

Dentro de las seis parcelas de cada tratamiento se identificaron todas las especies, se midió la cobertura de copa en todos los individuos arbóreos y arbustivos para cuantificar la cobertura; este parámetro se sugiere cuando la mayoría de los taxa son arbustos con gran cantidad de tallos y diámetros de la raíz menores a 10 cm (Franco *et al.* 1989; Domínguez-Gómez *et al.* 2013). En cada parcela se cuantificó la densidad por especie vegetal, considerando que al menos el 50% de la estructura del individuo muestreado estuviera dentro de la parcela.

Para evaluar la diversidad, se utilizó el índice de diversidad de Shannon estandarizado (e) (Magurran, 2004; Saether *et al.* 2013). Este índice describe lo diverso que puede ser un lugar, pues considera el número de especies (riqueza) e individuos de cada una (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Para determinar la existencia de diferencias significativas de diversidad entre tratamientos, se realizaron pruebas pareadas utilizando la Prueba de t de Hutchenson (Hutchenson, 1970; Magurran, 1988; Brower *et al.* 1998). Para calcular la similitud entre los tratamientos se empleó el índice de similitud de Sørensen (Magurran, 2004), el cual relaciona el número de especies compartidas con la media aritmética de las especies de ambos sitios. Se estimaron los indicadores ecológicos: densidad relativa (A), cobertura relativa (D) y frecuencia relativa (F), con estos tres valores, se calculó el índice de valor de importancia (IVI) para determinar la importancia de las especies en la composición florística de cada tratamiento (Magurran, 2004).

Análisis estadístico

Para el cálculo de los índices de diversidad de Shannon estandarizado (e) y el de Sørensen se utilizó el programa MultiVariate Statistical Package (MVPS) 3.1 (KCS, 2007). Para la determinar la diversidad de la prueba de t de Hutchenson, se utilizó el programa Past 3.2 (Hammer *et al.* 2001).

Para detectar diferencias significativas entre los tratamientos con respecto al IVI se utilizó el programa estadístico Statistix 8.1 (Analytical Software, 2003). Para probar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de la variable índice de valor de importancia (IVI), los datos se sometieron a pruebas estadísticas de Shapiro-Wilk (Steel y Torrie, 1980). Los resultados demostraron que la mayoría de los datos no se distribuyeron normalmente, por lo que se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar las diferencias significativas entre tratamientos (Ott, 1993).

Resultados

Se registraron 21 especies arbóreas y arbustivas pertenecientes a 20 géneros y 11 familias. Las familias con mayor presencia fueron Cactaceae (5), Fabaceae (3), y Asteraceae (3). Las familias Zygophyllaceae y Rhamnaceae están representadas con dos especies cada una. Las familias: Agavaceae, Euphorbiaceae, Ephedraceae, Koeberliniaceae y Scrophulariaceae están representadas por una especie (Tabla 1).

Tabla 1. Familias y especies registradas en el matorral desértico rosetófilo en el área de estudio.

Familia	Especie
Agavaceae	<i>Agave lechuguilla</i> Torr. <i>Dasyilirion leiophyllum</i> Hook.
Asteraceae	<i>Viguiera stenoloba</i> S. F. Blake <i>Flourensia cernua</i> DC <i>Parthenium incanum</i> Kunth
Cactaceae	<i>Mammillaria heyderi</i> Muehlenpf. <i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck ex Engelm. <i>Echinocereus viridiflorus</i> Engelm. <i>Echinocereus enneacanthus</i> Engelm. <i>Cylindropuntia leptocaulis</i> Engelm.
Ephedraceae	<i>Ephedra antisyphilitica</i> Berland. ex C. A. Mey.
Euphorbiaceae	<i>Jatropha dioica</i> Sessé ex Carv.
Fabaceae	<i>Acacia greggii</i> A. Gray <i>Prosopis glandulosa</i> Torr. <i>Acacia constricta</i> A. Gray
Koeberliniaceae	<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.
Rhamnaceae	<i>Condalia spathulata</i> A. Gray <i>Zizipus obstusifolia</i> Tourn ex L.
Scrophulariaceae	<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berl.) I. M. Johnst.
Zygophyllaceae	<i>Guaiaicum angustifolium</i> Engelm. <i>Larrea tridentata</i> (Sessé & Moc. ex DC.) Coville

De los cinco tratamientos evaluados, MDRt, RA08, e IN11 presentaron la misma riqueza con 12 especies cada uno, mientras que RA04 y RA11 presentaron 9 y 8 especies, respectivamente. En MDRt la densidad relativa se concentra en dos especies, *Agave lechuguilla* (46.7%) y *Dasyilirion leiophyllum* (29.2%). El tratamiento RA05 concentró su densidad en tres especies: *Larrea tridentata* (33.1%), *Opuntia engelmannii* (24.2%) y *Parthenium incanum* (20.8%), mientras que en el RA08 sobresalieron dos especies con respecto a su densidad, *Agave lechuguilla* (42%) y *Jatropha dioica* (35%). El tratamiento RA11 concentró su densidad en dos especies, *Parthenium incanum* (54.7%) y *Larrea tridentata* (25%), al igual que el anterior, en el tratamiento IN11, dos especies sobresalieron por su densidad relativa, *Viguiera stenoloba* (38.2%) y *Jatropha dioica* (20.1%).

En los cinco tratamientos, el índice de diversidad de Shannon (Tabla 2) se comportó de manera diferente. En IN11 se registró el valor de diversidad más alto (1.9) con respecto al testigo, que presentó un valor de 1.49. Asimismo, el tratamiento RA04 presentó un valor de diversidad mayor (1.66) que el testigo, mientras que los tratamientos RA11 y RA08 mostraron valores menores al testigo; 1.30 y 1.39, respectivamente.

Tabla 2. Índice de Shannon de cada tratamiento.

Tratamiento	MDRt	RA04	RA08	RA11	IN11
Índice de Shannon	1.491	1.662	1.398	1.305	1.903
No. de especies	12	9	12	8	12

MDRt (Testigo), RA04 Rodillo aireador 2004, RA08 Rodillo aireador 2008, RA11 Rodillo aireador 2011 e IN11 área de Incendio natural 2011.

La Prueba de t de Hutchenson (Tabla 3) mostró diferencias significativas ($P < 0.05$) en seis de las diez comparaciones realizadas entre los tratamientos; los tratamientos que no mostraron diferencias significativas fueron: el MDRt – RA08 ($t = 1.2002$), MDRt – RA11 ($t = 1.7262$), RA08 – RA11 ($t = 0.88833$) y RA11 – IN11 ($t = 1.3045$).

Tabla 3. Resultados de prueba de *t* de Hutchenson para comparar la diversidad entre tratamientos.

	MDRt	RA04	RA08	RA11	IN11
MDRt	--	611.82	722.57	234.69	286.68
RA04	-2.2992*	--	637.66	197.58	237.29
RA08	1.2002	3.7536*	--	216.49	263.67
RA11	1.7262	3.4663*	0.88833	--	265.6
IN11	-4.0761*	-2.5254*	-5.1422*	1.3045	--

*Significancia de $\alpha = 0.05$. La horizontal indica los grados de libertad; la vertical, el estadístico *t*.

El índice de Sørensen (Figura 2) mostró que los tratamientos con mayor semejanza son el MDRt con IN11 y RA08 e IN11 con un 75% de similitud, en contraste, los más disímiles son los tratamientos RA04-MDRt y RA08-RA04 ambos con una similitud de 38.1%. El tratamiento RA11 presenta una similitud de 58 y 50% con los tratamientos RA04 y RA08; finalmente, el tratamiento RA11 e IN11 presentan una similitud de 60%.



Figura 2. Cluster de similitud para los tratamientos.

La prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos respecto al índice de valor de importancia ($p = 0.85$).

En el tratamiento MDRt, el índice de valor de importancia, mostró cuatro especies dominantes: *Agave lechuguilla*, *Dasyilirion leiophyllum*, *Acacia constricta* y *Opuntia engelmannii*; en el tratamiento RA04 cuatro especies dominaron: *Larrea tridentata*, *Opuntia engelmannii*, *Parthenium incanum* y *Flourensia cernua*. En el tratamiento RA08, dominaron cuatro especies: *Agave lechuguilla*, *Jatropha dioica*, *Acacia constricta* y *Viguiera stenoloba*. En el tratamiento RA11, sobresalieron tres especies: *Parthenium incanum*, *Larrea tridentata* y *Acacia constricta*. Finalmente, en el tratamiento IN11 destacan las especies: *Viguiera stenoloba*, *Jatropha dioica*, *Acacia constricta*, *Prosopis glandulosa* y *Agave lechuguilla*.

Discusión

La composición florística del matorral desértico rosetófilo de los cinco tratamientos fue menor a la registrada en otros estudios en este tipo de vegetación (Rzedowski, 2006; Encina-Domínguez *et al.* 2013; Mata *et al.* 2014; Alanís-Rodríguez *et al.* 2015), sin embargo, los datos coinciden con respecto a las familia mejor representadas como Cactaceae y Fabaceae, las cuales son asociadas a comunidades de matorrales desérticos del norte de México (Estrada *et al.* 2005; González-Rodríguez *et al.* 2010) debido a sus bajos requerimientos de agua y materia orgánica (Ordóñez-Medina, 2003; Espinoza y Návar, 2005; Alanís *et al.* 2008; Calle-Díaz y Murgueitio, 2008; Amaya-Robles, 2009). La baja riqueza de especies en los tratamientos se podría atribuir al efecto del sobrepastoreo a la que fue sometida el área anteriormente, la cual influye en la estructura de la vegetación y diversidad de herbáceas (Kerley y Whitford, 2000; Mata-González *et al.* 2007). Esta actividad provoca que las plantas palatables disminuyan y las menos deseables aumenten su densidad provocando un cambio en la composición florística de la comunidad (Stoddart *et al.* 1975; Peláez y Bóo, 1986).

Con respecto al testigo, el tratamiento RA11 presentó menor diversidad (1.305) y cobertura vegetal (>10%) debido al efecto que tiene el rodillo aireador en las primeras etapas de aplicación, ya que tiende a disminuir considerablemente la cobertura de las especies leñosas con respecto a las áreas testigo, sin embargo, en los años posteriores, la cobertura empieza a incrementarse gradualmente hasta 86% (Ruthven y Krakauer, 2004; Ayala, *et al.* 2009), lo cual concuerda con los resultados de este estudio, donde los tratamientos con más de 6 años (RA04 y RA08) presentaron un incremento importante en sus coberturas (75% y 45%, respectivamente), lo cual muestra la capacidad de las especies leñosas de recuperarse ya que tienden a rebrotar en un tiempo determinado (Uvalle, 2001).

En contraste con el tratamiento RA11, el área con incendio natural de ese mismo año (IN11) presentó un índice de diversidad alto (1.9), con una baja cobertura (19%), teniendo un efecto similar en éste último parámetro tanto el fuego como el rodillo. Sin embargo, el incendio presentó una mayor diversidad, ya que mejoró la combinación de características de densidad, frecuencia y cobertura (Basáñez *et al.*, 2008). Esta misma respuesta ha sido documentada en otros estudios donde se han registrado coberturas de 24% y 46% en áreas tratadas con fuego en el primer año (Ruthven y Krakauer, 2004). Estos resultados demuestran la alteración por parte del fuego de la estructura de la comunidad de plantas (Horn, 2013).

El índice de Sørensen reveló una semejanza importante entre los tratamientos MDRt y IN11 ya que la mayoría de las especies se repiten en ambos sitios, esto muestra la adaptación de los matorrales desérticos al fuego, donde *Acacia constricta*, *Agave lechuguilla* y *Opuntia engelmannii* tienden a rebrotar en un tiempo determinado (Ahlstrand, 1982; Steers y Allen, 2011). En contraste, el tratamiento RA04 presentó el menor grado de semejanza mostrando una diferencia de especies importante entre tratamientos. Esto podría estar relacionado a las perturbaciones previas de los sitios, ya que algunas especies más tolerantes suelen establecerse y hacerse dominantes en áreas sobrepastoreadas y con supresión de fuego (Van, 2000).

De acuerdo con el valor de importancia de las especies, la cobertura de especies en el tratamiento testigo (MDRt), *Agave lechuguilla* y *Dasyilirion leiophyllum* demuestra que el matorral desértico rosetófilo mantiene características típicas de este tipo de vegetación (Sánchez-Granados *et al.* 2011; Encina-Domínguez *et a.* 2013; Mata *et al.* 2014; Alanís-Rodríguez *et al.* 2015), pero los signos del sobrepastoreo son evidentes de acuerdo con la riqueza y diversidad de especies. La cobertura de *Larrea tridentata* y *Opuntia engelmannii* en los tratamientos con mayor tiempo de establecimiento (RA04) muestra evidencia de que la técnica estimuló la presencia de especies colonizadoras como *Larrea tridentata*, la cual,

por ausencia de especies herbáceas, producto del sobrepastoreo y ausencia de fuego, se ha expandido en su distribución, siendo dominante dentro de los matorrales e invadiendo pastizales naturales (Van, 2000). Asimismo, se ha demostrado que en el caso de *Opuntia engelmannii*, el uso de tratamientos mecánicos puede incrementar su densidad en matorrales desérticos (Ayala *et al.* 2014; Medina *et al.* 2016). Por ejemplo, en áreas de matorral tratadas mecánicamente en Texas, se dio una tendencia de cambio de un tipo de vegetación dominante con arbustos a otro tipo, con nopaleras densas (Dodd, 1968). Los nopales son importantes para la fauna silvestre, sin embargo, en altas densidades degradan el hábitat reduciendo la diversidad de flora y fauna (USDA, 2014). Los buenos resultados en la manipulación del hábitat en zonas áridas y semiáridas están relacionados con variables de temperatura y precipitación, así como al historial de uso del terreno (Fulbright, 1996; Fuhlendorf *et al.* 2001).

A pesar de las variantes en la cobertura de especies entre sitios, el valor de importancia no mostró diferencia significativa entre tratamientos, indicando que no existe una variación importante en la composición florística de las áreas ni en estructura. Estos resultados ponen en duda los beneficios a largo plazo de la técnica mecánica del rodillo aireador en las zonas semiáridas del Desierto Chihuahuense. La propiedad de las especies del matorral desértico rosetófilo de recuperar sus características en plazos relativamente cortos hace necesario repetir el tratamiento de las áreas cada 3 o 5 años si se desea mantener la cobertura en un nivel deseable (Fullbright y Taylor, 2001; Medina *et al.*, 2016).

CAPITULO 3
CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES HIDROEDAFOLÓGICAS EN
ÁREAS BAJO MANEJO DEL MATORRAL DESÉRTICO
MICRÓFILO Y ROSETÓFILO

Resumen

Se evaluaron los cambios generados en las propiedades hidroedafológicas en ecosistemas de matorral desértico micrófilo (MDM) y rosetófilo (MDR) en las planicies de la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila México, aplicando técnicas de rehabilitación con rodillo aireador en los años 2004, 2008 y 2011 y de un incendio natural. Los tratamientos considerados fueron: testigos (MDMt y MDRt), rodillo aireador aplicado en 2004 (MDMRA04 y MDRRA04), 2008 (MDMRA08 y MDRRA08), 2011 (MDMRA11 y MDRRA11) y área incendiada 2011 (MDMIN11 y MDRIN11). Se evaluó: coeficiente de permeabilidad (k), densidad aparente (DA), materia orgánica (MO), pH de suelo, conductividad eléctrica (CE), agua útil (AU), resistencia mecánica a la penetración (RMP) e infiltración de agua en el suelo (IAc). Los resultados del ANOVA indicaron diferencias significativas para los cinco tratamientos de ambos tipos de vegetación respecto a todas las variables excepto el porcentaje de agua útil. En este estudio se determinó que los tratamientos de RA11 e IN11 en ambos tipos de vegetación presentaron contenido de materia orgánica mayor en un 100% para el matorral desértico micrófilo y en un 200% para el matorral desértico rosetófilo respecto al tratamiento testigo. La permeabilidad disminuyó en los tratamientos MDMRA04, MDMRA08 y MDMRA11 (5, 82 y 45%), al igual que los tratamientos MDRRA08 e MDRIN11 (48 y 12%) y se incrementó en el tratamiento MDRRA11 con respecto al testigo. El uso de rodillo aireador durante los primeros tres años (tratamientos 2011) incrementó la materia orgánica y disminuyó la compactación del suelo, mostrando ser una buena alternativa para mejorar las propiedades hidroedafológicas del suelo sin embargo, en un lapso de 6-10 años disminuye la materia orgánica, la IAc y se incrementa la DA y la RMP por lo cual el uso de

rodillo representa una opción de manejo periódico para obtener máximos beneficios en la vegetación desértica.

