

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA**

**FACULTAD DE ZOOTECNIA Y ECOLOGÍA**

**SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

---



**IMPACTO ECOLÓGICO DEL ZACATE ROSADO (*Melinis repens* (Willd.)  
Zizka) CON DIFERENTES AÑOS DE INVASIÓN EN PASTIZALES DE  
CHIHUAHUA, MÉXICO**

POR:

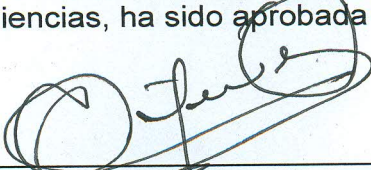
**I.E. EDITH TREVIZO HERNÁNDEZ**

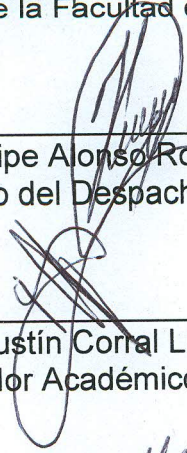
**TESIS PRESENTADA COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE**

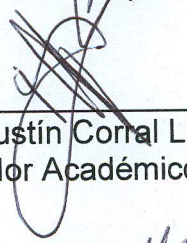
**MAestrÍA EN CIENCIAS**

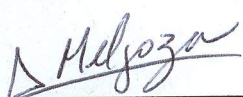


Impacto ecológico de la invasión de zacate rosado (*Melinis repens*) con diferentes años de invasión en pastizales de Chihuahua, México. Tesis presentada por Edith Trevizo Hernández como requisito parcial para obtener el grado de Maestro en Ciencias, ha sido aprobada y aceptada por:

  
\_\_\_\_\_  
Ph. D. Carlos Ortega Ochoa  
Director de la Facultad de Zootecnia y Ecología

  
\_\_\_\_\_  
Ph. D. Felipe Alonso Rodríguez Almeida  
Encargado del Despacho de Secretario de Investigación y Posgrado

  
\_\_\_\_\_  
D. Ph. Agustín Corral Luna  
Coordinador Académico

  
\_\_\_\_\_  
Ph. D. Alicia Melgoza Castillo  
Presidente

14 Marzo 2018  
\_\_\_\_\_  
Fecha

Comité:

Ph. D. Alicia Melgoza Castillo  
Dr. Carlos Morales Nieto  
Dr. Juan Ángel Ortega Gutiérrez  
Ph.D. Jesús Abraham Fernández Fernández

© Derechos Reservados  
EDITH TREVIZO HERNÁNDEZ  
DIRECCIÓN: PERIFÉRICO FRANCISCO  
R. ALMADA KM. 1, CHIHUAHUA,  
CHIH., MÉXICO C.P. 31453  
MARZO, 2018

## **AGRADECIMIENTOS**

Al CONACyT por el apoyo brindado para realizar mis estudios, a la Facultad de Zootecnia y Ecología por permitirme desarrollar como estudiante de posgrado, al personal docente y sobre todo al equipo de profesores del área de Recursos Naturales por el enorme aporte de conocimientos a mi desarrollo profesional. A la doctora Alicia Melgoza Castillo por ser una maestra comprometida con sus estudiantes, gracias por su apoyo incondicional que fue pieza clave en la culminación de mi meta. A mi familia porque me apoyaron cuando tomé la decisión de estudiar una maestría, Raquel y Maco gracias por su amor y apoyo incondicionales. Mami Luz gracias por todo el amor y porras que me diste para lograrlo, papá gracias por impulsarme siempre a seguirme desarrollando profesionalmente, hermanos Abby, Raúl, David y Emilio por darme ese apoyo que solo los hermanos pueden brindar, de verdad lo aprecio y los amo. A los bellos amigos de por vida que formé en el posgrado Tanhia, Erik, Manuel y Cristi se encargaron de hacerme sentir que realizar la maestría fue una de las decisiones más divertidas de mi vida y estoy muy agradecida de haberlos tenido también como compañeros para darnos ese ánimo y apoyo mutuos que todos necesitamos en varios momentos, no tienen comparación, fue un placer compartir esta experiencia con ustedes. A mis amigas incondicionales de toda la vida Jéssica y Daniela, porque siempre estuvieron presentes en los momentos difíciles y por darme el ánimo que necesitaba cuando pensaba que ya no podría terminar, fueron, son y seguirán siendo parte fundamental de mi vida. Y gracias a ti Marina que te emocionaste cuando supiste que haría un posgrado y me alentaste a hacerlo, tú también fuiste parte de esto y aunque no estás físicamente

formas parte de ello gracias hasta el cielo y te amo por siempre. Mi agradecimiento al M. C. Obed Gutiérrez Gutiérrez por su apoyo en diversos aspectos en la escritura de mi tesis, especialmente por su exhaustiva revisión del estilo.

## **DEDICATORIA**

A ti Marina que te fuiste antes de que culminara ésta etapa de mi formación profesional, pero sé que donde quiera que estés, estás feliz y orgullosa de mí porque sé que me acompañas a cada paso.

## CURRICULUM VITAE

La autora nació el 20 de abril de 1991 en la ciudad de Gardena, California, EUA.

- |           |   |
|-----------|---|
| 2006-2009 | Estudios de preparatoria en el Colegio de Bachilleres plantel número 1 del estado de Chihuahua.   |
| 2010-2014 | Estudios de Licenciatura con la carrera de Ingeniero en Ecología en la Facultad de Zootecnia y Ecología de la Universidad Autónoma de Chihuahua.  |
| 2013-2014 | Colaboración en la escritura del Manual de las Principales plantas tóxicas en los agostaderos del estado de Chihuahua.  |
| 2016      | Presentación del trabajo titulado “Efectos de la invasión de zacate rosado <i>Melinis repens</i> en los pastizales de Chihuahua, México en el VII Congreso Internacional de Manejo de Pastizales, Guadalajara, Jal. |

## RESUMEN

IMPACTO ECOLÓGICO DEL ZACATE ROSADO (*Melinis repens* (Willd.) Zizka)  
CON DIFERENTES AÑOS DE INVASIÓN EN PASTIZALES DE CHIHUAHUA,  
MÉXICO

POR:

I. E. EDITH TREVIZO HERNÁNDEZ

Maestría en Ciencias en Producción Animal

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Ph. D. Alicia Melgoza Castillo

El zacate rosado *Melinis repens* (Willd.) Zizka es una especie invasora en pastizales que puede afectar la calidad y cantidad de los servicios ecosistémicos. El objetivo de este trabajo fue evaluar posibles cambios en variables relacionadas con la estructura y función de sitios invadidos con zacate rosado. En sitios con 0, 5, 10, 15 y 20 años de invasión por esta especie se muestreo cobertura, contenido de materia orgánica en suelo, estabilidad y dureza de suelo. Para cada sitio se determinaron índices de diversidad alfa; la similaridad entre sitios se calculó con índices beta. La diversidad de especies tuvo una tendencia a reducirse conforme se incrementó el tiempo de invasión ( $R^2 = 0.79$ ). Por otro lado, a pesar de las diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ) en contenido de materia orgánica en suelo, dureza y estabilidad de suelo entre sitios, no se detectó una tendencia en relación al tiempo de invasión. Los valores en los índices de similitud fueron disminuyendo al incrementarse el tiempo de invasión en relación al sitio 0.

Los resultados indican cambios en la estructura de la vegetación debido a la invasión del zacate rosado; sin embargo, las variables de funcionalidad evaluadas no presentaron una tendencia. Tanto los índices a nivel alfa como beta representan una línea base para el monitoreo de la dinámica de la invasión del zacate rosado.



