

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL
DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES**



**EFFECTO DEL APACENTAMIENTO EN LA ESTRUCTURA Y
COMPOSICIÓN DE ESPECIES DEL PASTIZAL SEMIÁRIDO EN EL
SURESTE DE COAHUILA, MÉXICO**

**POR:
JAVIER ENRÍQUEZ MADERO**

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el Título de:

INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA

Saltillo, Coahuila, México

Junio 2022

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL

**EFFECTO DEL APACENTAMIENTO EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE
ESPECIES DEL PASTIZAL SEMIÁRIDO EN EL SURESTE DE COAHUILA, MÉXICO**

POR:

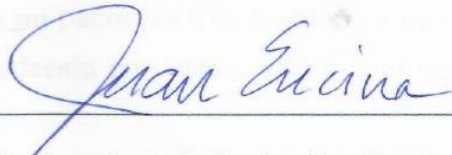
JAVIER ENRÍQUEZ MADERO

TESIS

Que somete a la consideración del H. Jurado Examinador como requisito para
obtener el título de:

INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA

Aprobada por:



Dr. Juan Antonio Encina Domínguez

Asesor Principal



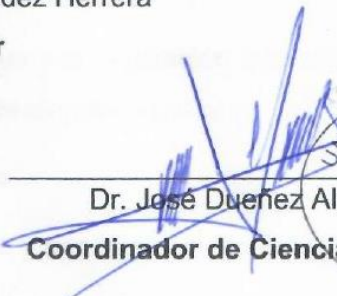
Dr. José Antonio Hernández Herrera

Coasesor



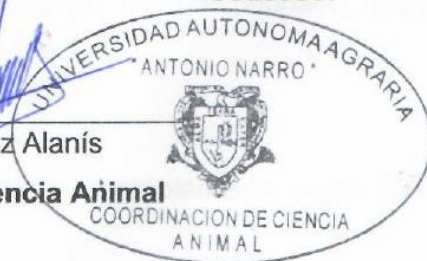
Dr. Perpetuo Álvarez Vázquez

Coasesor



Dr. José Dueñez Alanís

Coordinador de Ciencia Animal



Saltillo, Coahuila, México, Junio de 2022

AGRADECIMIENTOS

A Mi Madre: Esperanza Madero Guzmán (1936-2012)

Por todo el amor y el cariño que me diste, gracias mamá por estar siempre en los momentos más difíciles y en los más importantes de mi vida, con el mismo amor que tú siempre me demostraste hoy te dedico este trabajo de investigación, ya que no solo es fruto de mi esfuerzo, es parte de lo que tu sembraste en mi como ser humano, te amo mucho y espero algún día la vida nos vuelva a reunir, mientras tanto seguiré a delante con pasos firmes y con los pies en la tierra, gracias, espero estés orgullosa de tu hijo.

Te amo mamá....

Ignacio Enríquez Madero

A mi tío, no tengo palabras para agradecer todo lo que ha hecho por mí, porque más que un tío, se convirtió en un padre para mi hermano y mío, sabe que toda la vida estaré inmensamente agradecido con usted, solo puedo decirle, gracias por haber hecho esto posible.

Rene Enríquez Madero

Por aguantarme en la vida Universitaria hermano, sé que no fue fácil para ambos, pero lo logramos, sabes que te amo y que sin importar las circunstancias siempre estaré ahí para ti.

Francisca Amalia Enríquez Madero

Gracias mamá, por el apoyo y la motivación que siempre nos has brindado, también es tu logro mamá, espero te sientas orgullosa.

Mariana Carrasco Orozco

Gracias por estar a mi lado y por el apoyo incondicional, también es tu logro, uno de muchos que están por venir.

Dr. Juan Antonio Encina Domínguez

Por el apoyo incondicional y por ser guía y maestro para la realización de este proyecto, gracias por la amistad que me ha brindado.

Dr. Ricardo Vázquez Aldape

Por el apoyo y por la amistad formada dentro de mi vida universitaria.

A mis compañeros Rosalía Mendoza y Joel Gallegos

Por el apoyo en campo para la recolección de las variables para la realización de este proyecto, muchas gracias por su apoyo.