Introducción

Debido a la susceptibilidad de las propiedades del suelo a los cambios de uso del mismo, éstas son utilizadas generalmente como indicadores de calidad de suelo (Wang *et al.* 2012). Las propiedades físicas (hidrológicas) del suelo tales como la densidad, distribución y tamaño de los poros, capacidad de retención de agua, contenido de agua en el suelo, capacidad de infiltración y agregación son bastante sensibles a las alteraciones (Spedding *et al.* 2004; Bhattacharyya *et al.* 2008 Cjpek, *et al.* 2012). Asimismo, entre las propiedades químicas la materia orgánica es la más susceptible a la sobreexplotación agrícola y al fuego (Darwish *et al.* 1995; Certini, 2005; Swędrzyńska, *et al.* 2013).

El cambio de uso de suelo puede alterar radicalmente la vegetación en un corto plazo (Huang *et al.* 2006), la vegetación mejora las propiedades físicas, químicas y microbianas del suelo mediante la reducción de la densidad aparente, el incremento de nutrientes, la tasa de infiltración, retención de agua y la biomasa vegetal (Jia *et al.* 2011). La reducción de la capacidad del suelo de almacenar agua disponible, es considerada el factor de mayor contribución para la pérdida de la productividad del suelo debido a la erosión (Rasoulzadeh y Yaghoubi 2014). Por otro lado, los factores edáficos incluyendo el pH, los niveles de nutrientes y la calidad y cantidad de materia orgánica cambian con la profundidad (Rumpel y Kögel-Knabner, 2011; Eilers *et al.* 2012). La materia orgánica del suelo es uno de los principales factores que afectan otras propiedades del suelo (Murray *et al.* 2014) y sus funciones, incluyendo la retención de agua (Carter, 2002), la infiltración de aire, agua (Hillel 2004; Li *et al.* 2007) y la estabilidad de agregados (Six *et al.* 2004); modifica la porosidad y capacidad de agua disponible que puede mejorar el desarrollo de las raíces, estimular el crecimiento de las plantas y el rendimiento de los cultivos directa o indirectamente supliendo nutrientes (Darwish *et al.* 1995) y reduce la erosión (Li *et al.* 2007).

Los ecosistemas perturbados tienden a degradarse (Montaño *et al.* 2006), por consecuencia se afecta el funcionamiento del ecosistema al alterar la circulación de nutrimentos, la productividad primaria y el flujo y retención de agua, entre otros (Maass, 1998). Por otra parte, el fuego resulta en significantes cambios físicos y químicos sobre la superficie terrestre (ej. pérdida de la cobertura vegetal, desarrollo de hidrofobicidad de suelo, pérdida de permeabilidad, etc.) (Cyzdik y Hognu, 2009); aunque su efecto sobre las propiedades del suelo depende de su intensidad y duración el fuego tiene mayor impacto sobre la materia orgánica la cual puede tener solo una ligera volatilización de componentes menores, carbonización o hasta la oxidación completa (Certini, 2005).

Los servicios ecosistémicos han sido estudiados para identificar algún posible efecto sobre la erosión del suelo, ciclo de nutrientes, escurrimiento de nutrientes, hábitat de vida silvestre y el control biológico, así como su invasor potencial (Lal 2009; Love y Nejadhashemi, 2011), varios de estos servicios dependen de alteraciones en las propiedades del suelo (Bonin *et al.* 2012). La degradación del suelo en ecosistemas semiáridos se considera drástica cuando se elimina la cubierta vegetal, sin embargo en las zonas semiáridas de México el efecto de la vegetación sobre el suelo ha sido poco estudiado, además estos estudios no permiten discernir el papel de la especie que forma la isla de fertilidad sobre las propiedades edáficas, en relación con otras especies y en condiciones de perturbación de las comunidades vegetales (Montaño *et al.* 2006).

Desde hace décadas se han realizado investigaciones y desarrollado técnicas para manejar especies de plantas arbustivas y de esta forma lograr que los pastizales vuelvan en lo posible a la condición de clímax, mejorando la productividad de los agostaderos (Anaya y Barral, 1995; Molinar-Holguín *et al.* 1998; Casanova *et al.* 2007). La Sierra Maderas del Carmen al norte de Coahuila tiene un largo historial de uso ganadero (INE-SEMARNAT, 1997) lo cual favoreció la compactación del suelo y cambios en la estructura de la vegetación dentro del matorral desértico micrófilo y rosetófilo principalmente. Actualmente se han

implementado proyectos de mejoramiento de hábitat mediante tratamientos mecánicos, sin embargo, en el área no se han evaluado sus beneficios sobre el ecosistema. El objetivo principal de este estudio fue evaluar los cambios en las propiedades hidroedafológicas en áreas incendiadas de manera natural y áreas sometidas a tratamiento mecánico de rodillo aireador, asimismo, conocer los efectos que provee cada tratamiento al recurso suelo con el fin de recomendar la aplicación o desestimación de estos métodos para el manejo de hábitat. La hipótesis planteada es que el fuego y el rodillo aireador cambian las propiedades del suelo incrementando la materia orgánica, la permeabilidad y disminuyendo la densidad aparente del suelo.

Materiales y métodos

El área de estudio se ubicó en el rancho Pilares, el cual funciona como área de conservación (Figura 1), se localiza entre las coordenadas geográficas 29°22.45' y 28°42.21' N; 102°56.23' y 102°21.08' O; a una altitud de 1182 m. La precipitación promedio anual es de 237.4 mm, siendo el mes de julio el de mayor precipitación (27.26 mm) y en febrero se presentó la menor precipitación (1.58 mm); la temperatura promedio anual es de 21.5 °C, siendo el mes de Junio el de mayor temperatura (29.8 °C) y enero/diciembre los meses más fríos (5 °C). Durante los años 2011-2013 se registró un periodo extremadamente seco en la zona, donde la precipitación promedio ascendió a los 65 mm, datos obtenidos de la estación climática Rancho Los Pilares del INIFAP, ubicada en el municipio de Acuña. Los suelos predominantes son castañozems cálcicos, rendzinas, vertisoles crómicos, litosoles y regosoles calcáricos (SPP 1982a; 1982b; 1983). Los tipos de vegetación presentes son: bosques de encino (*Quercus*), pino (*Pinus*) y oyamel (*Abies*); matorral submontano, zacatal y matorral desértico chihuahuense, que incluye los matorrales micrófilo, rosetófilo, comunidades gipsófilas y halófilas (INE-SEMARNAP, 1997). Las parcelas experimentales se ubicaron en el matorral desértico micrófilo y rosetófilo.

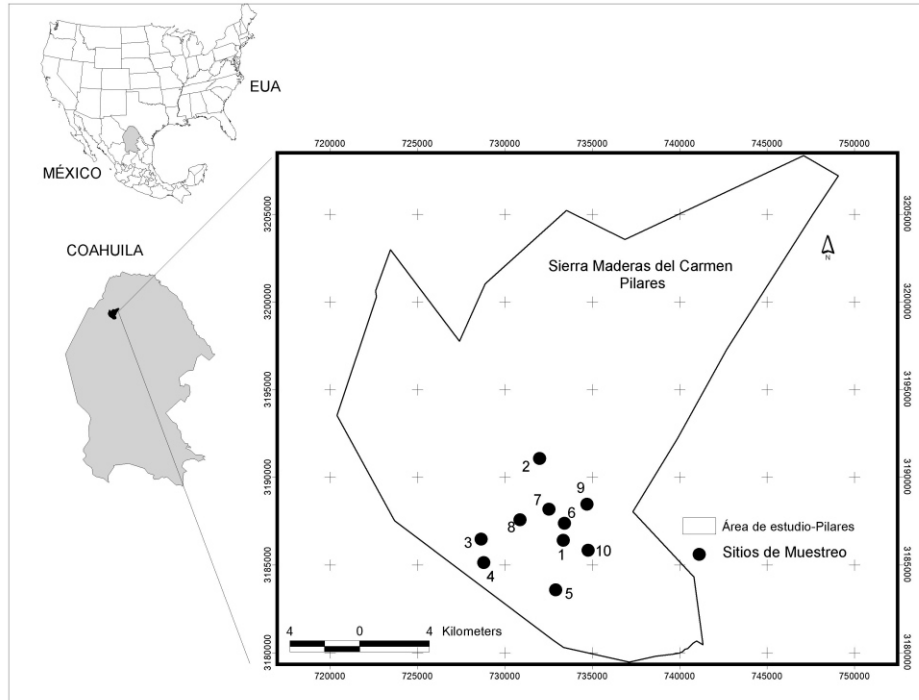


Figura 1. Localización del área de estudio.

En la primavera de 2014 se seleccionaron cinco tratamientos dentro del matorral desértico micrófilo y cinco en el matorral desértico rosetófilo en un mismo tipo de suelo con pendiente menor a 5°, regosol calcárico; los tratamientos fueron: 1) Testigo (MDMt), 2) Rodillo aireador aplicado en 2004 (RA04), 3) Rodillo aplicado en 2008 (RA08), 4) Rodillo implementado en 2011 (RA11) y 5) Área incendiada en 2011 (IN11). En cada uno de los tratamientos se estableció una parcela georeferenciada con una superficie de 1024 m² (32 m X 32 m) para toma de muestras de suelo. En cada parcela se obtuvieron 4 muestras de suelo de 1.5 kg a una profundidad de 0-30 cm para el análisis de propiedades fisicoquímicas en laboratorio (DOF, 2002); además fueron colectadas cuatro muestras sin disturbio para determinar el coeficiente de permeabilidad, en laboratorio se llevó a cabo el procedimiento del método de análisis de permeabilidad del suelo especificado por el JIS (Das, 1997). Igualmente, se obtuvieron muestras de suelo para determinar la densidad aparente del mismo por el método del cilindro (Pennock, *et al.* 2008). Para los análisis de permeabilidad y densidad aparente se obtuvieron muestras a dos profundidades (0-10 cm, y 10-20 cm).

Los análisis realizados en laboratorio fueron: contenido de materia orgánica a través del Método AS-07-NOM-021-RECNAT-2000, Walkley/Black (DOF 2002), reacción de suelo (pH) con el Método AS-23-NOM-021-RECNAT-2000 (DOF 2002), la Conductividad Eléctrica del extracto de saturación Método AS-18 NOM-021 RECNAT-2000 (DOF 2002), la Textura de suelo Método AS-09 NOM-021 RECNAT-2000, Densímetro de Bouyoucos (DOF 2002), el color del suelo fue determinado mediante el Método AS-22 NOM-021 RECNAT-2000, Carta de Color de Munsell (DOF 2002); la infiltración de suelo con el método del infiltrómetro de doble cilindro y la resistencia mecánica a la penetración con el soil hardness tester Yamanaka (Carrasco *et al.* 2012), la capacidad de campo y el punto de marchitamiento permanente con el método de la Olla de Presión (López-Ritas, 1967) utilizados para determinar el porcentaje de agua útil.

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron en el programa SPSS® (Statistical Package for Social Sciences, versión estándar 22 para Windows, SPSS INC., Chicago, IL.). Para probar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas para las variables analizadas los datos se sometieron a la prueba de Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors (Gómez *et al.* 2003). Las variables fueron transformadas para inducir a la distribución normal: conductividad eléctrica (CE) se transformó a cuadrado del inverso, porcentaje de materia orgánica (MO) se transformó a arcoseno raíz cuadrada de la proporción, coeficiente de permeabilidad (k) se transformó a raíz cuadrada del inverso, el pH se elevó a la décima potencia, Infiltración acumulada (IAc) y la resistencia mecánica a la penetración (RMP) fueron transformadas a logaritmo (McCune y Grace, 2002). Para conocer la relación entre las variables y la medida en la que éstas se relacionan se determinó el coeficiente de correlación de Spearman (Lahura, 2003), se utilizó el análisis de varianza para detectar diferencias significativas entre los tratamientos (Ott, 2001) y la comparación de medias por el método de

Tukey $\alpha=0.05$ fue realizada para apoyar la credibilidad de la tasa de error (Walpole *et al.* 1999).

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se presentan las estadísticas descriptivas y los resultados de la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov, con la corrección de Lilliefors, para las variables originales (K-S). El coeficiente de Spearman mostró una fuerte correlación negativa entre la densidad aparente, la conductividad eléctrica (-0.476) y la materia orgánica (-0.537); además se observó una correlación positiva entre la densidad aparente y el pH (0.409). La conductividad eléctrica presenta una fuerte correlación positiva con la materia orgánica (0.701) y el agua útil (0.305); mientras que con el pH (-0.401) presenta una correlación negativa. La materia orgánica presenta una fuerte correlación negativa con el pH (-0.292) y una correlación positiva con el agua útil (0.235 (Tabla 2).

Tabla 1. Estadísticas descriptivas y Prueba de normalidad de Kolmogorov – Smirnov, con la corrección de Lilliefors, para variables originales (K-S).

Variable	n	Media	Mediana	DE	V Min	V Max	CV%	K-S	Valor de p
Densidad Aparente DA (g cm ⁻³)	80	1.14	1.15	0.13	.74	1.42	11.71	.074	.200*
Conductividad Eléctrica CE (μS s ⁻¹)	80	73.3	62.7	29.4	45.8	186.7	40.13	.224	.000
Materia orgánica MO (%)	80	2.39	1.94	1.30	.48	5.30	54.64	.142	.000
Reacción de suelo pH	80	7.56	7.59	0.14	7.18	7.87	1.92	.122	.005
Permeabilidad k (cm s ⁻¹)	80	0.03	0.00	0.12	.00	.96	376.43	.474	.000
Agua útil AU (%)	80	12.94	12.47	6.01	.91	26.59	46.43	.078	.200*
Infiltración Acumulada I Ac (cm h ⁻¹)	90	231.3	212.5	121.8	54	557	52.66	.119	.003
Resistencia mecánica a la penetración RMP (kg cm ⁻²)	40	4.91	5.00	1.95	1.54	9.04	39.77	.158	.013

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman para las variables estudiadas.

	DA	CE	MO	pH	K	AU
Densidad Aparente DA (g cm ⁻³)	1	.001	.001	.001	.602	.210
Conductividad Eléctrica CE (μS s ⁻¹)	-.476**	1	.001	.001	.199	.006
Materia orgánica MO (%)	-.537**	.701**	1	.009	.372	.036
Reacción de suelo pH	.409**	-.401**	-.292**	1	.860	.161
Permeabilidad K (cm s ⁻¹)	-.059	.145	.101	.020	1	.319
Agua útil AU (%)	-.142	.305**	.235*	-.158	.113	1

§ Triangular inferior y valores de p bilaterales en la triangular superior (n = 80).

El coeficiente de correlación de Spearman realizado para los promedios de los tratamientos mostró que la densidad aparente presenta correlaciones positivas con el pH (0.636) y la dureza (0.661), mientras que con la conductividad eléctrica (-0.891) y la materia orgánica (-0.867) presenta correlaciones negativas. La conductividad eléctrica presenta correlación positiva con la materia orgánica (0.794) y correlación negativa con el pH (-0.685) y la dureza (-0.867). El pH presentó correlación negativa con el agua útil (-0.770) (Tabla 3).