## ABSTRACT

ECOLOGICAL IMPACT OF THE NATAL GRASS (*Melinis repens* (Willd.) Zizka)  
WITH DIFFERENT YEARS OF INVASION IN GRASSLANDS OF CHIHUAHUA,  
MEXICO

BY:

EDITH TREVIZO HERNANDEZ

Natal grass is an invasive species on grasslands that can affect quality and quantity of the ecosystem services. The objective of this study was to evaluate possible changes on the structure and function of grasslands invaded with Natal grass. Cover, organic matter content in soil, stability and compaction of soil were sampled on grasslands sites with 0, 5, 10, 15, and 20 years of invasion with Natal grass. At each site and among sites, alpha and beta indexes were calculated. The species diversity showed a decline as time of invasion increased ( $R^2 = 0.79$ ). Although, there were differences ( $P \leq 0.05$ ) among sites on organic matter content and soil stability and compaction, there is not a clear tendency due to invasion time. Similarity indexes values were decreasing as invasion time increased when compared with site 0. The results indicate changes on the vegetation structure due to invasion time of natal grass; however, variables related with ecosystem functionality did not show the same tendency. Both, alpha and beta indexes represent a base line for monitoring Natal grass invasions.

## CONTENIDO

	Página
RESUMEN.....	vii
ABSTRACT.....	ix
LISTA DE CUADROS.....	xi
LISTA DE GRÁFICAS.....	xii
LISTA DE FIGURAS.....	xiii
INTRODUCCIÓN.....	1
REVISIÓN DE LITERATURA.....	2
MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
Área de Estudio.....	8
Metodología.....	8
Análisis de Datos .....	12
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	16
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	29
LITERATURA CITADA.....	30

## LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Localización geográfica y altitud de sitios invadidos con <i>Melinis repens</i> en pastizales de Chihuahua, México.....	10
2	Dominancia (%) de las especies más abundantes en los sitios de estudio de pastizal con 0, 5, 10, 15 y 20 años de invasión por <i>Melinis repens</i> en Chihuahua, México.....	19
3	Índices Alfa en sitios de estudio con distinto tiempo de invasión de <i>Melinis repens</i> en Chihuahua, México.....	21
4	Resultados de parámetros muestreados en suelo de sitios con distinto tiempo de invasión de <i>Melinis repens</i> en Chihuahua, México.....	25
5	Índices Beta (J = Jaccard, S = Sorensen y MH = Morisita-Horn) en sitios de estudio con distinto tiempo de invasión de <i>Melinis repens</i> en Chihuahua México.....	27

## LISTA DE GRÁFICAS

Gráfica		Página
1	Número de especies presentes en cada uno de los sitios de estudio con diferente tiempo de invasión por <i>M. repens</i> en Chihuahua, México.....	17
2	Relación entre riqueza específica (Índice de Margalef) y dominancia del zacate rosado ( <i>Melinis repens</i> ) en sitios de estudio de pastizales del estado de Chihuahua, México.....	18

## LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Ubicación de sitios de muestreo con diferente tiempo de invasión de <i>Melinis repens</i> .....	9

## INTRODUCCIÓN

Los pastizales constituyen una de las áreas ecológicas más importantes en el mundo tanto en el ámbito ecológico como en el económico. Estas áreas representan forraje para el ganado, contribuyen a la captura de agua, detienen los escurrimientos, reducen el dióxido de carbono y proveen otros servicios ambientales. En México, los pastizales ocupan el 12% del territorio nacional y en el estado de Chihuahua forman parte de los tres ecosistemas principales. A pesar de la importancia de los pastizales, estos enfrentan problemas como sobrepastoreo, cambio de uso de suelo e invasión de especies exóticas. Este último es la segunda causa de pérdida de biodiversidad, ya que provoca importantes cambios en el hábitat. Estas especies rebasan las barreras biogeográficas y son capaces de reproducirse en ambientes colonizados sin acción antropogénica.

En Chihuahua una de las gramíneas exóticas es el zacate rosado *Melinis repens* (Willd.) Zizka. Esta especie está desplazando pastizales nativos y volviéndose dominante en estos. No existe una actitud clara respecto a esta especie por parte de ganaderos; algunos lo ven como una fuente de forraje, pero otros opinan que es forraje de mala calidad comparado con los pastos nativos. Así, surge la necesidad de evaluar los efectos de la invasión de esta especie para obtener datos científicos que ayuden en la toma de decisiones sobre este zacate. Por lo que el objetivo del estudio fue evaluar posibles cambios en variables relacionadas con la estructura y función de sitios invadidos con zacate rosado.

## REVISIÓN DE LITERATURA

Los pastizales soportan la subsistencia de 1300 millones de personas a nivel mundial (Pámanes, 2008). A este nivel, la extensión de los pastizales es de alrededor del 26 % de la superficie; además, el 80 % de las tierras agrícolas se localizan en donde una vez existieron pastizales (Boval y Dixon, 2012). A pesar de la importancia de estos ecosistemas, los pastizales presentan una problemática a nivel local e internacional que reduce los servicios eco sistémicos de éstos (Hoekstra *et al.*, 2005; Royo *et al.*, 2008; SEMARNAT, 2008; Terán, 2010; Pool *et al.*, 2014).

Uno de los problemas de los pastizales es la invasión de especies exóticas; situación ampliamente señalada como amenaza para la biodiversidad (Hooper *et al.*, 2005; Díaz-Romo *et al.*, 2012). La invasión biológica es el proceso de movilización de especies desde sus lugares de origen, el cual se inicia con el traslado o importación por parte del hombre y su posterior liberación o escape y establecimiento (Williamson, 2000). La introducción de especies exóticas es aún más grave cuando éstas desarrollan un comportamiento invasivo. Entre los cambios que estas especies realizan en las nuevas áreas colonizadas están: cambios en la estructura, desarrollo de enfermedades, pérdida de poblaciones y reducción de diversidad genética (Hooker *et al.*, 2008; CONABIO, 2014; Bigirimana *et al.*, 2017). Por ello, es importante la cuantificación de efectos para la mejor toma de decisiones de control y/o manejo.

El movimiento de especies es un problema que se ha comparado con la sobreexplotación de poblaciones silvestres, alteración de ciclos biogeoquímicos y modificaciones de la cobertura vegetal (Vitousek, 1994). Una vez que se da la

invasión, los cambios que las especies causan vuelven al ecosistema más débil o vulnerable. Las especies exóticas afectan tanto a la estructura como la funcionalidad de los ecosistemas (Ehrenfeld, 2003; Flint y Denslow, 2005; Weidenhamer y Callaway, 2010). En lugares donde el arbusto *Chromolaena odorata* invade se presentan alta abundancia del hongo *Fusarium* spp; o que tiene efectos negativos en la comunidad nativa (Mangala y Callaway, 2008). La invasión de una especie indudablemente tiene que ver con su adaptación con microorganismos mutualistas y la ausencia o tolerancia a patógenos en el suelo que invade (Callaway *et al.*, 2004; Dawson y Schrama, 2016). Otros trabajos han reportado cambios en la bioquímica de suelo y ciclos biogeoquímicos (Ehrenfeld, 2003; Li *et al.*, 2006; Kivlin y Hawkes, 2010; Weidenhamer y Callaway, 2010). En un estudio en Arizona se encontró una relación negativa entre cobertura de hierbas y el zacate africano *Eragrostis lehmanniana*; a mayor cobertura del zacate menor cobertura de las hierbas (Williams y Baruch, 2000). Otros impactos de invasiones se han reportado en el banco de semillas en suelo (Gioria y Osborne, 2009), polinizadores (Bartomeus *et al.*, 2010), aves (Gleditsch y Carlo, 2011), pequeños mamíferos (Litt y Steidl, 2011) y regímenes de fuego (Setterfield *et al.*, 2010).

En el caso específico del zacate rosado, Williams y Baruch (2000) señalan que si bien su origen es en zonas tropicales y subtropicales, en América se ha adaptado y extendido a zonas semiáridas. Además, estos autores lo reportan como tolerante a sequía y fuego. El zacate rosado se le encuentra en laderas rocosas expuestas al calor, no tolera el frío y comúnmente muere después de la primera helada (Chambers y Oshant, 2004). En México a pesar de ser una



especie invasora que se encuentra en todos los estados del país, la CONABIO aún no la considera como una especie prioritaria para atender (Melgoza *et al.*, 2014). En las áreas invadidas en Chihuahua y con el uso de modelos de distribución, el zacate rosado se presenta en áreas con una temperatura media anual entre 12 y 19 °C (Sánchez, 2012). Esta información coincide con Stokes *et al.* (2011) que reportan nula germinación de esta especie a 10 °C. Posteriormente, Ruiz (2016) encuentra que la precipitación estacional es la que más contribuye en la distribución del zacate rosado y dentro de las variables de temperatura, los valores bajos son los que limitan su distribución. En este trabajo se encontró que el zacate rosado abarca un área con alto potencial de distribución de 161,322 ha.