A mis maestros de licenciatura

Gracias por haberme formado como profesionista.

A mi Alma Terra Mater

Quien me cobijo como estudiante y me formo como profesionista, gracias por todos los buenos y malos momentos.

A la memoria de Don Antonio Narro

Por su noble visión altruista, que hoy forma a los mejores Ingenieros Agrónomos Zootecnistas de México.

DEDICATORIA

A mi madre: Esperanza Madero Guzmán (1936-2012)

Con todo mi amor para ti mamá, te dedico este trabajo de investigación, como tributo y honrando tu memoria, guardo siempre tu recuerdo en mi corazón y en mi mente, ya que solo tu mereces el reconocimiento de este logro y de los que están por venir, gracias por todo el amor que me diste en vida y por la formación que me regalaste, espero te llene de orgullo, tu hijo logro una meta.

Ignacio Enríquez Madero

Solo puedo decir, gracias por haberme apoyado en todo, este logro no es solo mío es de usted y los que están por venir, gracias por todo el apoyo incondicional, lo logramos.

Francisca Amalia Enríquez Madero

Gracias mamá, también es tu tesis, gracias por los ánimos dados para poder concluir esta etapa de mi vida.

Gisel Roque Enríquez y Esmeralda Roberta Roque Enríquez

Mis hermanas, también es su logro, gracias por formar parte de mi vida, las quiero mucho.

Rene Enríquez Madero y Mariana Carrasco Orozco

Gracias por aguantarme en toda la carrera, los quiero mucho, este trabajo también es de ustedes, gracias por estar siempre para apoyarme, los quiero.

RESUMEN

Los pastizales forman parte de un ecosistema remanente del norte de México y de gran importancia para la protección de especies de flora y fauna silvestre. La vegetación se ha degradado por el sobrepastoreo. El objetivo fue evaluar la condición de la vegetación, diversidad y riqueza de especies vegetales en los sitios donde hay presencia del perrito de la pradera (*Cynomys mexicanus*) en condición de apacentamiento y en exclusión de apacentamiento de ganado bovino. Se establecieron 18 sitios de muestreo en el Rancho Los Ángeles Coahuila, México, con dimensiones de 1m² con 2 cuadrantes por sitio de muestreo en orientación norte-sur, ubicados en las tres condiciones de apacentamiento y con presencia de colonias de perrito de la pradera. Se realizó el análisis de la información curva de acumulación de especies, la dominancia de Berger Parker, índice de Shannon, índice de riqueza de Margalef, e índice de equitatividad de Pielou. En la diversidad florística 78 especies, 22 familias y 61 géneros, donde *Poaceae* (10 géneros, 20 especies) con el 51.2 % de la población, *Acanthaceae* (2 géneros, 2 especies) y *Asteraceae* (14 géneros, 19 especies). Las especies que integran el mayor índice de valor de importancia por condición; *Dyschoriste linearis*, *Aristida purpurea* y *Aristida havardii* con un 50 % para la condición I, mientras que para la condición II fue para las especies *Bouteloua dactyloides*, *Hopia obtusa* y *Dyschoriste linearis* con 55 %, finalmente para la condición III *Muhlenbergia phleoides*, *Bouteloua gracilis* y *Oxalis corniculata*, con 27.33 %. El resultado en base al análisis de dominancia de Berger Parker, fue para la condición III con un 0.32 dominancia, la condición II registró la mayor diversidad, riqueza y equitatividad de especies con un 2.15 nats, 2.94 de riqueza y 78% de variabilidad. La condición II con presencia de perrito de pradera (*C. mexicanus*) y con apacentamiento por parte del ganado bovino presenta la mayor diversidad y riqueza de especies.

Palabras clave: Apacentamiento, diversidad y riqueza de especies, dominancia, pastizal semidesértico.