Tabla 3. Coeficientes de correlación de Spearman para los promedios de los tratamientos en las variables estudiadas.

	DA	CE	MO %	pH	K	AU %	I Ac	Dureza
Densidad Aparente DA (g cm ⁻³)	1	.001	.001	.048	.651	.276	.803	.038
Conductividad Eléctrica CE (μS s ⁻¹)	-.891**	1	.006	.029	.777	.060	.829	.001
Materia orgánica MO (%)	-.867**	.794**	1	.138	.934	.276	.777	.090
Reacción de suelo pH	.636*	-.685*	-.503	1	.651	.009	.855	.090
Permeabilidad K (cm s ⁻¹)	.164	-.103	-.030	.164	1	.829	.489	.855
Agua útil AU (%)	-.382	.612	.382	-.770**	.079	1	.603	.108
Infiltración acumulada I Ac (cm h ⁻¹)	-.091	.079	.103	.067	.248	-.188	1	.803
Resistencia mecánica a la penetración (kg cm ⁻²)	.661*	-.867**	-.564	.564	-.067	-.539	-.091	1

§ Triangular inferior y valores de p bilaterales en la triangular superior (n = 10).

§§ Significancia.

Los resultados del análisis de varianza (Tabla 4), indican que para el modelo y el tratamiento todas las variables evaluadas presentaron diferencias significativas, a excepción del porcentaje de agua útil ($P = 0.108$). Considerando el factor vegetación (FA^a) las variables que presentaron diferencias significativas fueron la conductividad eléctrica ($P = 0.006$), la materia orgánica ($P = 0.007$) y el pH (0.001). Por otro lado, considerando el factor de los tratamientos rodillo e incendio (FB^b) todas las variables presentaron diferencias significativas. La interacción entre la vegetación y los tratamientos (FA * FB) mostró diferencias significativas para las variables materia orgánica ($P = 0.005$), permeabilidad ($P = 0.012$), pH ($P = 0.031$) y la infiltración acumulada ($P = 0.001$). Finalmente la profundidad solo mostró diferencias significativas para la materia orgánica ($P = 0.049$) y el pH ($P = 0.031$).

Los métodos de mejoramiento del hábitat implementados (RA e IN) en el matorral desértico rosetófilo disminuyeron la densidad aparente del suelo, en los tratamientos RA11 e IN11 el decremento fue de entre 12 y 20 % respecto al

testigo, así mismo en el tratamiento RA11 del matorral desértico micrófilo la densidad aparente disminuyó un 6%, resultado que coincide con el reportado Andrade-Limas *et al.* (2009) quien determinó, en un estudio realizado en praderas de Tamaulipas, que el rodillo aireador redujo el grado de compactación de suelo entre 18 y 36%. Del mismo modo Anriquez *et al.*, 2005 obtuvieron resultados similares a los de este estudio donde la DA fue menor al implementar el tratamiento de rodillo en ecosistemas semiáridos en el Chaco occidental en Argentina. Resultados similares obtuvo Nandapure *et al.* (2011) cuando evaluó los efectos a largo plazo del manejo integrado de nutrientes sobre las propiedades físicas del suelo vertisol en Akola India; asimismo, en China, Pei *et al.* (2008) durante el estudio que realizaron sobre los cambios en las propiedades del suelo y la vegetación en áreas de pastoreo y de exclusión obtuvo resultados similares donde la densidad aparente mostró ser sensible a los cambios en el manejo del área.

Tabla 4. Análisis de varianza para el modelo con dos criterios de clasificación, (Tratamiento y Profundidad o Tratamiento y Estación).

Variable	Modelo	Tratamiento	FA ^(a)	FB ^(b)	FA*FB	Profundidad	Prueba de Falta de Ajuste	Prueba de Levene ^(c)	
	F_(10, 69)	F_(9, 69)	F_(1, 69)	F_(4, 69)	F_(4,69)	F_(1, 69)	F_(9, 60)	F_(19, 60)	R²_{ajustado}
DA (g cm ⁻³) t ^(d)	5.13 (.001)	5.68 (.001)	2.78 (.100)	9.89 (.001)	2.20 (.078)	0.13 (.722)	0.34 (.958)	0.84 (.649)	34.31
CE (μS s ⁻¹) t ^(d)	11.10 (.001)	12.27 (.001)	8.12 (.006)	24.43 (.001)	1.16 (.338)	0.55 (.460)	0.82 (.604)	1.57 (.095)	56.12
MO (%) t ^(d)	10.36 (.001)	11.06 (.001)	7.77 (.007)	18.92 (.001)	4.03 (.005)	4.01 (.049)	1.38 (.218)	1.57 (.096)	54.22
K (cm s ⁻¹) t ^(d)	5.77 (.001)	6.40 (.001)	0.01 (.996)	10.91 (.001)	3.49 (.012)	0.15 (.697)	.088 (.999)	3.17 (.001)	37.67
pH t ^(d)	20.54 (.001)	22.29 (.001)	39.27 (.001)	24.54 (.001)	15.80 (.001)	4.82 (.031)	0.53 (.850)	2.84 (.001)	71.21
AU (%) ^(d)	1.66 (.108)	1.85 (.075)	0.01 (.979)	3.86 (.007)	0.29 (.883)	0.01 (.943)	1.29 (.259)	.49 (.957)	7.73
	Estación								
	F_(11, 78)	F_(9, 78)	F_(1, 78)	F_(4, 78)	F_(4,78)	F_(2, 78)	F_(9, 60)	F_(29, 60)	
IAC (cm h ⁻¹) t ^(d)	16.01 (.001)	19.16 (.001)	0.72 0.399	27.97 (.001)	14.96 (.001)	1.82 (.169)	1.77 (.051)	1.18 (.288)	64.97
	Estación								
	F_(12, 27)	F_(9, 27)	F_(1, 27)	F_(4, 27)	F_(4,27)	F_(3, 27)		F_(9, 30)	
RMP (kg cm ⁻²) t ^(d)	5.89 (.001)	7.66 (.001)	1.39 (.248)	14.28 (.001)	2.62 (.057)	0.55 (.653)		1.49 (.197)	60.05

§ Donde: DA = Densidad aparente, CE = Conductividad eléctrica, MO = Materia orgánica, K = Permeabilidad, pH = Reacción de suelo, AU = Agua útil, I Ac = Infiltración acumulada, RMP = Resistencia mecánica a la penetración.

Los parámetros de pH, k, CE y MO presentaron diferencias estadísticas, más sin embargo en la clasificación de suelos de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 los valores caen en la misma categoría por lo cual no se identifican diferencias relevantes para estos parámetros debido al efecto de los tratamientos. La materia orgánica y la densidad aparente fueron las únicas variables que presentaron diferencias estadísticas y se ubicaron en otra clasificación dentro de la Norma (Tabla 5). Las variables de pH y conductividad eléctrica no presentan cambios de categoría de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000, resultados que concuerdan con los obtenidos por Silva-Arredondo *et al.*, (2013) cuando analizó los cambios en las propiedades químicas del suelo impactado por la agricultura intensiva en el noreste de México, así mismo enfatiza la importancia de considerar las clasificaciones con el objetivo de detectar cambios que pueden ser relevantes para los propósitos de manejo. En otro estudio realizado por Rusan *et al.* 2007, donde se evaluaron los efectos sobre los parámetros de calidad de suelo y planta a largo plazo en la irrigación de cultivos con aguas residuales se constató que particularmente en las concentraciones de pH, Cu, Zn, Fe y Mn no se presentaron cambios apreciables en un periodo de 10 años, resultado que concuerda con este estudio donde el pH no presentó cambios apreciables de categoría en la norma utilizada en laboratorio.

Tabla 5. Clasificación NOM-021-SEMARNAT-2000.

Variable	Matorral desértico micrófilo					Matorral desértico rosetófilo				
	Testigo	RA04	RA08	RA11	IN11	Testigo	RA04	RA08	RA11	IN11
DA (g cm ⁻³)	B	M	B	MB	M	M	M	B	M	MB
CE (μS s ⁻¹)	Efectos depreciables de la salinidad									
MO (%)	M	B	B	A	A	B	M	B	M	A
pH	Medianamente alcalino									

§Clasificación para MO y DA: MB = Muy bajo B= Bajo M = Medio A = Alto

La prueba de medias de Tukey $\alpha=0.05$ de la densidad aparente del suelo mostró dos grupos y un subgrupo (Tabla 6), donde: los tratamiento MDMRA11 (1.00 g

cm⁻³) y MDRIN11 (1.01 g cm⁻³) se ubican en el grupo con menor compactación de suelo (grupo *a*), ubicándose en una clasificación de muy baja. Los tratamientos MDRt (1.26 g cm⁻³), MDRRA04 (1.25 g cm⁻³), MDRRA08 (1.20 g cm⁻³) y MDMRA08 (1.19 g cm⁻³) se ubicaron en el grupo con las medias más elevadas, es decir mostraron ser los tratamientos con mayor compactación de suelo (grupo *b*).

La conductividad eléctrica CE presentó dos grupos definidos y cuatro subgrupos, en el grupo *a* se ubicó el tratamiento MDMRA11 (137.3 $\mu\text{S s}^{-1}$) con la CE más elevada; en el grupo *d* se ubicaron los tratamientos: MDMRA04 (56.3 $\mu\text{S s}^{-1}$), MDRt (56.2 $\mu\text{S s}^{-1}$) y MDRRA04 (55.9 $\mu\text{S s}^{-1}$) con la menor CE. La materia orgánica (MO) presentó dos grupos definidos y cuatro subgrupos, en el grupo *a* se ubicó el tratamiento MDRt (1.31 %) con el menor contenido de MO y en el grupo *d* se localizaron los tratamientos MDMRA11 (3.96%) y MDMIN11 (3.73%) con el mayor porcentaje de MO. Algunos autores mencionan que las prácticas de manejo afectan la calidad del suelo, la dinámica de nutrientes y las propiedades químicas (Wiel-Shafran *et al.* 2005; Lauber *et al.* 2008; Zhang *et al.* 2013; Zhang *et al.*, 2014), además que bajo prácticas de manejo sustentables se puede incrementar la actividad enzimática del suelo y por tanto la calidad del mismo (García-Ruz *et al.* 2008). Del mismo modo, Velásquez *et al.* 2007 en su estudio sobre indicadores de calidad de suelo en Colombia determinó que la materia orgánica es uno de los parámetros que indican la calidad y el aprovechamiento de carbono (C) secuestrado en el suelo debido a que en suelos erosionado tiende a disminuir la cantidad de materia orgánica dependiendo de las prácticas de uso de suelo. Montañaño *et al.* (2006) determinó que los bajos contenidos de materia orgánica es el resultado de la limitada presencia de vegetación arbustiva, resultados que difieren con los obtenidos en el presente estudio donde el mayor porcentaje de materia orgánica se observó en los tratamientos de RA11 e IN11 en el matorral desértico rosetófilo respecto al tratamiento testigo (MDRt), resultados que son atribuidos al aporte de materia vegetal al suelo por acción del rodillo más que por la cobertura vegetal y la densidad arbustiva. Celaya y

Castellanos (2011) mencionan que *Larrea tridentata* favorece islas de fertilidad y acumula bajo su dosel mayor concentración de nutrientes, capacidad para retener agua y actividad microbiana, lo cual pudiera explicar los resultados obtenidos en los tratamientos RA11 e IN11 del matorral desértico micrófilo donde una de las especies dominantes es la *Larrea tridentata* (Medina *et al.* 2016) y donde se observa los mayores contenidos de materia orgánica debido al aporte reciente de biomasa de esta especie en el suelo por la acción del rodillo. En contraste, en otro estudio realizado por Kabzems y Haeussler (2005) sobre las propiedades del suelo y la respuesta de la vegetación, después de establecer tratamientos donde removieron la materia orgánica, éstos no presentaron diferencias significativas. En el presente estudio el uso de rodillo aireador funcionó bien a corto plazo ya que incrementó la MO pero no mantuvo el incremento, por otra parte un sistema agroforestal incrementa a través del tiempo el contenido de MO, como lo demuestra Murray *et al.* (2014). Stevens (2008) menciona que la MO es responsable de la naturaleza de muchas propiedades del suelo como la compactación, la fertilidad, la retención de agua, la estabilidad de la estructura del suelo; en el presente estudio los resultados son muy similares respecto a la relación entre la MO y la densidad aparente para todos los tratamientos y la MO con la permeabilidad y la IAc donde se observa claramente una relación positiva entre dichas variables para los tratamientos RA04 del MDM y del IN11 de ambos tipos de vegetación. Por su parte, la reacción de suelo (pH) mostró dos grupos definidos y cinco subgrupos; donde en el grupo *a* se ubicó el tratamiento MDRIN11 (7.40) con el pH más bajo y en el grupo *d* se localizó el tratamiento MDRRA04 (7.73) con el mayor pH.

La permeabilidad de suelo mostró tres grupos definidos, en el grupo *a* se ubicó el tratamiento MDRRA11 (0.298 cm s⁻¹), en el grupo *b* se agruparon los tratamientos MDMt (0.004 cm s⁻¹), MDMRA04 (0.004 cm s⁻¹), MDMRA11 (0.002 cm s⁻¹), MDMIN11 (0.004 cm s⁻¹), MDRt (0.005 cm s⁻¹), MDRRA04 (0.004 cm s⁻¹), MDRRA08 (0.003 cm s⁻¹), y MDRIN11 (0.004 cm s⁻¹); finalmente en el grupo *c* se ubicó el tratamiento MDMRA08 (0.007 cm s⁻¹).

La infiltración acumulada (IAc) presentó dos grupos definidos y cinco subgrupos, donde el tratamiento MDMRA11 (109.22 cm h^{-1}) presentó la menor infiltración acumulada ubicándose en el grupo a, mientras que en el grupo e se ubicó el tratamiento MDMIN11 (396.44 cm h^{-1}) con la mayor infiltración acumulada. El uso de rodillo aireador disminuyó la infiltración acumulada IAc en los tres tratamientos implementados respecto al testigo en ambos tipos de vegetación, en contraste el tratamiento MDMIN11 presentó la mayor IAc (396.44 cm h^{-1}) de todos los tratamientos, estos resultados difieren de los obtenidos por Velásquez *et al.* (2011) en donde implementó tres tratamientos: pastoreo continuo, exclusión al pastoreo y el paso de rodillo aireador, sin embargo la infiltración evaluada no presentó diferencias significativas entre sitios ni entre tratamientos.

Con respecto al parámetro resistencia mecánica a la penetración (RMP) se obtuvieron dos grupos y cuatro subgrupos, en el grupo a se ubicó el tratamiento MDRRA11 (2.19 Kg cm^{-2}) con la menor resistencia a la penetración y en el grupo d se ubicó el tratamiento MDRRA04 (7.19 Kg cm^{-2}). En los tratamientos de 2004 (MDMRA04 y MDRRA04) fueron en los que se presentó un incremento en la resistencia mecánica a la penetración, en el tratamiento del micrófilo el incremento fue de 4% y en el del rosetófilo fue de 37%, comparativamente con los tratamientos testigo. En contraste, en los tratamientos de rodillo del 2008 se observa una menor resistencia mecánica a la penetración de 24% en ambos tipos de vegetación; mientras que el tratamiento de RA11 del micrófilo la resistencia fue menor en un 45% y la del rosetófilo fue menor en un 59% con respecto al testigo. Finalmente el tratamiento IN11 del micrófilo el suelo presentó menor resistencia a la penetración en un 51% y en el tratamiento del rosetófilo la resistencia fue menor en un 18% respecto al tratamiento testigo. Asimismo, el uso de rodillo disminuyó la resistencia mecánica del suelo a la penetración (RMP) hasta en un 50% en relación al testigo del matorral desértico micrófilo, y hasta en un 59% en el tratamiento de MDRRA11 respecto al testigo; estos resultados concuerdan con los obtenidos por Ohep *et al.* (1998) en el cual analizó el efecto de la labranza sobre las propiedades físicas del suelo y determinó diferencias

significativas en la densidad aparente, macroporosidad, microporosidad y resistencia a la penetración para los tratamientos de labranza; la similitud de los resultados se puede deber a que durante la labranza y el uso de rodillo aireador se logra roturar el primer estrato del suelo.