Para el manejo del zacate rosado se han desarrollado estudios sobre aprovechamiento y control. Gutiérrez (2015) encontró que el zacate rosado representa entre el 70 y 80 % de la dieta en pastizales, donde ésta especie es la dominante con un 70 a un 85 % de la composición botánica. Por otra parte, esta especie fue consumida sólo en un 3 % en pastizales, donde su dominancia sólo era del 19.06 %, pero con un valor de importancia de 54; que combina datos de densidad, frecuencia y dominancia (Terán, 2010). Por otro lado, Possley y Maschinski (2006) indican que se deben tomar acciones de control antes que el zacate rosado presente un 30 % de cobertura. En pastizales de Chihuahua, el uso del fuego para su control en áreas con alrededor del 80 % de dominancia no tuvo efecto (Miranda, 2012). En localidades donde esta especie es nativa se reporta como rara para pastizales y humedales en Sudáfrica (Burger, 2008) y con

categoría de ocasional (Behr y Bredenkamp, 1988); pero nunca dominante como en las áreas donde invade.

Los impactos económicos de las especies exóticas con comportamiento invasivo sirven para establecer prioridades en programas de control (Pimentel, 2002; Gaertner *et al.*, 2012). Una estimación general de invasiones biológicas es de 1.4 trillones de dólares al año (Pimentel, 2002). La actual globalización ha facilitado el transporte de productos que contribuyen al movimiento de semillas de plantas exóticas (Hulme, 2009). Solamente en Australia se ha calculado que anualmente se ha incrementado en un 20 % la riqueza de especies de 1880 al 2000 (Dodd *et al.*, 2015). En la evaluación económica y ecológica de las invasiones biológicas, un primer paso es llevar a cabo inventarios biológicos (Lavole *et al.*, 2012). Este tipo de estudios son importantes, ya que es la cuantificación de las especies nativas e introducidas en un área (Gaertner *et al.*, 2012). Si bien, varios estados de México cuentan con estos listados, el estado de Chihuahua carece de este para llevar a cabo un monitoreo de la llegada de nuevas especies y en general sobre diversidad.

Existen diversas variables que se pueden utilizar para evaluar la estructura y función del ecosistema, especialmente en la comunidad vegetal (Elzinga *et al.*, 1998). Sin embargo, los índices de diversidad son una medición matemática del comportamiento de especies en una comunidad (Maguran, 2004). Los índices alfa ( $\alpha$ ) están relacionados con la estructura de las comunidades de especies en un hábitat específico (Moreno, 2001). Estos índices evalúan número de especies, también llamada riqueza específica o diversidad de especies. Otras variables que evalúan estos índices son: dominancia (o abundancia) y equitatividad; la primera

toma en cuenta las especies dominantes (número de individuos de cada especie), mientras que la segunda que tan equitativamente están distribuidos los individuos entre las especies (Gamito, 2010). Los índices beta ( $\beta$ ) son los que determinan la similitud entre hábitats o cual es la tasa de recambio a través del tiempo o de un gradiente (Maguran, 2004).

Los índices han sido utilizados ampliamente en trabajos de conservación, monitoreo y manejo. Lexerod y Eid (2006) utilizaron diversos índices con el objetivo de desarrollar un plan de manejo en bosques. Para ello se calcularon índices para evaluar diversidad de tamaños en árboles (Margalef, Shannon y Gini), dominancia (Simpson, McIntosh y Berger-Parker) y equitatividad (Shannon y McIntosh). Como conclusión en este estudio se encontró que el índice Gini es el que dio mejores resultados para evaluar cambios en la diversidad de tamaños de árboles a través del tiempo. Los índices de diversidad también se han utilizado para determinar cambios en la vegetación. Aproximadamente 20 años después, los índices de diversidad de especies, dominancia y equitatividad presentan valores más bajos, que son un reflejo de una reducción en la cobertura basal y diversidad de especies (Bhatt y Bhatt, 2016). Espinoza-Bretado y Navar (2005) reportan que la diversidad de especies va en dirección opuesta a la productividad en un gradiente de geformas en el matorral tamaulipeco. En pastizales, los índices de diversidad se han utilizado para determinar el impacto de la carga animal. En estos ecosistemas se ha concluido que la carga animal no tuvo efecto en la riqueza de especies, pero sí en la equitatividad, ya que las especies siguen presentes, pero en diferente proporción debido a la selectividad del ganado (Pizzo *et al.*, 2016). Por otra parte, diversos trabajos han calculado índices para

tener una línea base de monitoreo (Tereari *et al.*, 2013) y planes de conservación (Song *et al.*, 2015).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de Estudio

Este estudio se llevó a cabo en cinco sitios con pastizal mediano abierto en la parte central del estado de Chihuahua (Figura 1); cada uno fue georreferenciado (Cuadro 1). Con base en COTECOCA (1978), el sustrato geológico del área data del Cenozoico, con aluviones formados por rocas ígneas. El área tiene una topografía con amplias planicies; los lomeríos presentes tienen en promedio 15 % de pendiente. La altitud va de 1200 hasta un poco más de 2000 msnm. El suelo es de origen aluvial con profundidades de 25 a 50 cm; texturas franco-arenosa, franco-arcillosa y arenosa-arcillosa. La temperatura media anual es de 15 a 18 °C, precipitación de 300 a 500 mm anuales, la mayoría cae en verano. La vegetación que caracteriza este sitio se compone de: *Bouteloua gracilis*, *B. hirsuta*, *B. eripoda*, *B. chondriosoides*, *Leptochloa dubia*, *Digitaria californica*, *Setaria macrostachya*, *Muhlenbergia phleoides*, *Heteropogon contortus*, *Aristida orcuttiana*, *A. ternipes*, entre otras.

En la determinación de los años de invasión se siguieron dos criterios. Uno fue con base en testimonios de los dueños de los predios ganaderos. Otro fue a través de imágenes de satélite. El Sitio 0 es un área dominada por *B. gracilis* con algunas plantas de zacate rosado, los Sitios 5, 10, 15 y 20 representan los años de invasión.

### Metodología

En los cinco sitios se colocaron diez transectos de 50 m dentro de una hectárea en la parte central de cada sitio. Al inicio de cada transecto se colocó una estaca y se georreferenció ese punto. La distancia entre cada transecto fue