ABSTRACT

The grasslands are part of a remnant ecosystem of northern Mexico and are of great importance for the protection of wild flora and fauna species. The vegetation has been degraded by overgrazing. The objective was to evaluate the condition of the vegetation, diversity, and richness of plant species in the sites where the prairie dog (*Cynomys mexicanus*) is present in grazing conditions and in exclusion of cattle grazing. 18 sampling sites were established at Rancho Los Angeles Coahuila, Mexico, with dimensions of 1m² with 2 quadrants per sampling site in a north-south orientation, located in the three grazing conditions and with the presence of prairie dog colonies. An analysis of the species accumulation curve, Berger Parker dominance, Shannon index, Margalef richness index, and Pielou evenness index was performed. In the floristic diversity, 78 species, 22 families, and 61 genera are Poaceae (10 genera, 20 species) with 51.2% of the population, Acanthaceae (2 genera, 2 species), and Asteraceae (14 genera, 19 species). The species that make up the highest important value index by condition; *Dyschoriste linearis*, *Aristida purpurea*, and *Aristida havardii* with 50% for condition I, while for condition II it was for the species *Bouteloua dactyloides*, *Hopia obtusa* and *Dyschoriste linearis* with 55%, finally for condition III *Muhlenbergia phleoides*, *Bouteloua gracilis* and *Oxalis corniculata*, with 27.33%. The result based on the Berger Parker dominance analysis was for condition III with 0.32 dominance; condition II recorded the highest diversity, richness, and evenness of species with 2.15 nats, 2.94 richness, and 78% variability. Condition II with the presence of prairie dogs (*C. mexicanus*) and grazing by cattle presents the greatest diversity and richness of species dominance.

Key words: Grazing, diversity and species richness, dominance, semi-desert grassland.

ÍNDICE

I.	INTRODUCCIÓN.....	1
I.1	Justificación.....	2
I.2	Objetivo general	3
I.3	Objetivos específicos.....	3
I.4	Hipótesis	3
II.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
II.1	Ecosistema pastizal en América del norte	4
II.2	Distribución de los pastizales en México	4
II.3	Ecología de los pastizales	5
II.4	Situación actual de los pastizales en condición de apacentamiento por parte de ganado bovino	6
II.5	El perrito de la pradera (<i>Cynomys</i> spp.) y su papel como elemento biológico en los pastizales	6
II.6	Aspectos estructurales de las asociaciones del zacatal.....	7
II.7	Métodos para medir vegetación.....	8
II.8	Diversidad y riqueza	9
II.8.1	Importancia de la diversidad	9
II.8.2	Importancia de la riqueza	10
II.9	Diversidad alfa métodos basados en la estructura de la vegetación.....	11
II.9.1	Dominancia	11
II.9.2	Equitatividad.....	12
II.10	Curva de acumulación de especies	13
II.12	Estudios de diversidad y riqueza en pastizales desérticos.....	14
12.1	Rancho Los Ángeles	14
II.12.2	En el sureste del estado de Coahuila	14
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	15
III.1.1	Área de Estudio	15
III.1.2	Fisiografía.....	15
III.1.3	Geología.....	15
III.1.4	Suelos	17
III.1.5	Clima	18
III.1.6	Vegetación	18
III.1.7	Hidrología	19