1 **Tabla 6. Medias por tratamiento y resultado de la prueba de rango múltiple de Tukey, $\alpha = 0.05$.**

Variable ↓	Tratamiento (nivel de factor A, nivel del factor B)									
	MDMt	MDMRA04	MDMRA08	MDMRA11	MDMIN11	MDRt	MDRRA04	MDRRA08	MDRRA11	MDRIN11
	(1, 1)	(1, 2)	(1, 3)	(1, 4)	(1, 5)	(2, 1)	(2, 2)	(2, 3)	(2, 4)	(2, 5)
DA (g cm ⁻³)	1.171	1.173	1.193	1.002	1.097	1.265	1.255	1.201	1.108	1.010
R. P. Tukey	ab	ab	b	a	ab	b	b	b	ab	a
CE ($\mu\text{S s}^{-1}$)	67.295	56.254	58.667	137.313	79.621	56.179	55.892	60.263	91.308	70.338
R. P. Tukey	bcd	d	cd	a	bc	d	d	cd	ab	bcd
MO (%)	2.947	1.333	1.485	3.960	3.729	1.312	1.844	1.361	2.831	3.128
R. P. Tukey	cd	ab	ab	d	d	a	abc	ab	bcd	cd
pH	7.559	7.662	7.561	7.431	7.617	7.571	7.728	7.608	7.479	7.408
R. P. Tukey	abc	cd	abc	ab	bcd	abcd	d	abcd	ab	a
K (cm s ⁻¹)	.0039	.0038	.0007	.0021	.0042	.0046	.0047	.0028	.2982	.0040
R. P. Tukey	b	b	c	b	b	b	b	b	a	b
AGUA ÚTIL (%)	15.139	8.744	12.398	16.398	12.120	12.998	10.161	11.319	17.755	12.396
R. P. Tukey	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
IAC (cm h ⁻¹)	327.11	228.56	112.56	109.22	396.44	253.33	119.67	254.89	185.89	326.11
R. P. Tukey	de	cd	ab	a	e	cde	ab	cde	bc	de
RMP (kg cm ⁻²)	6.69	6.97	5.11	3.64	3.23	5.26	7.19	4.56	2.19	4.31
R. P. Tukey	cd	cd	bcd	abc	ab	bcd	d	bcd	a	bcd

2 § Medias con distinta letra en una hilera son estadísticamente diferentes (Tukey, $p \leq 0.059$).

CAPÍTULO 4

EVALUACIÓN DE LA DEPOSICIÓN/EROSIÓN DE SUELO EN EL MATORRAL DESÉRTICO DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue evaluar la erosión/deposición de suelo en los matorrales desértico micrófilo y rosetófilo impactados por pastoreo ancestral, considerando la aplicación de técnicas de restauración ecológica: rodillo aireador e incendios naturales ocurridos en diferentes periodos en el Desierto Chihuahuense. Para registrar el comportamiento del suelo en cada tratamiento se establecieron de manera aleatoria diez tratamientos: testigos (MDMt y MDRt), rodillo aireador aplicado en 2004 (MDMRA04 y MDRRA04), 2008 (MDMRA08 y MDRRA08), 2011 (MDMRA11 y MDRRA11) y área incendiada 2011 (MDMIN11 y MDRIN11) y en cada tratamiento se establecieron cinco transectos permanentes. Para medir la deposición/erosión del suelo en cada tratamiento se usó un dispositivo portátil descrito por Kornecki *et al.* (2008), que permiten registrar la deposición/erosión del suelo en cada uno de los tratamientos. Los resultados de la evaluación, mostraron que cinco tratamientos presentaron deposición de suelo MDMT ($45.61 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), MDMRA11 ($11.38 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), MDRRA04 ($3.03 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), MDRRA11 ($14.80 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y MDRIN11 ($31.57 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); los tratamientos que presentaron erosión fueron MDMRA04 ($2.84 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), MDMRA08 ($7.15 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), MDMIN11 ($49.17 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), MDRt ($9.45 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y MDRRA08 ($21.33 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis no exhibió diferencias significativas entre los tipos de vegetación ($P = 0.553$), si se presentaron diferencias entre los tratamientos ($p = 0.001$), entre la interacción vegetación-tratamientos ($p = 0.001$) y entre el uso de rodillo e incendio ($p = 0.001$). Los resultados muestran que el uso de rodillo aireador como técnica de rehabilitación de la cubierta vegetal en ecosistemas áridos es una herramienta efectiva, ya que promueve la retención y deposición de suelo a corto plazo través

de la rápida recuperación de la diversidad de herbáceas y pastos que ayudan en la protección del suelo. El incendio mostró no ser una alternativa de manejo en el matorral desértico micrófilo ya que se pierde suelo.

Introducción

La degradación del suelo es considerado el mayor problema ambiental que amenaza la producción mundial de alimentos (Cotler *et al.* 2011), el cual implica una disminución en la calidad de suelo o reducción de los atributos de un suelo en relación a funciones determinadas de valor para el ser humano (Lal, 2001). Se menciona que los cambios más importantes que se han desarrollado en el suelo en los últimos dos siglos son consecuencia de las actividades humanas, las cuales han acelerado las tasas de erosión de retorno de nutrientes (McNeill y Winiwarter, 2004); principalmente debido al abandono de las tierras agrícolas (Koulouri y Giourga, 2007) y a las malas prácticas (Sibello y Febles, 2011). Siendo la erosión de suelo uno de los mayores procesos de desertificación y degradación principalmente en las regiones áridas y semiáridas (Ahmadi, 2005) y constituye un problema grave al cual se enfrentan los seres humanos (Othman y Ruslan, 2012) pues involucra indirectamente un impacto económico y social (Brunel y Seguel, 2011); aunado al incremento poblacional, los impactos antropogénicos negativos sobre la pérdida del suelo también se incrementan (Shi y Shao, 2000). Los efectos directos de la erosión inciden en la pérdida de retención de agua en el suelo y la disminución de la productividad de los procesos agrícolas; mientras que los indirectos incluyen la acumulación de sedimentos en ríos, lagos o humedales, deteriorando su calidad (Chmelová y Sarapatka, 2002, tomado de Alvarado-Cardona *et al.* 2007).

La erosión es un movimiento de suelo superficial provocado por la lluvia y/o el aire, que resulta en la reducción de la profundidad del horizonte superior, cambios en las características del suelo y la alteración de su capacidad para soportar el desarrollo de la planta (Christensen y McElyea, 1988; Brunel y Seguel, 2011). Los procesos fundamentales de un ecosistema están influenciados principalmente por cambios en las prácticas agrícolas y el manejo del recurso suelo, afectando las funciones del ecosistema (Koulouri y Giourga, 2007). El

análisis del cambio de uso de suelo permite entender las causas y consecuencias de las tendencias de los procesos de degradación, desertificación, disminución de la biodiversidad y, en general, pérdida del capital natural y cultural (Mas *et al.* 2009).

La erosión de suelo puede ser una manifestación de la degradación de suelo, ya que envuelve la eliminación física del suelo en dirección vertical y/o horizontal y disminuye la calidad de suelo (Lal, 2001). Es un proceso que siempre ha existido y en tiempos geológicos pasados fue incluso mucho más activa (Cerdeña, 2001). En la actualidad, se estima que a nivel mundial la erosión se lleva de 25 a 40,000 millones de toneladas de la capa arable del suelo cada año (FAO, 2015). En México, se estima que el 42.04% del territorio nacional está afectado por algún tipo de erosión hídrica y que el 88.96% presenta algún grado de erosión eólica (SAGARPA, 2013). De acuerdo a las estimaciones de la SEMARNAT-UACH (2002) el 31.79% de la superficie estatal (4, 787, 000 ha) presenta diferentes grados de erosión hídrica, las cuales varía desde muy severa (0.96%) donde se ha perdido entre el 75 al 100% de la capa arable, hasta leve y moderada (25.35%) donde se reportan pérdidas del 25 al 50% de la misma (Martínez-Burciaga *et al.* 2010).

Desde hace varias décadas se han realizado investigaciones para conocer las tasas de erosión en México (Cotler, 2010), usando diversas metodologías tanto cualitativas como cuantitativas que van desde imágenes de satélite a modelos matemáticos y de trazadores de Cesio-137, siendo aún pocos los estudios sustentados en datos experimentales *in situ* (Saç *et al.* 2008; Cotler, 2011). Entre las metodologías más utilizadas se encuentra la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo, la cual se ha combinado con algunas otras tecnologías como los SIG (Gómez *et al.* 1997; Flores-López *et al.* 2003; Pando-Moreno *et al.* 2003; Santacruz 2011; Pérez-Nieto *et al.* 2012; Castro 2013). En este estudio se utilizó un dispositivo portátil usado previamente por Kornecki *et al.* 2008, con el cual se

estimó la erosión/deposición de suelo en áreas tratadas mecánicamente con rodillo aireador en diversos periodos de tiempo (2004, 2008 y 2011) e incendiadas en 2011 del matorral desértico micrófilo y rosetófilo. La hipótesis planteada fue que las áreas tratadas con rodillo no presentan erosión de suelo y que las áreas del incendio natural de ambos tipos de vegetación presentan erosión de suelo.

Materiales y métodos

La investigación se desarrolló en la Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA) denominada “Pilares”, aledaña a la Reserva Maderas del Carmen, ubicada en los municipios de Ocampo, Múzquiz y Acuña (Figura 1).

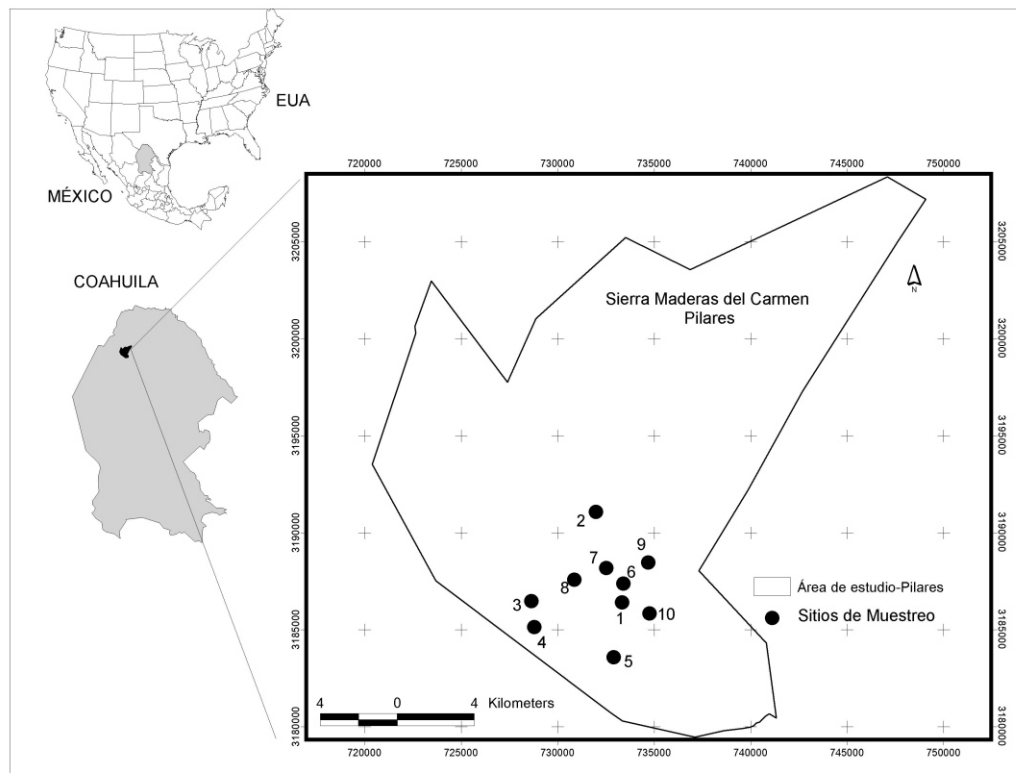


Figura 1. Localización del área de estudio.

Geográficamente se localiza entre las coordenadas 29°22.45' y 28°42.21' N; 102°56.23' y 102°21.08' O; a una altitud de 1182 m. La precipitación promedio anual es de 237.4 mm y la temperatura promedio anual es de 21.5 °C. De acuerdo a los datos climáticos de la estación Pilares del INIFAP durante el periodo 2011-2013 la precipitación promedio fue de apenas 65 mm, registrándose un periodo extremadamente seco en la zona.

Los suelos predominantes son castañozems cálcicos, rendzinas, vertisoles crómicos, litosoles y regosoles calcáricos (SPP 1982a; 1982b; 1983). Los tipos de vegetación presentes son: bosques de encino (*Quercus*), pino (*Pinus*) y oyamel (*Abies*); matorral submontano, zacatal y matorral desértico chihuahuense, que incluye los matorrales micrófilo, rosetófilo, comunidades gipsófilas y halófilas (INE-SEMARNAT, 1997). Las parcelas experimentales se ubicaron en el matorral desértico micrófilo, el cual cuenta con una extensión de 11,700 ha dentro del área (INEGI, 2014). Así mismo, las especies que destacan por su densidad en este tipo de vegetación son: *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville, *Flourensia cernua* DC., *Parthenium incanum* Kunth, *Fouquieria splendens* Engelm., *Parthenium argentatum* A. Gray, *Ephedra torreyana* S. Watson, *Prosopis glandulosa* Torr., entre otras (Alanis *et al.* 1996).

El rodillo utilizado dentro de las prácticas de mejora del hábitat para la fauna silvestre en las planicies de la Sierra Maderas del Carmen es de tipo “Lawson aerator”, de un peso de 11 toneladas, ensamblado a un tractor. Las cuchillas del rodillo miden aproximadamente 15 cm de largo, las cuales perforan el suelo, dejando pequeñas canaletas. En todas las áreas tratadas (2004, 2008 y 2011) el rodillo aireador fue implementado en los meses posteriores a la temporada de lluvias, principalmente durante junio y julio.

En la primavera de 2014 se seleccionaron y muestrearon cinco tratamientos en las áreas bajo manejo de hábitat de fauna silvestre dentro del matorral desértico micrófilo y cinco tratamientos en las áreas bajo manejo del matorral desértico

rosetófilo, considerando un mismo tipo de suelo, regosol calcárico con pendiente menor a 5°; los tratamientos fueron: 1) Testigo (MDMt), 2) Rodillo aereador aplicado en 2004 (RA04), 3) Rodillo aplicado en 2008 (RA08), 4) Rodillo implementado en 2011 (RA11) y 5) Área incendiada en 2011 (IN11) esta última fue producto de los incendios forestales que se presentaron en Coahuila en la primavera del 2011 (CONAFOR, 2011). El área de estudio no presenta pastoreo de ganado bovino desde 2000, solamente pastorea la fauna silvestre y en los tratamientos no se establecieron zonas de exclusión.

En cada uno de los tratamientos se estableció al zar una parcela georeferenciada con una superficie de 1024 m² (32 m X 32 m), y las cuales presentan variaciones en la pendiente (Tabla 1). En cada tratamiento se obtuvieron muestras de suelo a dos profundidades (0-10 cm, y 10-20 cm) para determinar la densidad aparente por el método del cilindro (Pennock, 2008).

Tabla 1. Pendiente en cada tratamiento.