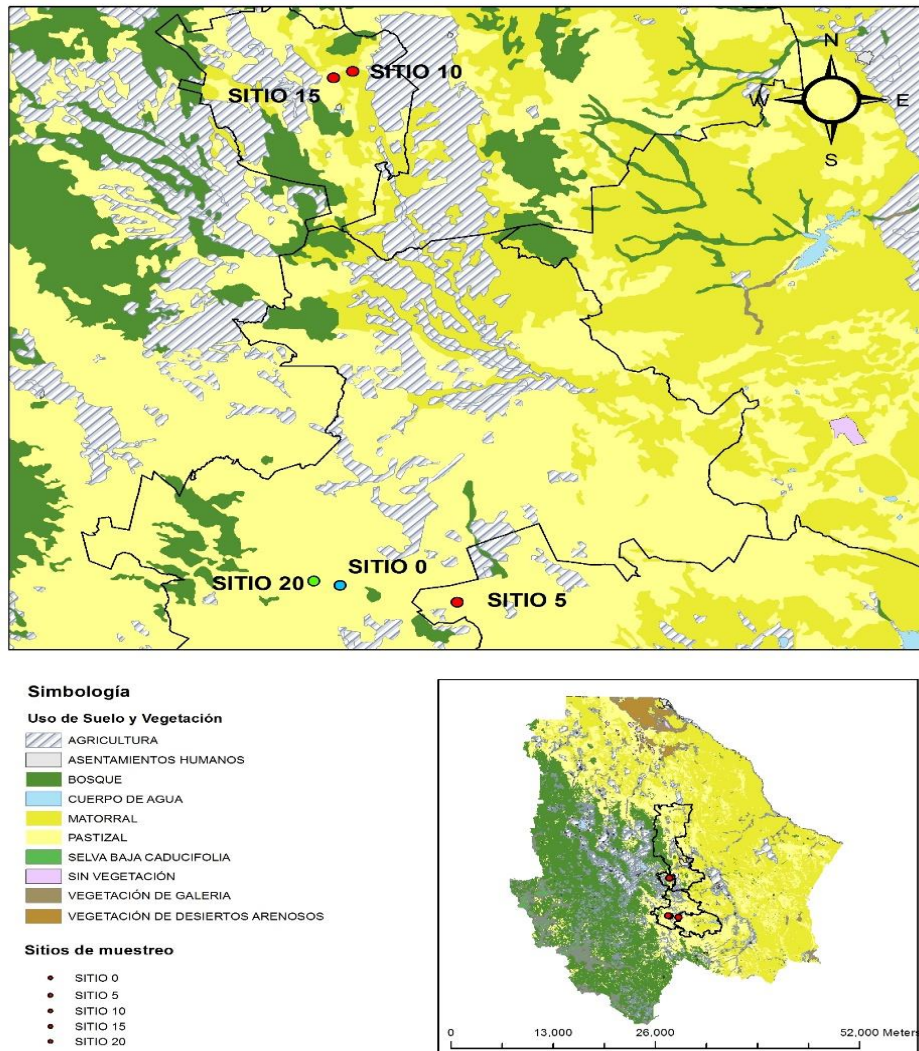


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo con distinto tiempo de invasión (0, 5, 10, 15 y 20 años) de *Melinis repens* en el centro de Chihuahua, México (CONABIO, 2015).

Cuadro 1. Localización geográfica y altitud de sitios invadidos con *Melinis repens* en pastizales de Chihuahua, México

Tiempo de invasión (años)	Coordenada (UTM)	Altitud (msnm)
0	0372104 E 3057019 N	1660
5	0386984 E 3054355 N	1680
10	0373673 E 3138314 N	1720
15	0371272 E 3137312 N	1752
20	0368740 E 3057727 N	1735

de 20 m y se colocaron de forma paralela. A lo largo de estos transectos se determinó cobertura, composición botánica, compactación y estabilidad de suelo con base en la metodología de Herrick *et al.* (2005a; 2005b). En cada metro se registró lo que estaba en la base de la planta (suelo, mantillo, roca o planta) y si había una planta por encima de éste punto. Con base en los puntos donde se presentaron plantas se calculó la composición botánica o abundancia ( $p_i$ ). Esta última variable se utilizó para calcular los índices de diversidad. Los índices a nivel alfa incluyen tres variables que describen la comunidad. La riqueza específica (diversidad específica) que describe el número de especies presentes. La equitatividad que describe la proporción en que las especies están presentes. La abundancia que describe las especies dominantes. Para el cálculo de los índices beta se utilizó también la composición botánica para determinar grados de similitud entre sitios.

La prueba de compactación de la capa superficial del suelo de los primeros 5 cm de profundidad se realizó a lo largo del transecto, a cada 10 m y a una distancia de 30 cm al lado derecho del transecto. Ésta prueba consiste en deslizar un peso constante a lo largo de una barra y solo se cuenta el número de golpes que se requiere para que la barra penetre los primeros 5 cm del suelo. Asociado a cada punto de compactación se tomaron muestras para determinar la estabilidad del suelo al lado izquierdo del transecto. Para esta evaluación se utiliza un kit para suelo y se cuantifica en tiempo, cuánto tarda en deshacerse en agua un terrón de suelo. Con base en las categorías de Herrick *et al.* (2001) donde se clasifica la estabilidad del suelo; 0 representa un suelo erosionable y 6 representa un suelo estable.



El contenido de materia orgánica se determinó de una muestra compuesta para cada sitio. Esta muestra se generó de tres submuestras tomadas a lo largo de cada transecto y a una profundidad de 10 cm. Las submuestras fueron colocadas en bolsas de plástico y transportadas en hieleras al laboratorio. Posteriormente, las muestras fueron secadas en una estufa marca Felisa Horno modelo FE293A, cribadas, molidas y pesadas en una balanza analítica marca Ohaus Pioneer modelo PA214. De cada muestra de suelo se pesó una cantidad de 5 gr para luego ser incineradas en una mufla marca Thermo scientific modelo Thermolyne F47915 a 600 °C por 24 h y pesadas posteriormente. La diferencia de peso entre antes y después de la incineración se cuantificó como porcentaje de materia orgánica. En total se muestrearon por sitio 500 puntos para cobertura y dominancia, 100 para compactación, 100 para estabilidad de suelo y una muestra compuesta de 10 sub muestras para determinación de materia orgánica.

### **Análisis de Datos**

Con la información de vegetación se desarrollaron los índices de diversidad Alfa y Beta (Moreno, 2001; Magurran, 2004). Los índices Alfa que se utilizaron fueron los siguientes:

Margalef:

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde:

S = Número de especies

N = Número total de individuos

ln = Logaritmo natural

Simpson:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

$p_i$  = abundancia proporcional de la especie  $i$ , es decir, el número de individuos de la especie  $i$  dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Berger-Parker:

$$d = \frac{N_{Max}}{N}$$

Donde:

$N_{Max}$  = número de individuos en la especie más abundante.

$N$  = número total de individuos de la muestra

McIntosh:

$$D = \frac{N - U}{N - \sqrt{N}}$$

Donde:

$U$  = Número de individuos por especie

$N$  = Número de todos los individuos de todas las especies

Shannon-Wiener:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde:

$S$  = Número de especies

$p_i$  = Proporción de individuos de la especie  $i$  respecto al total de individuos

$N_i$  = Número de individuos de la especie  $i$

N = Número de todos los individuos de todas las especies

Los índices beta se emplearon para observar diversidad entre hábitats (por ejemplo, sitios A y B), el cual es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972). Los índices utilizados fueron:

Sorensen:

$$I_s = \frac{2c}{a + b}$$

Jaccard:

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

Morisita-Horn:

$$I_{M-H} = \frac{2 \sum (an_i * bn_j)}{(da + db)aN * bN}$$

Donde:

$an_i$  = número de individuos de la  $i$ -ésima especie en el sitio A

$bn_j$  = número de individuos de la  $j$ -ésima especie en el sitio B

$da = \sum an_i^2 / aN^2$

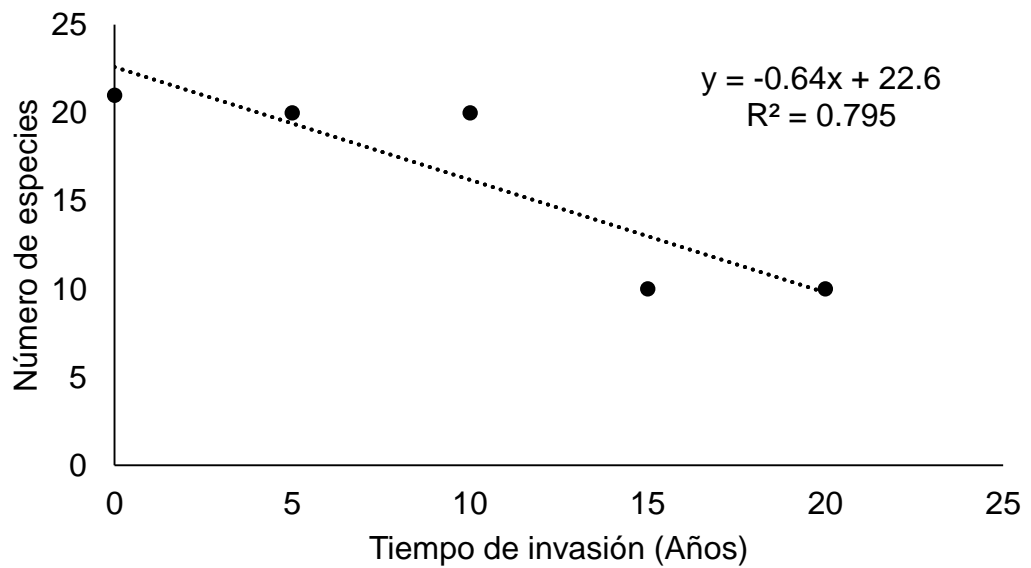
$db = \sum bn_j^2 / bN^2$

A los datos de contenido de materia orgánica, estabilidad y dureza de suelo se les aplicó un análisis de varianza. Cuando se presentaron diferencias