III.1.7.1 Hidrología Subterránea.....	19
III.2 Metodología.....	20
III.2.1 Cálculos de los atributos de la vegetación	20
III.2.2 Cálculo de la diversidad y riqueza de las áreas de estudio	23
III.2.2.1 Diversidad alfa.....	23
III.2.2.2 Índice de Shannon Wiener.....	24
III.2.2.3 Índice de riqueza de Margalef.....	24
III.2.2.4 Índice de dominancia de Berger Parker	25
III.2.2.5 Índice de equitatividad de Pielou	25
III.2.3 Curva de acumulación de especies	26
III.2.3.1 Ecuación de Clench.....	27
III.2.3.2 Modelo exponencial negativo	27
IV. RESULTADOS.....	29
IV.1 Riqueza estimada por condición en base a la curva de acumulacion de especies	29
IV.1.1 Condición I con presencia de perrito de la pradera (<i>Cynomys mexicanus</i>) en exclusión de apacentamiento por parte del ganado bovino	29
IV.1.2 Condición II presencia de perrito de pradera (<i>Cynomys mexicanus</i>) con apacentamiento del ganado bovino	30
IV.1.3 Condición III ganado vacuno en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera (<i>Cynomys mexicanus</i>).....	32
IV.2 Composición florística	32
IV.3 Aspectos estructurales de las asociaciones de los sitios de muestreo	34
IV.3.1 Condición I presencia de perrito de la pradera (<i>Cynomys mexicanus</i>) en exclusión de apacentamiento de ganado bovino.....	34
IV.3.2 Condición II presencia de perrito de pradera (<i>Cynomys mexicanus</i>) con apacentamiento del ganado bovino	36
IV.3.3 Condición III ganado bovino en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera (<i>Cynomys mexicanus</i>).....	37
IV.4 Diversidad y riqueza de especies.....	41
IV.4.1 Dominancia de Berger Parker	41
IV.4.2 Índice de Shannon Wiener	41
IV.4.3 Índice de riqueza de Margalef	41
IV.4.4 Índice de equitatividad de Pielou.....	42
V. DISCUSIÓN.....	43
VI. CONCLUSIONES.....	46
VII. RECOMENDACIONES.....	47
VIII. LITERATURA CITADA	48
IX. ANEXOS	61

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.- Aspectos estructurales de las asociaciones de los sitios de muestreo condición I.....	35
Cuadro 2.- Aspectos estructurales de las asociaciones de los sitios de muestreo condición II.....	36
Cuadro 3.- Aspectos estructurales de las asociaciones de los sitios de muestreo condición III.....	38
Cuadro 4.- Índices de dominancia, diversidad, riqueza y equitatividad estimada para cada condición de los pastizales estudiados.	42

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.- Mapa de los sitios de muestreos para cada una de las condiciones dentro del rancho los ángeles.	16
Figura 2.- Curva de acumulación de especies; condición i con presencia de perrito de la pradera (<i>cynomys mexicanus</i>) en exclusión de apacentamiento por parte de ganado bovino.	30
Figura 3.- Curva de acumulación de especies; presencia de perrito de pradera (<i>cynomys mexicanus</i>) con apacentamiento por parte del ganado bovino.....	31
Figura 4.- Curva de acumulación de especies; presencia de perrito de pradera (<i>cynomys mexicanus</i>) con apacentamiento por parte del ganado bovino.....	31

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1.- Mapa de vegetación del Rancho Los Ángeles	61
Anexo 2.- Formato para muestreo de vegetación del Rancho Los Ángeles.....	62
Anexo 3.- Coordenadas geográficas de los sitios estudiados en los pastizales del Rancho Los Ángeles.....	63
Anexo 4.- Listado de la flora registrada para los pastizales estudiados del Rancho Los Ángeles	65

I. INTRODUCCIÓN

Los pastizales del Desierto Chihuahuense son de gran valor debido a los recursos y servicios que proporciona como ganaderos, faunísticos, hidrológicos y recreativos. Para administrar de manera sustentable la diversidad biológica es importante entender los factores que influyen en la habilidad de los organismos para coexistir dentro de un área determina. Las principales perturbaciones en los pastizales del Desierto Chihuahuense incluye: herbivoría, fuego, sequías, introducción de especies invasoras y el cambio del uso del suelo, aunque también pueden ocurrir eventos abióticos, como lo son heladas extremas, enfermedades, inundaciones y derrumbes de tierras (Abbott, 2006).

Las praderas de Chihuahua no escapan a esta situación, por lo que gran número de especies asociadas a este ecosistema, se encuentran amenazadas debido a la fragmentación y el deterioro del hábitat, un claro ejemplo de esto son los perros llaneros (*Cynomys* spp.), roedores que forman colonias en el noreste de México. Históricamente esta especie ocupó extensas áreas de pastizales naturales, sin embargo, su distribución geográfica ha reducido a un 2 % del área original (Pacheco-Rodríguez, 2006) a consecuencia del sobrepastoreo, cambio climático, supresión de incendios naturales, distribución de semillas de arbustos por el ganado y la remoción de herbívoros nativos (Herbel *et al.*, 1972; Nielson, 1986; Schlesinger *et al.*, 1990).