MATORRAL DESÉRTICO MICROFILO		MATORRAL DESÉRTICO ROSETOFILO	
Tratamiento	Pendiente (%)	Tratamiento	Pendiente (%)
MDMt	1%	MDRt	6 %
RA04	1%	RA04	1 %
RA08	2%	RA08	3%
RA011	2%	RA011	2%
IN011	2%	IN011	4%

En cada tratamiento se establecieron cinco transectos permanentes de muestreo de la deposición/erosión de suelo, medición tomada con un dispositivo portátil similar al utilizado por Kornecki *et al.* (2008). (Figura 2) Las mediciones (lecturas) se realizaron cada seis meses durante un año, siendo: L0 = Lectura inicial, L1 = Lectura realizada a los seis meses de establecido el experimento y L2 = Lectura realizada a los 12 meses de establecido el experimento. Para conocer la pérdida/deposición de suelo en los primeros seis meses de establecido el experimento se obtuvo la diferencia de las lecturas L0 – L1 y para conocer la erosión/deposición anual se obtuvo la diferencia de las lecturas L0 – L2. Posteriormente se calculó la erosión/deposición de suelo en t ha⁻¹ con la fórmula: $X_{(ton/ha^{-1})} = Y \times DA * 10$, Donde: X = suelo erosionado/depositado (t ha⁻¹), Y =

Altura media del suelo erosionado/sedimentado (mm), DA = densidad aparente del suelo ($t\ m^{-3}$). Se midió el porcentaje de la pendiente en cada uno de los tratamientos (Cuadro 1).



Figura 2. Dispositivo portátil para medir erosión/deposición de suelo.

Análisis estadístico

Para probar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas para la variable erosión deposición de suelo, los datos se sometieron a la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov (Steel y Torrie, 1980). Los resultados demostraron que la mayoría de los datos no se distribuyeron normalmente, por lo que se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Ott, 1993) para detectar diferencias significativas con respecto a la erosión / deposición de suelo considerando los tipos de vegetación, los tratamientos y la interacción entre ambos. Posteriormente se realizaron las comparaciones de medias para determinar las diferencias existentes entre los tipos de vegetación, tratamientos y la interacción entre ambos.

Resultados

La prueba de Kolmogorov-Smirnov mostró que los datos no presentan distribución normal (Tabla 2), por lo cual se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, los resultados demostraron que existen diferencias significativas entre los tratamientos aplicados $P = 0.001$ respecto a la erosión/deposición de suelo, con respecto a los tipos de vegetación (FA) no se presentaron diferencias significativas $P = 0.553$ (Tabla 3). Asimismo, se observaron diferencias significativas con respecto al uso de rodillo e incendio (FB) $P = 0.001$ y con respecto a la interacción entre los tipos de vegetación (FA) y el uso de rodillo e incendio (FB) también se obtuvieron diferencias significativas $F(1, 1899) P = 0.001$.

Tabla 2. Estadísticas descriptivas y resultado de la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors para variables originales (K-S).

Variable	n	Media	Mediana	DE	V Min	V Max	CV %	K-S	Valor de p
Erosión/deposición de suelo	950	1.66	4.51	95.1	-380.7	374.7	57.3	0.118	0.000

DE = Desviación Estándar, V Min = Valor Mínimo, V Max = Valor Máximo, CV = Coeficiente de Variación, * = Es una cota inferior del verdadero valor.

Tabla 3. Resultados de la Prueba de Kruskal-Wallis, con dos criterios de clasificación (Tratamiento y sitios).

	Modelo Tratamientos	FA ^(a)	FB ^(b)	FA*FB
Variable	$F_{(10, 949)}$	$F_{(1, 949)}$	$F_{(4, 949)}$	$F_{(1, 1899)}$
Erosión / Deposición (Ton/ha) t ^(d)	p	p	p	p
	(.001)	(.553)	(.001)	(.001)

(a) FA = Vegetación, (b) FB = Uso de Rodillo e Incendio. Entre paréntesis se proporciona el valor de p.

De acuerdo a las medias de los tratamientos, en el matorral desértico micrófilo, el tratamiento con mayores diferencias significativas fue el IN11 con el testigo

(MDMt), con el MDMRA04 y con el MDMRA11. Asimismo, en el matorral desértico rosetófilo el tratamiento IN11 presentó diferencias significativas con el testigo (MDRt) y con el tratamiento MDRRA08 (Tabla 4). El tratamiento MDMIN11 presentó mayores diferencias significativas con los tratamientos: MDMRA04, MDMRA08, MDMIN11, MDRt y MDRRA08.

Tabla 4. Comparación de medias de los tratamientos.

TRAT	MDM					MDR					
	MEDIAS	t	RA04	RA08	RA11	IN11	t	RA04	RA08	RA11	IN11
T	579.54										
RA04	416.53	**									
RA08	577.01										
RA11	316.84	**		**							
IN11	437.41	**	**		**						
T	479.31				**	**					
RA04	372.79	**									
RA08	512.57				**	**			**		
RA11	597.57		**	**		**	**		**		

**Tratamientos con diferencia significativa (0.05).

En los tratamientos del matorral desértico micrófilo es donde se presenta la mayor erosión y deposición de suelo, siendo el testigo donde la deposición fue elevada ($45.61 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y el tratamiento de incendio natural fue el que presentó la mayor erosión ($49.17 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de todos los tratamientos (Figura 3). En dos tratamientos del matorral desértico micrófilo se observó deposición de suelo (MDMt = $45.61 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y MDMRA11 = $11.28 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), mientras que en los tratamientos de RA04 ($2.83 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), RA08 ($7.16 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) e IN11 ($49.17 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de este mismo tipo de vegetación se presentó erosión de suelo. En contraste, en el matorral desértico rosetófilo se presentó deposición de suelo en tres de los cinco tratamientos estudiados, siendo: MDRRA04 ($3.03 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), MDRRA11 ($14.80 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y MDRIN11 ($31.57 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); mientras que en el testigo (MDRt = $9.45 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y en el tratamiento MDRRA08 ($21.33 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) presentaron erosión de suelo.

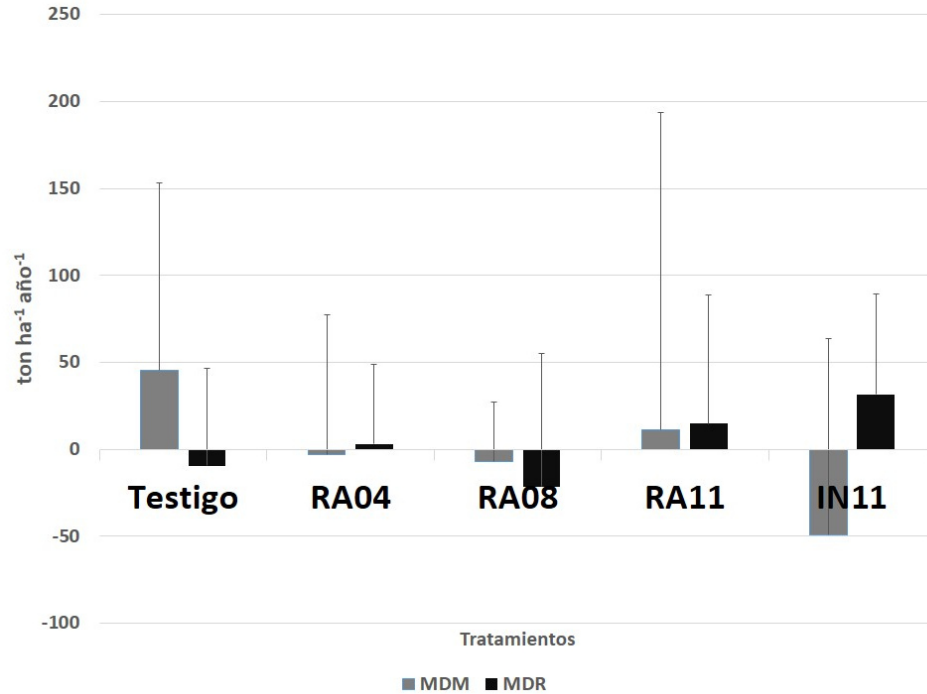


Figura 3. Promedios de erosión/deposición de suelo ($\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) de los tratamientos.

Al promediar la erosión/deposición de suelo por tipo de vegetación se obtuvo que, el matorral desértico micrófilo presentó una erosión de suelo de $0.45 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que el matorral desértico rosetófilo presentó una deposición de suelo de $3.72 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Por otro lado, considerando los cambios presentados entre los tratamientos con respecto a la erosión/deposición y tomando como referencia el testigo de cada uno de los tipos de vegetación tenemos que, en los tratamientos MDMRA04, MDMRA08 y MDMIN11 se presentó erosión de suelo; siendo en el tratamiento MDMIN11 una erosión mayor al 107% con respecto al tratamiento testigo (MDMt). En contraste, el tratamiento MDRt presentó erosión ($9.45 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) la cual se incrementó en un 225% en el tratamiento MDRRA08 ($21.33 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) mientras que en los tratamientos MDRRA04, MDRRA11 y MDRIN11 se presentó deposición de suelo con porcentajes superiores (156 y 333%) al observado en el tratamiento testigo del MDR.

Discusión

La erosión promedio observada en el matorral desértico micrófilo ($0.45 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se considera como nula, lo cual corresponde con los datos de la SEMARNAT-UACH (2002) donde se estima una erosión hídrica para el estado de Coahuila de tres tipos: nula (menor a $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), ligera ($5 \text{ a } 10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y moderada ($10 - 50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y una erosión eólica para el estado de tipo: moderada ($10-50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), alta ($50-200 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y muy alta (mayor a $200 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), este tipo de vegetación en el área se encuentra en los llanos bajos influenciados por las escorrentías de las montañas altas de la Sierra Maderas del Carmen y lomeríos sin embargo, presentan una pendiente suave (1-2%) lo cual podría explicar la poca pérdida de suelo. Contario a lo anterior el matorral desértico rosetófilo asociado a los lomeríos y bajadas de la sierra presentó una deposición de suelo de $3.72 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, a diferencia del matorral desértico micrófilo que se encuentra en los planos desérticos, este tipo de matorral presenta pendientes mayores al 2% y la ganancia de suelo, podría ser suelo arrastrado de la parte más alta de los lomeríos.

El tratamiento MDMIN11 que presentó mayor erosión de suelo ($49.17 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), considerado como erosión moderada de acuerdo a SEMARNAT-UACH (2002) lo cual puede ser atribuido a la escasa cobertura vegetal debido a la reciente remoción de la misma con el rodillo aireador, este resultado coincide con el de Espinosa-Ramírez *et al.* (2011) quienes analizaron la degradación de suelos presente en la Cuenca de Burgos, Tamaulipas y concluyen que el 74% de la zona se encuentra con algún tipo de degradación, siendo el más severo la erosión eólica, la cual relacionan con la escasa cubierta vegetal, el excesivo uso de rastro y la falta de barreras rompevientos como protección. La erosión presente en el matorral desértico micrófilo es ligera, aunque Ruiz y Febles (2004) mencionan que en zonas desérticas como el Altiplano Potosino-Zacatecano la erosión eólica se estima que puede llegar hasta las $300 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En contraste, en el tratamiento MDRIN11 ($31.57 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se presentó deposición de

suelo, lo cual difiere de los resultados obtenidos por Espinosa-Ramírez *et al.* (2011), esta diferencia es atribuida a la ubicación del tratamiento MDRIN11 el cual se localizó en una loma baja al pie de la montaña; lo cual concuerda con Cerdá (2001), quien menciona que las tasas de erosión dependen del clima, la pendiente y que la variabilidad temporal de la erosión está determinada principalmente por los cambios en la cubierta vegetal y la erosionabilidad de la lluvia. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Wainwright *et al.* (2000), en su estudio sobre las interacciones entre la vegetación, los flujos de corriente y la erosión, donde analiza la distancia de la pendiente descendiente y muestra que la tasa de erosión aumenta pendiente abajo y luego disminuye; este patrón puede ser explicado en términos de los cambios descendientes de ladera en la distribución de profundidades y velocidades, en lugar de los cambios en sus valores medios.

La deposición de suelo presente en el testigo del matorral desértico micrófilo (MDMt = 45.61 t ha⁻¹ año⁻¹) es atribuido a la protección que provee la cobertura vegetal al suelo, este resultado coincide con los obtenidos por Medina *et al.* (2016) en el estudio realizado en el matorral desértico micrófilo en áreas bajo tratamiento y observó que en el MDMt se encontró un bajo número de especies pero un número elevado en cuanto a la abundancia. Por otro lado, en el tratamiento MDMIN11 la erosión fue mayor en un 100% del suelo depositado en el tratamiento testigo de este mismo tipo de vegetación, estos resultados coinciden con Imeson y Curfs (2007), el cual menciona que la erosión puede aparecer como consecuencia de los incendios forestales, sobre todo si éstos se repiten; el suelo se va alterando con el paso del ganado y/o la fauna silvestre que consume la vegetación posterior al incendio. Del mismo modo, algunos autores mencionan que la combinación de los efectos del fuego pueden iniciar, acelerar o mantener los procesos de degradación del suelo en las tierras áridas y semiáridas con implicaciones ecohidrológicas, biogeoquímicas y socioeconómicas (Huxman *et al.* 2005; D'Odorico *et al.* 2013). En este mismo contexto, Li *et al.* (2009) menciona que la erosión y deposición de sedimentos

después de disturbios altera los patrones espaciales de los nutrientes en los suelos de las áreas secas o desiertos. La pérdida de suelo en el tratamiento MDMIN11 puede estar relacionada con diversos factores, como menciona Certini (2005) que los incendios pueden incrementar la hidrofobicidad, la erosión, deterioran la estructura y porosidad del suelo, la pérdida de nutrientes y la lixiviación, esta aseveración puede estar relacionada con los datos obtenidos en el matorral desértico micrófilo ya que en el tratamiento MDMIN11 se estimó una pérdida de $49.17 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ sin embargo, Cydzik y Houge, (2009) evaluaron la respuesta post fuego del suelo y sus propiedades, y mencionan que para tener datos confiables respecto a la recuperación de las condiciones del suelo y la respuesta de éste a la escorrentía es recomendable llevar a cabo evaluaciones mayores a tres años. Contario a lo anterior, en el tratamiento MDRIN11 se estimó una ganancia de $31.57 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que pudo ser influenciada por la pendiente (4%) debido a que el sitio de muestreo se estableció en la parte baja de un lomerío donde posiblemente hubo depósitos de suelo arrastrado de la parte más alta del lomerío.

En dos de los tratamientos donde se usó rodillo en el matorral desértico micrófilo (MDMRA04 Y MDMRA08) se presentó erosión de suelo aunque ésta sigue considerándose ligera (2.84 y $7.15 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y en el tratamiento MDRRA08 ($21.33 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), estos resultados concuerda con los obtenidos por Wu *et al.* (2008) donde analizó la erosión de suelo en diversos tratamientos considerando tres categorías de degradación de pastizal: ligera, moderada y alta; demostrando que la erosión de suelo ocurrió incluso en los pastizales levemente degradados y la tasa más elevada de erosión fue observada en el tratamiento de degradación de pastizal alto. En contraste, Andrade-Limas (2009) determinó en su estudio de rehabilitación de praderas con el uso de rodillo aireador que la erosión de suelo (a través de la producción de sedimentos) no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos estudiados, por lo que la descompactación de la capa superficial del suelo propiciada por el rodillo no promovió la degradación de suelo.

La erosión promedio existente en el matorral desértico se clasifica como ligera de acuerdo a los datos obtenidos, resultados que difieren con las clasificaciones que presenta SEMARNAT-UACH (2002) para el estado de Coahuila, donde la erosión está clasificada principalmente como moderada y alta o severa. La disparidad de los resultados actuales con los ya mencionados por los autores son atribuidos a la escala de cada uno de los experimentos, siendo en el actual una evaluación *in situ*; mientras que en los antes mencionados se trabajó a escalas más amplias. Asimismo, Bommanna y Droppo (2006) realizó otro estudio *in situ* para medir la erosión y la estabilidad de los depósitos de sedimentos en el Puerto de Hamilton, Canadá, obteniendo resultados muy similares a los obtenidos en la presente investigación donde la erosión se clasifica como ligera, lo cual permite aseverar que la escala espacial juega un papel fundamental en la fineza de los resultados obtenidos.