entre sitios se aplicó una prueba de Tukey. Para el análisis de los datos se utilizó el programa SAS 9.1.3 (SAS, 2006).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los sitios muestreados presentaron una reducción en el número de especies a medida que se incrementaba el tiempo de invasión del zacate rosado, *Melinis repens* (Gráfica 1). Con base en el análisis de datos, un 79 % de esta reducción es debida al tiempo de invasión. Resultados similares se reportan en un pastizal en Brasil (de Abreu y Durigan, 2011). Veintidós años después de la llegada de *Pinus elliottii*, el pastizal cambio su estructura a un bosque denso con 12,455 individuos ha<sup>-1</sup> de la especie invasora, mientras la vegetación leñosa nativa apenas presenta una densidad de 1210 individuos ha<sup>-1</sup> y nula vegetación herbácea. Si bien, se ha encontrado que el tiempo de invasión no altera la riqueza específica, o sea las especies nativas continúan presentes; la dominancia y equitatividad son las variables de biodiversidad más afectadas (Bhatt y Bhatt, 2016; Pizzio *et al.*, 2016). En el estado de Chihuahua, los pastizales invadidos por *M. repens* presentan una obvia dominancia de esta especie y por lo tanto la reducción en el número de individuos de las especies nativas. Por lo que, para un monitoreo es importante cuantificar la magnitud de los cambios no sólo en relación a la riqueza de especies, sino también en dominancia y equitatividad. La cuantificación de todas estas variables evalúa de forma integral los cambios estructurales de la biodiversidad vegetal que pueden impactar en las poblaciones de otras especies (Gleditsch y Carlo, 2011; Dawson y Schrama, 2016). En un monitoreo de la biodiversidad es importante incluir diversas poblaciones como organismos en suelo, insectos, reptiles, aves y mamíferos. El estudio de estos grupos, al menos desde un punto de vista de inventario, completan el impacto ecológico de las invasiones en la estructura de los ecosistemas.



Gráfica 1. Número de especies presentes en cada uno de los sitios de estudio con diferente tiempo de invasión por *M. repens* en Chihuahua, México.

Con excepción del Sitio 0, todos los sitios invadidos presentan dominancia desde 29 hasta 88 % de *M. repens* (Cuadro 2). Estos altos valores sólo son comparables con el zacate navajita (*Bouteloua gracilis*) en el Sitio 0 con un 70 %, especie común dominante en los pastizales medianos. Indudablemente, las características por las que una especie exótica se vuelve invasora y dominante depende de diversos factores, donde las características ambientales de las nuevas regiones se vuelven favorables para su expansión (David y Menges, 2011; Heberling y Fridley, 2013). El zacate rosado no se reporta como dominante en su lugar de origen e África; sólo como especie ocasional en localidades de Sudáfrica (Behr y Bredenkamp, 1988; Burger, 2008). Con base en los resultados de este trabajo, el *M. repens* presenta dominancia de 48 % en áreas con tiempo de 5 años de invasión. Sin embargo, esta dominancia pudiera ser alcanzada aun antes de este tiempo. Possley y Maschinski (2006) recomiendan prácticas de control para esta especie antes de que alcance una dominancia mayor del 30 %. Esto implica que, si el objetivo es eliminar a esta especie, se debe de realizar prácticas de control en cuanto se detecta la presencia de esta planta. A pesar de que los sitios caen en el mismo tipo de vegetación (CONABIO, 2015) y comparten especies como: tres barbas (*Aristida* sp.), banderita (*Bouteloua curtipendula*), barba negra (*Heteropogon contortus*), entre otros; el sitio con 10 años de invasión presentó la más baja dominancia de *M. repens* y nula presencia de *B. gracilis*. Esto puede deberse a la heterogeneidad o sitios ecológicos dentro de un mismo tipo de vegetación e incluso al manejo entre sitios (Pellant *et al.*, 2005). El Sitio 0 es un área ideal para iniciar un monitoreo ya que, el zacate rosado está presente con valores por abajo del 1 % de dominancia.

Cuadro 2. Dominancia (%) de las especies más abundantes en los sitios de estudio de pastizal con 0, 5, 10, 15 y 20 años de invasión por *Melinis repens* en Chihuahua, México

Especie*	Años de invasión				
	0	5	10	15	20
<i>Aristida spp</i>	7.03	2.85	19.9	1.22	0
<i>Bothriochloa barbinodis</i>	3.3	1.53	2.05	0	0.29
<i>Bouteloua curtipendula</i>	2.14	0.21	5.34	0.36	0
<i>Bouteloua gracilis</i>	70.33	16.2	1.44	0.85	2.08
<i>Drymaria arenarioides</i>	1.22	1.75	3.29	1.59	0
<i>Heteropogon contortus</i>	1.52	18.2	11.7	1.96	2.68
<i>Melinis repens</i>	0.3	48.7	29.4	47.48	88.3

\* Solo se incluyen las especies con los más altos valores de dominancia y presentes en la mayoría de los sitios.



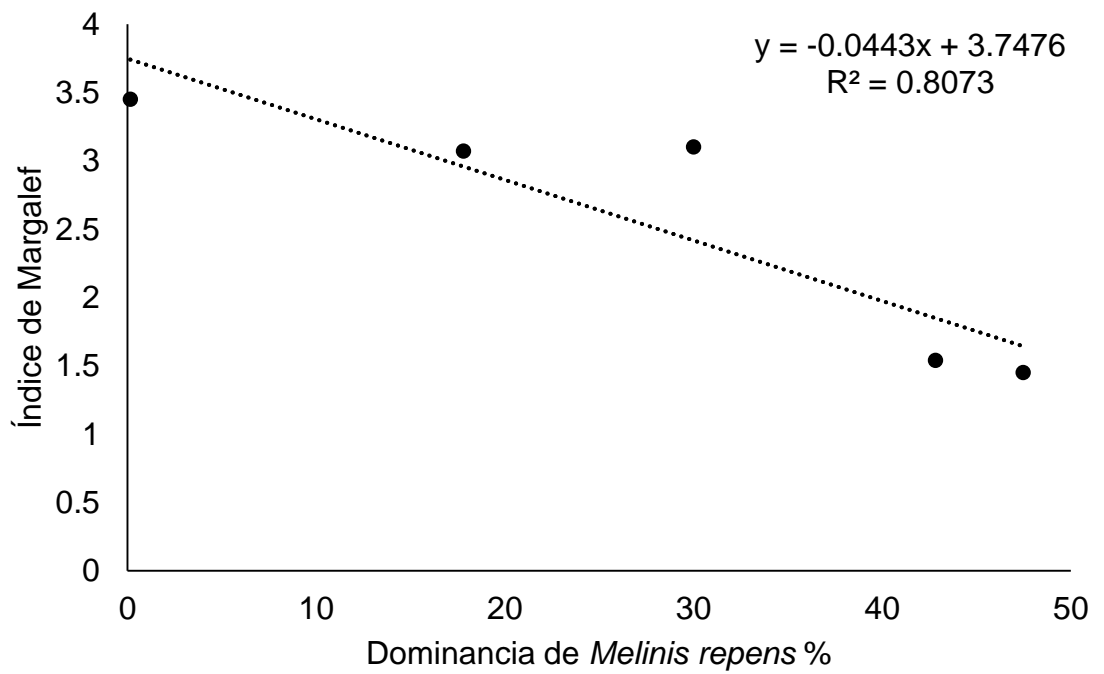
Los índices alfa representan cuanta diversidad existe y como está estructurada (Gamito, 2010). El mayor índice de Margalef, relacionado con la riqueza de especies, es para el Sitio 0 (Cuadro 3). La reducción en los valores de este índice está relacionada con la dominancia del *M. repens*; a mayores dominancias menor valor en el índice (Gráfica 2). Este índice es de los más simples para medir riqueza de especies, pero se recomienda utilizar otros índices de dominancia y equitatividad asociados a éste (Gamito, 2010).

El índice de Simpson está relacionado con la dominancia y sus valores van de 0 a 1; además, este es el más comúnmente utilizado (Bouza y Covarrubias, 2005; Lexerod y Eid, 2006; Bhatt y Bhatt, 2015). Los sitios 0, 15 y 25 con los valores más bajos representan más diversidad desde el punto de vista dominancia; mientras que los valores más altos menor diversidad. A pesar de que el índice de Berger-Parker está también relacionado con abundancia, presenta los valores más altos en los sitios 0, 15 y 20. Estos tres sitios tienen en común que solo 1 especie es la dominante en la comunidad (Cuadro 2). En el sitio 0 *Bouteloua gracilis*, en el sitio 15 y 20 sólo *Melinis repens*. En los otros sitios, la dominancia vegetal está representada por tres especies.

El índice de McIntosh está relacionado con la equitatividad, o sea del total de individuos en una comunidad como esta su estructura en términos de igualdad de números. Los valores bajos de equitatividad están en los sitios 0, 15 y 20 años de invasión. El índice de Shannon también tiene que ver con equitatividad; sin embargo, no sigue la misma tendencia que el anterior. El índice de Shannon es de los más utilizados y presenta valores entre 1 que representa poca diversidad y 5 máxima diversidad. Aunque en algunos trabajos se pueden reportar valores

Cuadro 3. Índices Alfa en sitios de estudio con distinto tiempo de invasión de *Melinis repens* en Chihuahua, México

Índice Alfa	Sitio (años de invasión)				
	0	5	10	15	20
Margalef	3.45	3.10	3.07	1.45	1.54
Simpson	0.49	0.69	0.85	0.35	0.21
Berger-Parker	0.70	0.48	0.29	0.80	0.88
McIntosh	0.49	0.58	0.69	0.47	0.48
Shannon	1.35	1.64	2.26	0.88	0.56



Gráfica 2. Relación entre riqueza específica (Índice de Margalef) y dominancia del zacate rosado (*Melinis repens*) en sitios de estudio de pastizales del estado de Chihuahua, México.

más altos en sitios específicos de alta diversidad. En este trabajo el valor más bajo se presentó en el sitio de 20 años, seguido por 15 años.

Los índices describen propiedades generales de las comunidades que permiten comparar diferentes regiones, taxa y niveles tróficos. De ahí la importancia de mostrar diversos índices para futuras comparaciones en programas de conservación y manejo, ya que no existe un claro consenso sobre el mejor índice (Morris *et al.*, 2014). Si bien los índices de Simpson, Berger-Parker, McIntosh y Shannon van enfocados a como está estructurada la riqueza de especies, el número de especies es un componente importante en la determinación e interpretación de éstos (Magurran, 2004). Los procesos en los ecosistemas son multifactoriales, por lo que diversas variables se conjugan para mantener en cierto estado un equilibrio (Dodd *et al.*, 2015); y en el caso de medir biodiversidad aun falta, ya que generalmente se trabaja con un grupo taxonómico.

La cantidad de especies y como están estructuradas está sujeta la diversidad factores ambientales, que incluso causan ajustes anuales o estacionales. Al tratar de relacionar los índices con los tiempos de invasión, la dominancia del zacate rosado contribuye con un 75 % en los cambios en el índice de Margalef (Gráfica 2). El continuar el monitoreo de estos sitios proporcionará información que especies y cuantos individuos de estas plantas nativas puedan convivir con *M. repens*. Por otra parte, este monitoreo puede ayudar a determinar si la especie invasora puede formar poblaciones puras. En general se ha encontrado que los ecosistemas con menos disturbio son más resistentes a invasiones (Müller *et al.*, 2016). David y Menges (2011) mencionan que *M. repens*

fue menos invasivo en áreas con menos disturbio. Las tendencias en las invasiones del *M. repens* con relación a la riqueza de especies coinciden con lo reportado para *Eucaliptus camaldensis* en un gradiente de invasión (Tererai *et al.*, 2013).

El Cuadro 4 presenta las variables de suelo muestreadas en los diferentes sitios invadidos con *M. repens*. Estas variables representan la funcionalidad del suelo para llevar a cabo procesos en relación a hidrología y estabilidad del suelo (Pellant *et al.*, 2005). Se encontraron diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) en todas las variables y entre los sitios, pero no se observa una tendencia clara en relación a los diferentes tiempos de invasión del *M. repens*. En general, los suelos son estables, ya que los valores menores de 3 representan suelos susceptibles a erosión; mientras que los mayores de 4 son suelos estables y por lo tanto más resistentes a la erosión (Herrick *et al.*, 2001). El contenido de materia orgánica cae dentro de los rangos reportados por otros estudios en pastizales donde los valores van de 0.15 a 6 % (Baumann *et al.*, 2013; Pereira *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2015). La mayor ( $P < 0.05$ ) dureza de suelo en los primeros 5 cm fue en el sitio con 5 años de invasión y el de menor dureza fue el sitio con 10 años de invasión. Esta respuesta puede deberse más que al tiempo de invasión, al uso que se da a estas áreas por el ganado (Aksakal *et al.*, 2011). Debido a que los resultados no muestran una tendencia en relación al tiempo de invasión del *M. repens*, éstos pueden ser utilizados como punto de referencia para el monitoreo en cada sitio. Por otra parte, probablemente no ha transcurrido suficiente tiempo para que la invasión pueda tener efecto sobre las propiedades del suelo (Šimanský, 2017). También, los factores climáticos tienen mayor efecto en propiedades del suelo

Cuadro 4. Resultados de parámetros muestreados en suelo de sitios con distinto tiempo de invasión de *Melinis repens* en Chihuahua, México

Variable	Años de invasión				
	0	5	10	15	20
Estabilidad	3.96 <sup>c</sup>	6 <sup>a</sup>	2.98 <sup>d</sup>	4.84 <sup>b</sup>	5.32 <sup>ba</sup>
Dureza*	23.6 <sup>c</sup>	43.82 <sup>a</sup>	6.82 <sup>e</sup>	17.42 <sup>d</sup>	30.54 <sup>b</sup>
Materia orgánica (%)	0.39 <sup>a</sup>	0.30 <sup>cb</sup>	0.34 <sup>b</sup>	0.39 <sup>a</sup>	0.26 <sup>c</sup>

<sup>abcd</sup> Literales diferentes entre filas representan diferencias a nivel de  $P < 0.05$ .

\*Número de golpes necesarios para penetrar los primeros 5 cm del suelo (Herrick *et al.*, 2005a, 2005b).

como contenido de carbón orgánico (Liu *et al.*, 2017); y no han sido evaluados por efecto de tiempo de invasión. Así también, puede que exista un efecto por invasión en características del suelo no contempladas en este trabajo como: pH, intercambio catiónico, ciertos nutrientes, entre un sin número de variables que forman parte de la funcionalidad de los suelos.

La diversidad Beta o magnitud de similitud entre los diferentes sitios se calculó con los índices Jaccard, Sorensen y Morisita-Horn (Cuadro 5); éstos son los índices más comúnmente utilizados (Jost, 2007). El sitio 0, con base en el índice de Jaccard, muestra que comparte alrededor de una cuarta parte de similitud de especies con los otros sitios, con excepción del sitio de 20 años de invasión. Este índice toma en cuenta las especies en común entre dos comunidades y el total de especies en ambas comunidades (Real y Vargas, 1996). La mayor similitud se presenta entre el sitio con 5 años de invasión, seguido de los sitios con 10 y 15 años. El índice de Sorensen presentó tendencia similar al índice anterior, aunque los valores son mayores. Este índice mide el número de especies similares entre dos comunidades comparada con la media aritmética de las especies en ambas comunidades (Villarreal *et al.*, 2004). Los valores del índice de Morisita-Horn también siguen con la misma tendencia, la similitud disminuye a medida que se incrementan los años de invasión. Esto significa que a medida que se incrementa el tiempo de invasión, la comunidad va cambiando y alejándose de la estructura de la comunidad original. Al comparar el sitio con 5 años de invasión contra los de 10, 15 y 20 años no se observa una clara tendencia. Con los índices de Jaccard y Sorensen, los valores más bajos se muestran con el sitio de 15 años de invasión. De igual forma, al comparar el