CONCLUSIONES

El tratamiento mecánico y el incendio no modificaron significativamente la estructura y composición del matorral desértico micrófilo, sin embargo, el tratamiento con rodillo aireador mostró ser una alternativa viable para disminuir la dominancia a corto plazo de especies no deseadas en términos de manejo de vida silvestre como *Larrea tridentata*, *Opuntia engelmannii* y *Agave lechuguilla*. En contraste, el incendio mostró ser una buena alternativa para incrementar la biodiversidad, promover la regeneración, presencia y dominancia de nuevas especies en el matorral desértico micrófilo del Desierto Chihuahuense.

Al igual que en el matorral desértico micrófilo en el rosetófilo los tratamientos mecánicos e incendio natural tuvieron diferencias con respecto a la diversidad y riqueza de especies en más de la mitad de los tratamientos, deduciendo que el rodillo aireador y el fuego aportan beneficios en el mejoramiento del hábitat de la fauna silvestre en este tipo de matorral, estimulando el crecimiento y desarrollo de nuevas especies vegetales. El incendio natural tuvo una respuesta positiva mayor al tratamiento de rodillo aplicado ese mismo año con respecto a la diversidad de especies ya que estimuló la presencia de herbáceas y disminución de especies dominantes y menos deseables *Agave lechuguilla* y *Larrea tridentata*, ambas, poco tolerante al fuego. Con respecto al análisis de cobertura a corto plazo, ambos tratamientos tuvieron un efecto positivo similar, ya que disminuyeron la cobertura de especies comunes en este tipo de matorral como *Prosopis glandulosa*, *Acacia constricta*, *Zizipus obstusifolia*, *Agave lechuguilla* y *Opuntia engelmannii*.

En ambos tipos de vegetación tanto el tratamiento mecánico como el incendio natural tuvieron efectos positivos a corto plazo, sin embargo, las especies dominantes y menos deseables como *Larrea tridentata* y *Agave lechuguilla* tienden a recuperar su estado en un periodo no mayor a cinco años, incluso en el caso del rodillo aireador por su capacidad de triturar y dispersar, este

contribuye a que especies comunes como *Opuntia engelmannii* pasen a ser dominantes debido a que presentan reproducción vegetativa. Si los objetivos del mejoramiento del hábitat es mantener una baja cobertura y dominancia de especies menos deseables como *Larrea tridentata* y *Agave lechuguilla* y estimular el crecimiento de herbáceas, el fuego aplicado en forma prescrita podría ser una mejor alternativa, ya que cumple con los mismos objetivos que el rodillo aireador con respecto a la disminución de la cobertura, incremento de la biodiversidad, promoción de la regeneración, y eliminación de especies con baja tolerancia al fuego, además que a diferencia del rodillo aireador no influye en la propagación de *Opuntia engelmannii*.

Al igual que en la vegetación el tratamiento con rodillo aireador tiene efectos importantes sobre las propiedades del suelo, los resultados indican que en los primeros tres años de establecido el tratamiento de rodillo aireador la materia orgánica y la conductividad eléctrica se incrementan mientras que disminuye la resistencia mecánica a la penetración, la infiltración acumulada y el pH, si bien los incrementos en la conductividad eléctrica no son relevantes de acuerdo a la norma de laboratorio utilizada, ya que no hay cambios en la valoración de este parámetro. El uso de tratamiento mecánico de rodillo aireador representa una buena alternativa para incrementar la permeabilidad y la materia orgánica de suelo a corto plazo, ya que la primera mostró incremento significativo en el matorral desértico rosetófilo. Sin embargo, después de un periodo de 8 a 10 años (tratamientos de 2004 y 2008) la materia orgánica y la infiltración acumulada disminuyen y se incrementa la densidad aparente y el pH; aunque este último parámetro no cambia de categoría en la Norma Oficial Mexicana 021 SEMARNAT 2000 si se presentan cambios estadísticos significativos. Asimismo, el fuego presenta ser una alternativa viable para incrementar la materia orgánica, la permeabilidad y la infiltración del suelo, ya que en esta investigación se obtuvieron resultados positivos con este tratamiento, siendo un incendio natural y aunque no hubo control en la intensidad y duración del mismo.

De acuerdo a los resultados comparando las dos técnicas con respecto a mejorar la estructura de la vegetación y propiedades del suelo, el manejo del fuego mediante quemas prescritas tiene menor costo, además de tener la ventaja de poder ser aplicado en mayor superficie en menor tiempo con resultados similares.

Con respecto a los efectos de los tratamientos en la erosión/deposición de suelo, la aplicación del rodillo aireador originó una erosión ligera en el matorral desértico micrófilo, y moderada en el matorral desértico rosetófilo, en los tratamientos establecidos en 2004 y 2008. Sin embargo en los tratamientos de 2011 se presentó una deposición de suelo mayor a las $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ por los beneficios que aporta el rodillo sobre la vegetación a corto plazo; por lo cual el uso del rodillo aireador debe ser periódico en las áreas bajo manejo con el fin de disminuir las pérdidas de suelo al incrementar la cobertura vegetal.

Los resultados obtenidos en este estudio sobre la pérdida de suelo en el tratamiento con incendio natural en el matorral desértico micrófilo no pueden considerarse contundentes para rechazar el uso del fuego como herramienta de mejoramiento de hábitat ya que el incendio se presentó en la época seca (abril) eliminando por completo la vegetación dejando el suelo desnudo por un periodo largo de tiempo lo cual pudo haber favorecido la erosión, además en esta época los vientos locales aumentan su intensidad y frecuencia en los llanos desérticos los cuales favorecen la erosión eólica, la cual está asociada a las zonas áridas y semiáridas del país. Para obtener beneficios con este tipo de tratamiento sería necesaria la planificación del uso del fuego en forma de quemas prescritas de tal forma de acortar los tiempos de la aplicación del tratamiento y el periodo de lluvias con la finalidad de dejar menos tiempo expuesto el suelo a la erosión eólica.

En el caso del matorral desértico rosetófilo donde el tratamiento de incendio natural tuvo ganancia de suelo en los sitios evaluados, contrario a lo ocurrido en el matorral desértico micrófilo, sería recomendable en un futuro, por las

características de este tipo de vegetación llevar a cabo muestreo a diferentes gradientes altitudinales, así como evaluar la influencia del tipo de vegetación y su estructura en la erosión/deposición de suelo como una manera de ampliar el conocimiento del fenómeno en este tipo de matorral.

Perspectivas

Este documento ha mostrado evidencia estadística sobre los efectos del uso de tratamientos mecánicos y los incendios en la estructura de la vegetación y el suelo en matorrales del Desierto Chihuahuense. Las técnicas evaluadas presentan resultados adecuados en periodos de tiempo a corto plazo (0-5 años) sin embargo, los resultados son específicos para la vegetación del Desierto Chihuahuense y posiblemente en otras comunidades vegetales los resultados pueden presentar tendencias diferentes ya que los resultados varían por la técnica empleada en el caso de los tratamientos mecánicos y por la intensidad en el caso de los incendios asimismo, los resultados pueden ser influenciados por el cambio climático, topografía del terreno, frecuencia de lluvias o época en que se realice el muestreo.

Futuros estudios podrían enfocarse a correlacionar los efectos del régimen de lluvias en los resultados de las técnicas de manejo de hábitat y evaluar la respuesta de la fauna silvestre hacia este tipo de actividades en zonas áridas, también sería importante evaluar las técnicas de rodillo aireador en la época húmeda con la finalidad de llevar a cabo comparaciones en la estructura de la vegetación y propiedades del suelo entre ambas épocas (seca y húmeda), así como evaluar el comportamiento de estas dos variables en quemas prescritas con la intensidad del fuego controlada; lo que permitiría ampliar nuestro juicio en la selección de la mejor técnica para ser recomendada para el mejoramiento o recuperación de hábitats degradados con base a sus resultados biológicos y costo de aplicación por hectárea.

Los incendios forestales no provocados son considerados la herramienta natural para mantener la biodiversidad en este tipo de ecosistemas, el fuego es el responsable del manteniendo la riqueza de hierbas y pastos, además de mantener un control en la dominancia de especies leñosas. Estudios llevados a cabo en tierras de agostadero degradadas por la invasión de especies no deseables, han identificado el rompimiento del régimen de fuego en áreas del Desierto Chihuahuense por causas antropogénicas como el sobrepastoreo, como la principal causa de los cambios en la estructura de la vegetación, afectando las poblaciones de fauna silvestre nativa por la mala calidad del hábitat.

Aun cuando la técnica mecánica e incendios naturales dan resultados similares, desde nuestro punto de vista el uso de fuego como herramienta de manejo en hábitats alterados podía ser la alternativa más adecuada debido a su bajo costo lo cual permite su aplicación en grandes superficies en menor tiempo. Sin embargo, en ocasiones es necesaria la conjugación de ambas técnicas, por ejemplo; en áreas desprovistas de vegetación el rodillo aireador es el primer paso para descompactar el suelo y mejorar la infiltración para estimular el banco de semillas o en su caso la siembra de pastos nativos, una vez recuperada la cobertura vegetal, el uso de fuego sería la segunda etapa de mejoramiento del hábitat.

BIBLIOGRAFÍA

- Ahlstrand, G.M. 1982. Response of Chihuahuan Desert Mountain Shrub Vegetation to Burning. *Journal of Range Management*, 35(1): 62-65.
- Ahmadi H. 2005. Introduction to Iranian Model of Desertification Assessment (IMDPA). Technical Report of Presenting in Committee of Science and Technology, United Nations Conservation to Combat Desertification, The 7th Session of Conference of Parties (COP7), Nairobi, Kenya. s/p.
- Alanís R.E., Jiménez P.J., Aguirre C.O., Treviño G.E.J., Jurado Y. E., González T.M.A. 2008. Efecto del uso de suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL*, 11: 56-62.
- Alanís, G., Cano G., Rovalo M. 1996. Vegetación y flora de Nuevo León. Una guía botánico-ecológica. Ed. Impresora de Monterrey. Monterrey, NL. México. 249 p.
- Alanís-Rodríguez, E., A.Mora-Olivo, J. Jiménez-Pérez, M.A. González-Tagle, J.I. Yereña-Yamallel, J.G. Martínez-Ávalos, y L.E. González-Rodríguez. 2015. Composición y Diversidad del Matorral Desértico Rosetófilo en dos Tipos de Suelo en el Noreste de México. *Acta Botánica Mexicana*, 110: 105-117.
- Amaya-Robles J. 2009. El cultivo de la tuna *Opuntia ficus indica*. Trujillo, Perú. Gerencia Regional Agraria La Libertad. 18 p.
- Analytical Software, 2003. Statistix 8. User's Manual. Copyright 1985-2003. ISBN: 1-881789-06-3. 396 p.
- Anaya N.E. y H. Barral. 1995. La ganadería y su manejo en relación con los recursos agua y pastizal en la zona semi-árida de México. Aplicación al caso de la Hacienda Atotonilco y de la comunidad La Virgen, Durango. Manejo y uso del agua en las cuencas hidrográficas del norte de México. CENID-RASPA, ORSTOM Folleto Científico No. 5: 1-78
- Andrade-Limas E., R. Espinoza M., C. Garza R., y J. Vedroljak J. 2009. Rehabilitación de praderas con el uso de rodillo aireador. In: VI Simposio

- Internacional de Pastizales. 4 al 7 de Noviembre. Saltillo, Coah., México. 148 p.
- Anriquez A., A. Albanesi, C. Kunst, R. Ledesma, C. López, A. Rodríguez, R. Torresi, J. Godoy. 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelo en el Chaco occidental, Argentina. *Ciencia del Suelo* 23 (2): 145-157.
- Ayala F., Ortega A., Fulbright T., Rasmussen G.A., Drawe D.L., Synatzske D.R. 2009. Efectos a largo plazo del roleo y fuego en la invasión de zacates exóticos en vegetación herbácea nativa en matorrales mixtos. *En: VI Simposio Internacional de Pastizales 4 al 7 de Nov.* Universidad Autónoma de Nuevo León-Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey, N.L.
- Ayala, F.A., Denogean B.F.G., Moreno M.S., Durán A., Martínez B., Barrera L., Gerlach E. 2014. Rehabilitación y Mejoramiento de Hábitat para la Fauna Silvestre. *INVURNUS*, 9(2): 18-22.
- Bahre C.J. 1995. Human Impacts on the grasslands of Southeastern Arizona. In: McClaran M.P. Devender T.R. (eds). *The Desert Grassland.* The University of Arizona Press, Tucson. 230-264.
- Basáñez J.A., Alanís J.L., Badillo E. 2008. Composición florística y estructura arbórea de la selva mediana subperennifolia del ejido "El Remolino", Papantla, Veracruz. *Avances de Investigación Agropecuaria.* 12 (2): 3-21.
- Berlanga R., Beltrán L., Martínez O., Hernández R. y Torres E. 2009. Rehabilitación de pastizales en el Norte de Coahuila con el uso de Rodillo aereador. *In: VI Simposio Internacional de Pastizales.* Universidad Autónoma de Nuevo León-Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey, N.L. s/p.
- Bhattacharyya R., S. Kundu, S.C. Pandey, K.P. Singh, H.S. Gupta. 2008. Tillage and irrigation effects on crop yields and soil properties under the rice-wheat system in the Indian Himalayas. *Agric. Water Management* 95: 993-1002.

- Boeing W., Griffis-Kyle K., Jungels J. 2013. Anuran habitat Associations in the Northern Chihuahuan Desert, USA. *Journal of Herpetology*, Vol. 48. No. 1. 103-110 p.
- Bommanna G., K y I.G. Droppo, 2006. Use of an *in situ* erosion flume for measuring stability of sediment deposits in Hamilton Harbour, Canada. *Water, Air and Soil Pollution*. 6: 557-567.
- Bonin C., R. Lal, M. Schmitz, S. Wulschleger. 2012. Soil physical and hydrological properties under three biofuel crops in Ohio. *Soil and Plant Science* 62: 595-603.
- Brooks M. y D. Pyke. 2001. Invasive plants and fire in the deserts of North America. *In: Proceedings of the Invasive Species Workshop: The Role of Fire in the Spread and Control of Invasive Species*. Fire Conference. The First National Congress on Fire Ecology, Prevention, and Management. Miscellaneous Publication No. 11. Tall Members Research Station, Tallahassee, FL. 1-14.
- Brooks, M.L. 2007. Effects of land management practices on plant invasions in wildland areas. En: Netwig, W., ed. *Biological Invasions: Ecological Studies* 193. Heidelberg, Germany: Springer: 147-162.
- Brower, J.E., J.H. Zar y C.N. von Ende. 1998. *Field and laboratory methods for general ecology*. McGraw-Hill. Boston, MA, USA. 273 p.
- Brunel N. y Seguel O. 2011. Efectos de la erosión en las propiedades del suelo. *Agro Sur* Vol. 39 (1): 1-12.
- Calle-Díaz Z. y Murgueitio E. 2008. El botón de oro: arbusto de gran utilidad para sistemas ganaderos de tierra caliente y de montaña. *Ganadería y Ambiente*. Centro para la investigación en sistemas sostenibles de producción agropecuaria CIPAV. Pp. 54-63.
- Carrasco S.J., N.F. Squella, S.J. Riquelme, C.J. Hirzel, C.H. Uribe. 2012. Técnicas de conservación de suelos, agua y vegetación. *Investigaciones Agropecuarias*, Centro Regional de Investigación Rayentué, Rengo, Chile. Serie Actas No. 48:1-210.