Cuadro 5. Índices Beta (J = Jaccard, S = Sorensen y MH = Morisita-Horn) en sitios de estudio con distinto tiempo de invasión de *Melinis repens* en Chihuahua México

Sitio	Índice	Sitios (años de invasión)				
		0	5	10	15	20
0	J	-	0.27	0.25	0.24	0.15
	S	-	0.43	0.41	0.38	0.26
	MH	-	0.29	0.06	0.02	0.02
5	J		-	0.41	0.24	0.50
	S		-	0.58	0.38	0.66
	MH		-	0.77	0.85	0.85
10	J			-	0.55	0.29
	S			-	0.71	0.45
	MH			-	0.65	0.72
15	J				-	0.23
	S				-	0.37
	MH				-	0.99
20	J					-
	S					-
	MH					-



sitio de 10 años de invasión con los sitios de 15 y 20 años, los índices de Jaccard y Sorensen presentan un decremento en su valor a medida que se incrementan los años de invasión. La diferencia en los valores de estos dos índices y el de Morisita-Horn pueda deberse a que este último trabaja con proporciones de las especies y no directamente el número de especies (Magurran, 2004; Jost, 2007); por lo que los índices de Jaccard y Sorensen son catalogados como cuantitativos, mientras que al índice de Morisita-Horn como cualitativo.

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los efectos de la invasión del *M. repens* afectaron la estructura de la comunidad vegetal. El zacate rosado reduce la diversidad de especies vegetales en los sitios que invade. A partir de los 5 años, y probablemente antes, su dominancia es alrededor del 50 %. Por otra parte, variables relacionadas con la funcionalidad como contenido de materia orgánica, estabilidad y dureza de suelo no mostraron cambios debido al tiempo de invasión. En este sentido el zacate rosado está cumpliendo con una función para estas variables; pero pueden existir otras a las que si haya afectado y no consideradas en este trabajo. Con base en los muestreos de vegetación, los sitios invadidos son más similares entre sí, que estos con el sitio de invasión incipiente.

Es importante mantener un monitoreo de estos sitios a partir de los índices obtenidos; especialmente en el sitio con invasión incipiente. Por otra parte, el incluir inventarios de otros grupos taxonómicos (insectos, bacterias y hongos en suelo, aves, entre otros), dará mayor información sobre cambios en la estructura de los ecosistemas. Con relación al suelo, otras variables pueden ser incluidas para determinar el impacto de la invasión del zacate rosado en la funcionalidad de estas áreas.

## LITERATURA CITADA

- Aksakal, E. L., T. Öztas y M. Özgül. 2011. Time-dependent changes in distribution patterns of soil bulk density and penetration resistance in a rangeland under overgrazing. *Turk. J. Agric. For.* 35:195–204.
- Bartomeus, I., M. Vila e I. Steffan-Dewenter. 2010. Combined effects of *Impatiens glandulifera* invasion and landscape structure on native plant pollination. *J. Ecol.* 98:440-450.
- Behr, C. M. y G. J. Bredenkamp. 1988. An analysis of the flowering plants and ferns of the Witwatersrand National Botanic Garden. *S. Afr. J. Bot.* 54:515-524.
- Bhatt, R. P. y S. Bhatt. 2016. Floristic composition and change in species diversity over long temporal scales in upper Bhotekoshi Hydropower Project Area in Nepal. *Am. J. Plant Sci.* 7:28-47.
- Bigirimana, J., J. Bogaert, C. De Canniere y J. Lejoly. 2017. Alien plant species dominate the vegetation in a city of Sub-Saharan Africa. *Landsc. Urban Plan.* 100:251-267.
- Bouza, C. N. y D. Covarrubias. 2005. Estimación del índice de diversidad de Simpson en m sitios de muestreo. *Rev Inv Ope.* 26: 187-197.
- Boval, M. y R. M. Dixon. 2012. The importance of grasslands for animal production and another functions: a review on management and methodological progress in the tropics. *Animal.* 6:748-762.
- Burger, J. 2008. Vegetation of Richards Bay municipal area, KwaZulu-Natal, South Africa, with specific reference to wetlands. Master Thesis. Faculty of Natural and Agricultural Science. Universidad de Pretoria. Pretoria, Sudafrica.
- Callaway, R. M., G. C. Thelen, A. Rodríguez y W. E. Holben. 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature.* 427:731-733.
- Chambers, N y T. H. Oshant. 2004. Plantas invasoras del desierto sonorense. Guía de campo. National Fish and Wildlife Foundation, U.S Fish and Wild Service. Denver, EUA. 61.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2014. La biodiversidad en Chihuahua: Estudio de Estado. México.
- COTECOCA (Comisión Técnico Consultiva para la Determinación de los Coeficientes de Agostadero). 1978. Memoria de Chihuahua. Secretaria de Agricultura y Ganadería. México, D.F.

- David, A. S. y E. S. Menges. 2011. Microhabitat preference constrains invasive spread of non-native natal grass (*Melinis repens*). *Biol. Invasions*. 13:2309-2322.
- Dawson, W. y M. Schrama. 2016. Identifying the role of soil microbes in plant invasion. *J. Ecol.* 104:1211-1218.
- de Abreu, R. y G. Durigan. 2011. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecol. Div.* 4:269-278.
- Díaz-Romo, A., E. Flores-Ancira, A. De Luna-Jiménez, L. Ruiz, J. de Jesús, J. T. Frías-Hernández y V. Olalde-Portugal. 2012. Biomasa aérea, cantidad y calidad de semilla de *Melinis repens* (Willd.) Zizka, en Aguascalientes, México. *Rev. Mex. Cienc. Pecu.* 3:33-47.
- Dodd, A. J., M. A. Burgman, M. A. McCarthy y N. Ainsworth. 2015. The changing patterns of plant naturalization in Australia. *Diversity Distrib.* 21:1038-1050.
- Ehrenfeld, J. G. 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*. 6:503-523.
- Elzinga, C. L., D. W. Salzer y J. W. Willoughby. 1998. Measuring & monitoring plant populations. Bureau of Land Management. USDI. Denver, CO.
- Espinoza-Bretado, R. y J. Návar. 2005. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del Nordeste de México. *Rev Chapingo Ser Cie.* 11:25-31.
- Flint, L y J. S. Denslow. 2005. Invasion by a N<sup>2</sup>-Fixing tree alters function and structure in wet lowland forests of Hawaii. 2005. *Ecol Apl.* 15:1615-1628.
- Gaertner, M. R., R. O. Bustamante, I. Herrera, G. Durigan, V. Pivello, Vânia, M. Moro, A. Stoll, B. Langdon, Z. Baruch, A. Rico, A. Arredondo-Nuñez y S. Flores. 2012. Plant invasions research in Latin America: fast track to a more focused agenda. *Plant Ecol. Divers.* 5:225-232.
- Gamito, S. 2010. Caution is needed when applying Margalef diversity index. *Ecol Indic.* 10: 550-551.
- Gioria, M. y B. Osborne. 2009. Assessing the impact of plant invasions on soil seed bank communities: use of univariate and multivariate statistical approaches. *J. Veg. Sci.* 20:547-556.
- Gleditsch, J. M. y T. A. Carlo. 2011. Fruit quality of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania. *Diversity Distrib.* 17:244-253.