- Carter M.R. 2002. Soil quality for sustainable land management. *Agronomy Journal*. (94): 38-47.
- Casanova F., L. Ramírez, F. Solorio. 2007. Interacciones radiculares en sistemas agroforestales: mecanismos y opciones de manejo. *AIA* 11 (3): 41-52.
- Casas N. y Manzano M. 2009. Evaluation of the use of roller aerator for the rehabilitation of grazing lands and content of carbon in arid areas of northeastern Mexico. *En: VI Simposio Internacional de Pastizales* 4 al 7 de Nov. Universidad Autónoma de Nuevo León-Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey, N.L.
- Castillo J., Di Giacomo A., Marino G. 2010. Quemadas controladas en pastizales. Una herramienta para el manejo de pastizales con fines productivos y conservacionistas. Argentina: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Presidencia de la Nación. 20 p.
- Castro M.I. 2013. Estimación de pérdida de suelo por erosión hídrica en microcuenca de presa Madín, México. *Chih. Ingeniería hidráulica y ambiental*. XXXIV (2): 3-16.
- Celaya M.H. y A.E. Castellanos V. 2011. Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra Latinoamericana*. 29 (3): 343-356.
- Cerdá A. 2001. Revisiones. La erosión del suelo sus tasas en España. *Ecosistemas Revista de Ecología y Medio Ambiente*. Año X, No. 3: 1-16.
- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecología* 143: 1-10.
- Cervantes R. M.C. 2005. Plantas de importancia económica en zonas áridas y semiáridas de México. *Anais do X Encontro de Geógrafos da América Latina*. Universidad de São Paulo. 20-26 de março de 2005. 3388-3407.
- Challenger A. 1998. Utilización y Conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, Instituto Nacional de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Agrupación Sierra Madre S.C. México Pp. 689-713.

- Challenger A. y Soberón J. 2008. Los Ecosistemas Terrestres. *En*: Capital natural de México, Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. 1: 87-108.
- Christensen L.A., McElyea D.E. 1988. Toward a general method of estimating productivity – soil depth response relationships. *J. Soil and Water Cons.* 43: 199-202.
- Cjpek J., V. Kuráž, J. Fourz. 2012. Hydrological properties of soils in reclaimed and unreclaimed sites after Brown-Coal mining. *Polish Journal Environmental Studies.* 22 (3): 645-652.
- CONABIO. 2008. Capital natural de México, vol. II *In*: Estado de Conservación y Tendencias de Cambio. México: Comisión Nacional para el Uso y el Conocimiento de la Biodiversidad. México. 821 p.
- CONAFOR, 2011. Comisión Nacional Forestal. Coordinación General de Conservación y Restauración. Incendios Forestales 2011. 20 Mayo 2011. www.conafor.gob.mx. 53 p.
- Cotler H. y Martínez S. 2010. An assessment of soil erosion costs in Mexico, 639-648. In: P. Zdruli *et al.* (eds) Land degradation and desertification: assessment, mitigation and remediation. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg-New York.
- Cotler H., López C.A. y Martínez-Trinidad S. 2011. ¿Cuánto nos cuesta la erosión de suelos? Aproximación a una valoración económica de la pérdida de suelos agrícolas en México. *Investigación Ambiental* 3(2): 31-43.
- Cydzik K. y T.S. Hogue. 2009. Modeling postfire response and recovery using the hydrologic engineering center hydrologic modeling system (HEC-HMS). *Journal of the American water resources association.* American water resources association. 45 (3): 702- 714.
- D´Odorico P., A. Bhattachan, K.F. Davis, S. Ravi y C.W. Runyan. 2013. C. Global desertification: Drivers and feedbacks, *Adv. Water Resources* 51: 326-344.

- Darwish O.H., N. Persaud, D.C. Martens. 1995. Effect of long-term application of animal manure on physical properties of three soil. *Plant Soil*. 176: 289-295.
- Das B.M. 1997. *Soil Mechanics Laboratory Manual*, Fifth Edition. Copyright 1997. Engineering press, Austin, Texas. 78720-0129. 5-23.
- Díaz-Díaz A., Hernández-Castillo F., Jasso-Cantú D., Aguilar N., Rodríguez-Herrera R., Belmares-Cerda R. 2008. Extractos normales y fermentados de *Larrea tridentata* y *Fluorensia cernua* sobre *Fusarium oxysporum* IN VITRO. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, N.L. Consultado en: <http://www.somas.org.mx/pdf/pdfs/libros/agriculturasostenible6/61/13.pdf>.(Noviembre 2014). 8 p.
- Dinerstein E., D. Olson, J. Atchley, C. Loucks, S. Contreras-Balderas, R. Abell, E. Inigo, E. Enkerlin, C. Williams y F. Castelleja. 2000. Ecoregion-based conservation in the Chihuahuan Desert: A biological assessment. World Wildlife Fund, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), The Nature Conservancy, PRONATURA Noreste, and the Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey (ITESM). 117 p.
- Dodd, J. D. 1968. Mechanical control of pricklypear and other woody species on the Rio Grande Plains. *Journal Range Management*. 21: 366-370.
- DOF 2002. Diario Oficial de la Federación. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Martes 31 de Diciembre 2002. 85 p.
- Domínguez-Gómez T.G., González-Rodríguez H., Estrada-Castillón E., Cantú-Silva I. y Gómez-Meza M.V. 2013. Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas secas y húmedas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 4 (17): 106-123.
- Eilers K.G., S. Debenport, S. Anderson; N. Fierer. 2012. Digging deeper to find unique microbial communities: The strong effect of depth on the structure of bacterial and archaeal communities in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 50: 58-65.

- Encina-Domínguez, J.A., J.A. Meave y A. Zárate-Lupercio. 2013. Structure and woody species diversity of the *Dasyllirion cedrosanum* (Nolinaceae) rosette scrub of central and southern Coahuila State, Mexico. *Botanical Sciences*. 91(3): 335-347
- Espinosa-Ramírez M., E. Andrade-Limas, P. Rivera-Ortiz y A. Romero-Díaz. 2011. Degradación de suelos por actividades antrópicas en el norte de Tamaulipas, México. *Papeles de Geografía*, No. 53-54: 77-88.
- Espinoza R. y Návar J. 2005. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del Nordeste de México. *Revista Chapingo*, 11: 25-35.
- Esqueda M. L.M.P. 2012. Diversidad Fúngica en Planicies del Desierto Central Sonorense y Centro del Desierto Chihuahuense. CIAD-UACJ-CESUES-IPN-INECOL-CICY. SNIB-CONABIO Proyecto GT016. 1-85 p.
- Estrada E., Villarreal J.A. y Jurado E. 2005. Leguminosas del norte del estado de Nuevo León, México. *Acta Botánica Mexicana*. 73: 1-18.
- FAO, 2015. Los suelos están en peligro, pero la degradación puede revertirse. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Consultado: 22-Mayo-2016. En: www.fao.org/news/story/es/item/357165/icode/
- Flores-López H.E., Martínez-Menes M., Oropeza-Mota J.L., Mejía-Saens E., Carrillo-González R. 2003. Integración de la EUPS a un SIG para estimar la erosión hídrica del suelo en la cuenca hidrográfica de Tepatitlán, Jalisco, México. *Terra Latinoamericana*, 21 (2): 233-244.
- Franco L.J.G., De la Cruz A.J.G., Cruz G.A., Rocha R.A., Navarrete S., Flores G. y Kato M. 1989. *Manual de Ecología*. México. Ed. Trillas. México, D.F. 96 p.
- Fuhlendorf, S.D., Briske, D.D., and Smeins, F.E. 2001. Herbaceous community structure in a semi-arid savanna: the relative contribution of grazing and climatic variability. *Appl. Veg. Sci*. 4:177–188.

- Fulbright T.E., 1996. Viewpoint: A theoretical basis for planning woody plant control to maintain species diversity. *Journal Range Management*, 49 (6): 554-559.
- Fulbright, T.E. y R.B. Taylor. 2001. *Brush Management for White –Tailed Deer*. Caesar Kleberg Wildlife Research Institute and Texas Oaks and Wildlife, Joint Publication. 24 p.
- Fullbright T. y Ortega J. 2007. *Ecología y Manejo de Venado Cola Blanca*. Kingsville, Texas. 265 p. Texas & AM University-Kingsville.
- García-Ruiz R., V. Ochoa, M.B. Hinojosa, J.A. Carreira. 2008. Suitability of enzyme activities for the monitoring of soil quality improvement in organic agricultural systems. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 2137-2145.
- Gómez G.M., C. Danglot B., L. Vega F. 2003. Sinopsis de pruebas estadísticas no paramétricas. Cuándo usarlas. *Rev. Mex. De Pediatr.* 70 (2): 91-99.
- González-Rodríguez H., Ramírez-Lozano R., Cantú-Silva I., Gómez-Meza M., Uvalle-Sauceda J. 2010. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León. *Polibotánica* No.29: 91-106.
- González-Rodríguez H., Ramírez-Lozano R., Cantú-Silva I., Gómez-Meza M., Uvalle-Sauceda J. 2010. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León. *Polibotánica* 29: 91-106.
- Granados E. 2009. *Rodillo Aereador*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación SAGARPA. Subsecretaría de Desarrollo Rural. Dirección General de Apoyos para el Desarrollo Rural. México, D.F. 1-8 p.
- Hammer, Ø.; Harper, D.A.T. y Rayan P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 p.
- Heredia-Pineda F. 2000. Efectos de los tratamientos mecánicos sobre las aves en el matorral xerófilo en Lampazos, Nuevo León. Tesis Maestría, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León. 128 p.

- Hernández J., Chávez R., Sánchez M. 2007. Diversidad y estrategias para la conservación de cactáceas en el semidesierto Queretano. CONABIO. *Biodiversitas*, 70: 6-9.
- Hillel D. 2004. *Encyclopedia of soils in the environment*: London, Elsevier. 4: 295-303.
- Horn, K.J. 2013. *Factors Underlying Invasive Grass Fire Regimes in the Mojave Desert and its Consequences on Plant and Animal Communities*. All Theses and Dissertations. Brigham Young University. 160 p.
- Hoyt A. 2002. The Chihuahuan Desert: Diversity at Risk. *Endangered Species Bulletin* 27 (2): 16-17.
- Huang Z.L., L.D. Chen, B.J. Fu, Y.H. Lu, Y.L. Huang, J. Gong. 2006. The relative efficiency of four representative cropland conversions in reducing water erosion: evidence from long-term plots in the loess Hilly Area, China. *Journal Land Degrad. & Development*. 17 (6): 615-627.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology*. 29: 151-154.
- Huxman T.E., B.P. Wilcox, R.L. Scott, K. Snyder, K. Hultine, E. Small, D. Breshears, W. Pockman y R.B. Jackson. 2005. Ecohydrological implications of woddy plant encroachment. *Ecology*. 86: 308-319.
- Imerson A. y M. Curfs. 2007. La erosión de suelo. Lucinda. *Land Care In Desertification Affected Areas. From Science Towards Application*. Serie Folletos: B. No. 1: 1-25.
- INEGI. 2014. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. *Conjunto de Datos vectoriales de la Carta de Uso de Suelo y Vegetación: escala 1:250,000. Serie V. (Capa Unión). WWW.INEGI.GOB.MX*. En: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclat/usosuelo/Default.aspx>, (10 de Octubre 2014)
- INEGI. 2014. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. *Conjunto de Datos vectoriales de la Carta de Uso de Suelo y Vegetación: escala 1:250,000. Serie V. (Capa Unión). WWW.INEGI.GOB.MX*. En:

<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/usosuelo/Default.aspx>,

(10 de Octubre 2014)

- INE-SEMARNAT 1997. Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna “Maderas del Carmen”, México. 1ª. Ed. 127 p.
- Jia X.X., M.A. Shao, X.R. Wei, R. Horton, X.Z. Li. 2011. Estimating total net primary productivity of managed grasslands by a state-space approach in a small catchment on the Loess Plateau, China. *Geoderma* 160: 281-291.
- Juárez-Palafox S. 2002. Extractos de *Larrea tridentata* con actividad fúngica e inhibición de la síntesis de aflatoxinas de especies del género *Aspergillus*. Tesis de Maestría en ciencias con especialidad en microbiología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de los Garza, Nuevo León. 72 p.
- Kabzems R., S. Haeussler. 2005. Soil properties, aspen, and white spruce responses 5 years after organic matter removal and compactation treatments. *Canadian Journal of Forest Research*. 35: 2045-2055.
- KCS, 2007. Kovach Computing Services. Users' Manual. Multi-Variate Statistical Package Versión 3.1. Pentraeth, Wales, U.K. 137 p.
- Kerley, I.H. y W.G. Whitford. 2000. Impact of Grazing and Desertification in the Chihuahuan Desert Plants Communities, Granivores and Granivory. *American Midland Naturalist*. 144, 1: 78-91.
- Koulouri M. y Giourga Chr. 2007. Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena* 69: 274-281.
- Kovach Computing Services (KCS). 2007. Users' manual. Multi-Variate Statistical Package Version 3.1. Pentraeth, Wales, United Kingdom. 1-137 p.
- Kunz, D. 2011. Roller Chopper and Aerating. *Habitat Management Techniques*. The South Texas Quarterly. Texas Parks & Wildlife Vol. 2 (2) 8-9 p.
- Lahura E. 2003. El Coeficiente de correlación y correlaciones espúreas. Documento de trabajo 218. <http://www.pucp.edu.pe/economia/pdf/DDD218.pdf>

- Lal R. 2009. Sequestering carbon in soil of arid ecosystems. *Land Degradation Development*. (20): 441-454.
- Lal, R. 2001. Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development* 12: 519-539.
- Landázuri P., Tigrero J. 2009. *Stevia rebaudiana* Bertoni, una planta medicinal. Sangolquí, Ecuador. Bol. Téc. Edición Especial. ESPE. 38 p.
- Lauber C.L., M.S. Strickland, M.A. Bradford, N. Fierer. 2008. The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 2407-2415.
- Ledezma-Menxueiro R. 2001. Fitosociología de *Larrea tridentata* Cav. en el matorral micrófilo en los municipios de Mina, Nuevo León y Castaños, Coahuila, México. San
- Li J., G.S. Okin, L. Alvarez y H. Epstein. 2009. Sediment deposition and soil nutrient heterogeneity in two desert grassland ecosystems, southern New Mexico. *Plant Soil* 319: 67-84.
- Li X., F. Li, R. Zed, Z. Zhan, B. Singh. 2007. Soil physical properties and their relations to organic carbon pools as affected by land use in an alpine pastureland. *Renewable Agriculture and Food Systems*. 21 (1): 26-35.
- Lira-Saldívar R. 2003. Estado Actual del Conocimiento sobre las propiedades Biocidas de la Gobernadora (*Larrea tridentata* (D.C.) Coville). *Rev. Mexicana de Fitopatología*. Vol. 21. (2). 214-222 p.
- López-Ritas J. 1967. El diagnóstico de suelos y plantas: Métodos de campo y laboratorio. Madrid. Mundi – Prensa. 333 p.
- Love B.J., A.P. Nejadhashemi. 2011. Water quality impact assessment of large-scale biofuel crops expansion in agricultural regions of Michigan. *Biomass and Bioenergy*, 35: 2200-2216.
- Maass J.M. 1998. La erosión de suelos en México: una consecuencia de la transformación del hábitat y uno de los problemas más serios de la degradación ambiental. 271-285. *In: Toledo, G. y M. Leal (eds.). Destrucción del hábitat. PUMA, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.*