- Gutiérrez, O. 2015. Composición botánica y valor nutricional en la dieta de bovinos pastoreando un área invadida por zacate rosado [*Melinis repens* (willd.) zizka] en el estado de Chihuahua. Tesis de Maestría. Facultad de Zootecnia y Ecología. Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, Chih. México.
- Heberling, J. M. y J. D. Fridley. 2013. Resource-use strategies of native and invasive plants in Eastern North America forests. *New Phytol.* 200:523-533.
- Herrick, E. J., J. W. Van Zee, K. M. Havstad, L. M. Burkett y W. G Whitford. 2005a. Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystems Volume I: Quick Start. USDA – ARS Jornada Experimental Range Las Cruces, New Mexico, E.U.A.
- Herrick, E. J., J. W. Van Zee, K. M. Havstad, L. M. Burkett y W. G Whitford. 2005b. Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystems Volume II: Design, supplementary methods and interpretation. USDA – ARS Jornada Experimental Range Las Cruces, New Mexico, E.U.A.
- Herrick, J. E., W. G. Whitford, A. G. de Soyza, J. W. Van Zee, K. M. Havstad, C. A. Seybold y M. Walton. 2001. Field soil aggregate stability kit soil quality and rangeland health evaluations. *Catena.* 44:27-35.
- Hoekstra, J. M., T. M. Boucher, T. H. Ricketts y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8:23-29.
- Hooker, T. P., J. M. Stark, U. Norton, A. J. Leffler, M. Peek y R. Ryel. 2008. Distribution of ecosystem C and N within contrasting vegetation types in semiarid rangeland in the Great Basin, USA. *Biogeochemistry.* 3:291-308.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin III, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer y D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75:3-35.
- Hulme, P. E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *J Appl Ecol.* 46:10–18.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology.* 88:2427-2439.
- Kivlin, S. N y C. Hawkes. 2010. Differentiating between effects of invasion and diversity impacts of aboveground plant communities on belowground fungal communities. *New Phytol.* 189:526-535.

- Lexnerod, N. L. y T. Eid. 2006. An evaluation of different diameter diversity indices based on criteria related to forest management planning. *Forest. Ecol. Manag.* 222:17-28.
- Li., W. H., Z. Cong-bang, J. Hong-bo, X. Guo-rong y Y. Zhong-yi. 2006. Changes in soil microbial community associated with invasion of the exotic weed, *Mikania micrantha* H.B.K. *Plant. Soil.* 281:309-324.
- Litt, A. R. y R. J. Steidl. 2011. Interactive effects of fire and nonnative plants on small mammals in grasslands. *Wildlife Monogr.* 176:1-31.
- Liu, S., T. Yanhong, Z. Fawei, D. Yangong, L. Lin, L. Yikang, G. Xiaowei, L. Qian, y C. Guangmin. 2017. Changes of soil organic and inorganic carbon in relation to grassland degradation in Northern Tibet. *Ecol Res.* 32:395-404.
- Magurran, A. E. 2004. *Ecological diversity and its measurement.* Blackwell Publishing. Oxford, UK.
- Mangala, S. y R. M. Callaway. 2008. Exotic invasive plant accumulates native soil pathogens which inhibit native plants. *J. Ecol.* 96:58-67.
- Melgoza, A., M. I. Balandrán-Valladares, R. Mata-González y C. Pinedo-Álvarez. 2014. Biología del pasto rosado *Melinis repens* (Willd.) e implicaciones para su aprovechamiento o control. Revisión. *Rev. Mex. Cienc. Pecu.* 5:429-442.
- Miranda, R. 2012. Aplicación de fuego prescrito para el control del zacate rosado (*Melinis repens*). Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, Chih. México.
- Moreno, A. C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T—Manuales y Tesis SEA. Vol.1. GORFI, S.A. Zaragoza, España.
- Morris, E. K., T. Caruso, F. Buscot, M. Fischer, C. Hancock, T. S Maier, T. Meiners, C. Müller, E. Obermaier, D. Prati, S. A. Socher, I. Sonnemann, N. Wäschke, T. Wubet, S. Wurst y M. C. Rillig. 2014. Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecol. Evol.* 4:3514-3524.
- Müller, G., L. Horstmeyer, T. Rönneburg, M. van Kleunen y W. Dawson. 2016. Alien and native plant establishment in grassland communities is more strongly affected by disturbance than above- and below-ground enemies. *J. Ecol.* 104:1233-1242.
- Pámanes, D. S. 2008. Efectos del pastoreo continuo durante 28 años (1979-2007) en pastizal mediano con arbustos en Durango, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario De Investigación Para el Desarrollo Integral Regional. Instituto Politécnico Nacional. Durango, Dgo. México.

- Pellant, M., P. Shaver, D. A. Pyke y J. E. Herrick. 2005. Interpreting indicators of rangeland health. Technical Reference 1734-6. Version 4. BLM-USDA. Denver, CO.
- Pizzo, R., C. Herrero-Jáuregui, M. Pizzo y M. Oesterhad. 2016. Impact of stocking rate on species diversity and composition of a subtropical grassland in Argentina. *App. Veg. Sci.* 19:454-461.
- Pool, D. B., A. O. Panjabi, A. Macias-Duarte y D. M. Solhjem. 2014. Rapid expansion of croplands in Chihuahua, Mexico threatens declining North American grassland bird species. *J. Biol. Cons.* 170:274–281.
- Possley, J. y J. Manschinski. 2006. Competitive effects of the invasive grass *Rhynchelytrum repens* (Wild.) E. E Hubb. On Rockland vegetation. *Nat. Areas J.* 26:391-395.
- Real, R. y J. M. Vargas. 1996. The probabilistic basis of Jaccard's index of similarity. *Syst Biol.* 45:380-385.
- Royo, M. H., J. S. Sierra, C. R. Morales, R. L. Carrillo, A. Melgoza y P. Jurado. 2008. Estudios ecológicos de pastizales. En: Chávez, A. H. (comp). Rancho Experimental La Campana 50 años de investigación y transferencia de la tecnología en pastizales y producción animal.
- Ruiz, E. H. 2016. Modelo de máxima entropía para identificar áreas de invasión de *Melinis repens* en Chihuahua, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Zootecnia y Ecología. UACH. Chihuahua, Chihuahua.
- Sánchez, J. J. 2012. Caracterización de hábitat y riesgo de invasión por zacate rosado (*Melinis repens*) en pastizales áridos y semiáridos de Chihuahua, México. Tesis de Maestría. Facultad de Zootecnia y Ecología. UACH. Chihuahua, Chihuahua.
- SAS Institute Inc. 2006. SAS 9.1.3 User's guide. Cary, NC, USA.
- Schmidt, M., A. Thiombiano, A. Zizka, K. König, U. Brunken y G. Zizka. 2011. Patterns of plant functional traits in the biogeography of West African grasses (Poaceae). *Afr. J. Ecol.* 49:490-500.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2008. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. México, D.F. 357 pp.
- Setterfield, S. A., N. A. Rossiter-Rachor, L. B. Hutley, M. M. Douglas y R. J. Williams. 2010. Turning up the heat: the impact of *Andropogon gayanus* (gamba grass) invasion on fire behavior in northern Australian savannas. *Diversity Distrib.* 16:854-861.

- Šimanský, V. 2017. Is the period of 18 years sufficient for an evaluation of changes in soil organic carbon under a variety of different soil management practices?. *Commun. Soil Sci. Plan.* 48:37-42.
- Song, Q., B. Wang, J. Wang y X. Niu. 2015. Endangered and endemic species increase forest conservation values of species diversity based on the Shannon-Wiener index. *iForest.* 9:469-474.
- Stokes, C. A., G. E. MacDonald, C. R. Adams, K. A. Langeland y D. L. Miller. 2011. Seed biology and ecology of natal grass (*Melinis repens*). *Weed Sci.* 59:527-532.
- Terán, A. 2010. Índice de consumo de especies *Bouteloua gracilis* y *Melinis repens* y su efecto en la composición fisicoquímica del suelo. Tesis de Maestría. Centro interdisciplinario de investigación para el desarrollo integral regional unidad Durango. Instituto Politécnico Nacional. Victoria de Durango, Dgo. México.
- Tererai, F., M. Gaertner, S. M. Jacobs y D. M. Richardson. 2013. *Eucalyptus* invasion in riparian forest: effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition. *Forest. Ecol. Manag.* 279:84-93.
- Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A. M. Umaña. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander van Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Vitousek, P. M. 1994. Beyond Global Warming: Ecology and global change. *Ecology.* 75:1861-1876.
- Weidenhamer, J. D y R. M. Callaway. 2010. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry an ecosystem function. *J. Chem. Ecol.* 36:59-69.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon.* 21:213-251.
- Williams, D. G. y Z. Baruch. 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biol. Invasions.* 2:123-140.
- Williamson, M. 2000. Workshop and best management practices for preventing and controlling invasive alien species. *The Ecology of Invasions.* 22-24.