- Magurran A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford. 215 p.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall. London, United Kingdom. 192 p.
- Martínez-Burciaga O.U., G. Medina-García, C. Loredó-Osti, M. Espinosa-Ramírez, M.M. Silva-Serna, H. De la Fuente-Saucedo, R. Gutiérrez-Luna, S. Beltrán-López, F. Moreno-Sánchez. 2010. Propuesta de ordenamiento productivo de las regiones áridas y semiáridas del estado de Coahuila. Sagarpa-Inifap. Saltillo, Coah. Publicación Especial No. 15. 96 p.
- Mas J, Velázquez FA, Couturier S. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental. Ciencia y Política Pública* 1: 23-39.
- Mata, M., E. Treviño, A. Valdecantos, J. Liménez, O. Aguirre, E. Alanís y Rahim Foroughbackhch. 2014. Diversidad y Composición Vegetal de Matorrales en el Valle de Santa Catarina, en el Noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(3): 1-15.
- McCune B., J.A.B. Grace. 2002. *Analysis of ecological communities*. 2ª. Ed. MjM Software Design, Oregon, USA. 304 p.
- McDonald A. 2012. Mechanical Brush Management in Trans-Pecos, Texas. *In: Proceedings of the Trans-Pecos Wildlife Conference 2012*. Sul Ross State University, Alpine, Texas. Pp. 13-16.
- McNeill J.R.. y Winiwarter V. 2004. Breaking the sod: humankind, history and soil. *Science* 304, 1627-1629.
- Medina G.R., Cantú S.I., Estrada C.E., González R.H., Delgadillo V.J.A. 2016. Cambios en la vegetación del matorral desértico micrófilo en un área bajo manejo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 6 (32): 37-48.
- Menke S. 2003. Lizard community structure across a grassland-creosote bush ecotone in the Chihuahuan Desert. *Can. J. Zool.* 81. 1829-1838 p.
- Miranda-Baeza R., Ortega-Ochoa C., Rico-Díaz A., Sandoval-Reyes R., Quintana-Martínez R., Rivero-Hernández O., Viramontes-Olivas O. 2009. Use of fire as an alternative to control natal grass (*Melinis repens*) in the

- estado de Chihuahua. Monterrey, Nuevo León: VI Simposio Internacional de Pastizales. 4 al 7 de Nov. UANL-ITESM.
- Molinar-Holguín F., H. Souza-Gomes, J. Holechek L., R. Valdez. 1998. México, Macro-Economía y manejo de pastizales. *Rangelands* 20 (4): 16-24.
- Molina-Terrén D. 2000. Fuego prescrito. La defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias. España: McGraw-Hill. 400 p.
- Monasmith T.J., Demarais S., Root J.J., Britton C.M. 2010. Short-Term Fire Effects on Small Mammal Populations and Vegetation of the Northern Chihuahuan Desert. *International Journal of Ecology*. 10:36-41.
- Montaño-Arias N.M., R. García S., G. Ochoa R., A. Monroy A. 2006. Relación de la vegetación arbustiva, el mezquite y el suelo de un ecosistema semiárido en México. *Terra Latinoamericana*. 24 (2):193-205.
- Mostacedo B. y Fredericksen T.S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. *BOLFOR*. Santa Cruz, Bolivia.87 p.
- Muldavin E.H., G. Harper, P. Neville y S. Wood. 2014. A Vegetation Classification of the Sierra del Carmen, U.S.A. and México. In: C. A. Hoyt Cathryn y J. Karges (eds). *Proceedings of the Sixth Symposium on the Natural Resources of Chihuahuan Desert Region*. October 14-17. Chihuahuan Desert Research Institute, Fort Davis, TX. Pp. 117–150. <http://cdri.org/publications/proceedings-of-the-symposium-on-the-naturalresources-of-the-chihuahuan-desert-region/>
- Murray R.M., M.G. Orozco, A. Hernández, C. Lemus, O. Nájera. 2014. El sistema agroforestal modifica el contenido de materia orgánica y las propiedades físicas del suelo. *Avances de Investigación Agropecuaria* 18 (1): 23-31.
- MVPS 3.1 B. 1986-2007. Kovach Computing Services, All Rights Reserved. Published by Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K. 137 p.
- Nandapure S.P., B.A. Sonune, V.V. Gabhane, R.N. Katkar, R.T. Patil. 2011. Long term effects of integrated nutrient management on soil physical properties

- and crop productivity in sorghum-wheat cropping sequence in a vertisol. *Indian Journal Agricultural Research*. 45 (4): 336-340.
- Nicolás de los Garza, Nuevo León. x Tesis de Maestría en ciencias especialidad en Manejo de Vida silvestre. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. 60 p.
- Ohep C., F. Marcano, O. Sivira. 1998. Efecto de la labranza sobre las propiedades físicas del suelo y el rendimiento del frijol (*Vigna unguiculata* L. Walp) en el Yaracuy medio. *Bioagro* 10 (3): 68-75.
- Ordóñez-Medina M. 2003. Propagación in vitro de *Mammillaria voburnensis* Scheer. (Cactaceae). Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Escuela de Biología. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. 70 p.
- Ordoñez-Medina M., 2003. Propagación in vitro de *Mammillaria voburnensis* Scheer. (Cactaceae). Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Escuela de Biología. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. 70 p.
- Othman Z. y Ruslan W. I. 2012. Using environmental radionuclide, ¹³⁷Cs to investigate soil re-distribution in an agricultural plot in Kalumpang, Selangor, Malaysia. *Kajian Malaysia*, Vol. 30 (2): 45-70.
- Ott L. 1993. An introduction to statistical methods and data analysis (2nd. Ed.). Boston, Massachusetts, United State America. Duxbury Press. 775 p.
- Ott R.L. 2001. An Introduction to statistical methods and data analysis. 5a Edición. Duxbury Thomson Learning. Michael Longnecker. Texas A&M University. U.S.A. 1152 p.
- Pando-Moreno M., M. Gutiérrez-Gutiérrez, A. Maldonado-Hernández, J.L: Palacio-Prieto, A.E. Estrada-Castillón. 2003. Comparación de métodos en la estimación de erosión hídrica. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. 51: 23-36.
- Pausas J.G. 2010. Fuego y evolución en el Mediterráneo. *Investigación y Ciencia* 56-63 p.

- Pausas J.G. 2010. Fuego y evolución en el Mediterráneo. *Investigación y Ciencia*. 56-63 p.
- Pei S., H. Fu, C. Wan. 2008. Changes in soil properties and vegetation following exclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 33-39
- Peláez, D.V., y R.M. Bóo. 1986. Leñosas Invasoras y su Control. *Rev. Facultad de Agronomía*, 7 (1): 85-95.
- Pennock D., T. Yates, J. Braidek. 2008. Soil Sampling Designs. In: Carter, M.R.; Gregorich, E.G. (eds.) 2008. *Soil Sampling and Methods of analysis*. 2nd. Ed. Taylor & Francis Group. LLC. 25-39
- Peñuelas-Rubio O., Arellano M., Martínez J., Gutiérrez M., Castro L., Mungarro C. 2011. *Larrea tridentata* potencial solución para la desinfección de suelo. *Ide@s CONCYTEG* 6 (71).605-616 p.
- Pérez-Nieto S., Arellano-Monterrosas J.L., Ibáñez-Castillo L.A., Hernández-Saucedo F.R. 2012. Estimación de la erosión hídrica provocada por el huracán Stan en las cuencas costeras de Chiapas, México. *Terra Latinoamericana*, 30 (2): 103-110.
- Ranglack, D.H., y J.T. du Toit. 2015. Habitat Selection by Free-Ranging Bison in a Mixed Grazing System on Public Land. *Rangeland Ecology & Management*, 68(4): 349-353.
- Rasoulzadeh A.& A. Yaghoubi. 2014. Inverse modeling approach for determining soil hydraulic properties as affected by application of cattle manure. *International Journal Agricultural & Biologica. Engineering*, 7 (2): 27-35.
- Ruiz T. y Febles G. 2004. La desertificación y la sequía en el mundo. *Avances de Investigación Agropecuaria*. 8 (2): 1-12.
- Rumpel C., I. Kögel-Knabner. 2011. Deep soil organic matter-a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and soil*. 338: 143-158.
- Rusan, M.J.M., S. Hinnawi, L. Rousan. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination* 215: 143-152.

- Rutheven III D.C. y K.L. Krakauer. 2004. Vegetation response of a mezquite-mixed brush community to aeration. *Journal Range Management*. 57: 34-40.
- Ruthven III D.C., A.R. Rios y A.G. Gandaria. 2000. Response of Herbaceous Vegetation to Aeration of a Blackbrush-Guajillo Community. *Texas Journal of Agriculture and Natural Resources*, 13: 51-60.
- Rutledge J., Bartostewitz T., Clain A. 2008. A Habitat Appraisal Method for South Texas. *Texas Park & Wild Life*. Texas. 24 p.
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. México, D.F.: Limusa. 432 p.
- Rzedowski J. 2006. *Vegetación de México*. México: CONABIO. 1ª. Ed. Digital. 504 p.
- Saç M.M., A. Uğur, G. Yener, B. Özden. 2008. Estimates of soil erosion using cesium-137 tracer models. *Environmental Monitoring Assessment* 136: 461-467.
- Saether B., Engen S. y Grotan V. 2013. Species diversity and community similarity in fluctuating environments: parametric approaches using species abundance distributions. *Journal of Animal Ecology* 82: 721-738.
- SAGARPA. 2013. Manejo sustentable del suelo en México. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 11 p. Consultado el 22 de Mayo 2016. En: www.fao.org/fileadmin/user_upload/GSP/docs/Central_America_WS/mexico1.pdf
- Sagarpa. 2001. Programa Sectorial de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, 2001-2006. Sagarpa, México. 101 p.
- Sánchez-Granados, D., A. Sánchez-González, R. L. Granados-Victorino y A. de la Rosa. 2011. Ecología de la Vegetación del Desierto Chihuahuense. *Rev. Chap. Serie Cienc. For. Vol XVII, Ed. Especial*: 111-130.
- Santacruz L.G. 2011. Estimación de la erosión hídrica y su relación con el uso de suelo en la cuenca del río Cahoacán, Chiapas, México. *Aqua-LAC*, 3 (1): 45-54.

- Scifres, C.J.y Polk, D.B. Jr. 1974. Vegetation response following spraying a light infestation of honey mesquite. *J. Range Manage.* 27: 462-465.
- Semarnat. 2005. Indicadores básicos del desempeño ambiental de México: 2005. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 192 p.
- SEMARNAT. 2012. Programa Anual de Trabajo 2012. Sector Medio Ambiente y Recursos Naturales. Versión Ejecutiva. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Tlalpan, México D.F. <http://www.semarnat.gob.mx/programas/programa-anual-de-trabajo-2012> (Marzo 2014) 116 p.
- SEMARNAT-UACH. 2002. Evaluación de la pérdida de suelo por erosión hídrica y eólica en la República Mexicana escala 1:1,000,000. México. Cartografía.
- Shi H. y Shao M. 2000. Soil and water loss from the Loess Plateau in China. *Journal and Arid Environments* 45: 9-20.
- Silva-Arredondo F., M. Pando-Moreno, H. González-Rodríguez, L. Scott-Morales. 2013. Changes in the chemical properties of a soil impacted by intensive agriculture, North-eastern Mexico. *International Journal of Bio-resource and Stress Management*, 4 (2): 126-131.
- Six J., H. Bossuyt, S.D. Degryze, K. Deneff. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Research*.79: 7-31.
- Spedding T.A., C. Hamel, G.R. Mehuys, C.A. Madramootoo. 2004. Soil microbial dynamics in maize-growing soil under different tillage and residue management systems. *Soil Biology and Biochemistry*. 36: 499-512.
- SPP, 1982a. Secretaría de Programación y Presupuesto. 1982. Carta Estatal de Edafología. Dirección General de Geografía del Territorio Nacional. Cartas H 13-9 y H13-12. Esc: 1: 250,000.
- SPP, 1982b. Carta Estatal de Geología. 1982. Dirección general de Geografía del Territorio Nacional. Cartas H 13-9 y 13-12. Esc: 1:250,000.
- SPP. 1983. Síntesis Geográfica de Coahuila y anexo cartográfico. México, D.F.

- SPP. 1982a. Secretaría de Programación y Presupuesto 1982. Carta Estatal de Edafología. México, D.F.: Dirección General de Geografía del Territorio Nacional. Cartas H 13-9 y H13-12. Esc: 1: 250,000.
- SPP. 1982b. Carta Estatal de Geología. Dirección general de Geografía del Territorio Nacional. México, D.F.: Cartas H 13-9 y 13-12. Esc: 1:250,000.
- Steel R., Torrie J. 1980. Principles and procedures of statistics. A biometrical approach (2nd. Ed.). New York, United State America. McGraw-Hill Book Company. 632 p.
- Steers, R.J. y E. B. 2011. Allen. Fire Effects on Perennial Vegetation in the Western Colorado Desert, USA. *Fire Ecology*, 7: 59-74.
- Stevens A. 2008. Change in soil organic carbon at regional scales: Strategies to cope with spatial variability. A PhD dissertation submitted to Universite Catolique de Louvain. 212 p.
- Stoddart, L.A., A.D. Smith y T.W. Box. 1975. Range Management. Third edition. McGraw-Hill. New York, NY. 532.
- Swędrzyński, D., I. Malecka, A. Blecharezyk, A. Swędrzyński, J. Starzyk. 2013. Effects of various long-term tillage systems on some chemical and biological properties of soil. *Polish Journal Environmental Studies*. 22 (6): 1835-1844.
- Tinajero R., Rodríguez-Estrella R. 2012. Efecto de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 28 (2). 427-446 p.
- USDA. 2014. Field Guide for Managing Prickly Pear in the Southwest. United States Department of Agriculture. 8 p.
- Uvalle, J. 2001. Rehabilitación de áreas pastoreadas y sus efectos en las comunidades vegetales y en las dietas de ungulados. Tesis maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L. 138 p.
- Van, A.O.W. 2000. Shrub Invasions of North American Semiarid Grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 197-215.

- Velasquez E, P. Lavelle, M. Andrade. 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry* 39 (12): 3066-3080.
- Velásquez V.M.A., R. Gutiérrez L., A. Muñoz V. 2011. Vegetation management and their impact on the soil hydrological response in a semiarid rangeland. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas* 3 (1):17-23.
- Villarreal H., Álvarez M., Córdoba S., Escobar F., Fagua G., Mendoza H., Ospina M., Umaña A.M., 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.
- Villarreal Q. J.A., Valdés R. J. 1992. Vegetación de Coahuila. . Manejo de Pastizales No. 1 Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.9-18 p.
- Wainwright J., A.J. Parsons y A.D. Abrahams. 2000. Plot-scale studies of vegetation, overland flow and erosion interacciones: case studies from Arizona and New Mexico. *Hydrological Processes*. 14: 2921-2943.
- Walkingstick T., Liechty H., 2009. Why we Burn: Prescribed burning as a management tool. University of Arkansas. Division of Agriculture. Agriculture and Natural Resources. Cooperative Extension Service. http://www.researchgate.net/publication/238766246_Why_We_Burn_Prescribed_Burning_as_a_Management_Tool (Octubre 2014) 4 p.
- Walpole R.E., H.R. Myers, L.S. Myers. 1999. Probabilidad y estadística para ingenieros. 6ª Ed. Prentice Hall Hispanoamericana. México. 752 p.
- Wang L., Y. Mu, Q. Zhang, ZI. Jia. 2012. Effects of vegetation restoration on soil physical properties in the wind-water erosion region of the Northern Loess Plateau of China. *Clean-Soil Air Water* 40 (1):7-15.
- Worthington R. D., Corral R. D. 1987. Some effects of fire on shrubs and succulents in a Chihuahuan Desert community in the Franklin Mountains, El Paso County, Texas. *In: Contributed papers of the second symposium on resources of the Chihuahuan Desert regions*. The Chihuahuan Desert Research Institute, Alpine, Texas.9 p.

- Wright H. A. y Bailey A. W. 1982. Fire ecology, United States and southern Canada. New York: John Wiley and Sons. 501 p.
- Wu R., H. Tiessen y Z. Chen. 2008. The impacts of pasture degradation on soil nutrients and plant compositions in Alpine Grassland, China. *Journal of Agricultural, Food, and Environmental Sciences*. 2 (2): 1-14.
- Zhang P., T. Wei, Z. Jia, Q. Han, X. Ren, Y. Li. 2014. Effects of Straw incorporation on soil organic matter and soil water-stable aggregates content in semiarid regions of northwest China. *PLoS ONE*. 9 (3):1-11.
- Zhang Z.H., X.Y. Li, Z.Y. Jiang, H.Y. Peng, L. Li, G.Q. Zhao. 2013. Changes in some soil properties induced by re-conversion of cropland into grassland in the semiarid steppe zone of Inner Mongolia, China. *Plant Soil* 373 (1-2): 89-106.