El pastizal se está transformando en un matorral, lo que origina la pérdida de especies que dependen del pastizal para sobrevivir, pero también reduce el potencial económico de los habitantes locales (Manzano, 2006). En el norte de México más del 80 % corresponde a agostaderos, por lo que ésta es la principal fuente de forraje. En 1985 se señaló la problemática que presentaban los agostaderos: sobrepastoreo, erosión, invasión de arbustivas, plantas tóxicas, roedores y fuego.

Por otra parte, se han cuantificado la reducción de la cantidad de forraje de 1961 a la fecha va desde un 85 % hasta obtener un 10 %, dependiendo del tiempo de agostadero. A nivel nacional, México tiene alrededor de 300 cuencas hidrológicas que debieran captar 400 km³ de agua. Sin embargo, la capacidad de estas cuencas se ha reducido debido al deterioro de los agostaderos (Melgoza-Castillo, 2006).

I.1 Justificación

El presente trabajo surge a través de la necesidad de conocer la diversidad y estructura del pastizal del Rancho Los Ángeles, el cual se encuentra en una zona privilegiada debido a su localización, es considerado como el Santuario del perrito de la pradera (*C. mexicanus*) que es una especie endémica y está en peligro de extinción de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010.

En el estudio se elaboró un inventariado de las familias y especies vegetales presentes en cada una de las condiciones ambientales del rancho, analizando el impacto de la presencia del perrito de la pradera (*C. mexicanus*), debido a que esta especie es importante en los pastizales del norte de México.

Por lo tanto es necesario conocer la influencia en la diversidad y riqueza del pastizal cuando se somete a pastoreo de ganado bovino, así como cuando solo se encuentra esta especie, sin presencia de ganado bovino, de esta forma, con los resultados obtenidos se podrá implementar un plan de manejo sustentable enfocado en la preservación de esta especie clave para el ecosistema del Desierto Chihuahuense, buscando un mejor aprovechamiento de las áreas naturales con las que dispone el rancho, sin poner en riesgo la desaparición del perrito de la pradera (*C. mexicanus*), que por su carácter de especie en peligro de extinción debe ser preservada, para asegurar su permanencia en los ecosistemas del norte de México.

I.2 Objetivo general

Evaluar la condición de la vegetación, diversidad y riqueza de especies vegetales en los sitios donde hay presencia del perrito de la pradera (*C. mexicanus*) en condición de apacentamiento y en exclusión de apacentamiento de ganado bovino.

I.3 Objetivos específicos

- Determinar la riqueza y diversidad de especies de plantas del pastizal en presencia y ausencia de apacentamiento por parte del ganado bovino y perrito de la pradera (*C. mexicanus*).
- Determinar la estructura del pastizal en presencia y ausencia de apacentamiento por parte del ganado bovino y perrito de la pradera (*C. mexicanus*).

I.4 Hipótesis

La presencia del perrito de la pradera (*C. mexicanus*) en conjunto con el apacentamiento del ganado bovino mejora la estructura, diversidad y riqueza vegetal del pastizal.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

II.1 Ecosistema pastizal en América del Norte

Durante la colonización española las expediciones que llegaron al norte de México, se maravillaron al ver praderas aparentemente interminables, que se extendían sin interrupción desde norte de México más allá del Camino Real y el borde de la región del Desierto Chihuahuense hasta el sur de Canadá, siendo la región del desierto de Chihuahua un paisaje terrestre extremo pero muy diverso, repleto de vida silvestre inusual y plantas desconocidas (Cartron *et al.*, 2005). Cinco siglos después se encuentran entre los ecosistemas más amenazados, siendo transformados a áreas de cultivo, praderas irrigadas con especies introducidas y crecimiento de centros urbanos. La tasa de desaparición de pastizales representa una preocupación importante de conservación a nivel de paisaje, especie y población (Samson y Knopf, 1996; Henwoo, 1998).

La desaparición de los pastizales se ha visto agravada por la sobre explotación por el sobrepastoreo e intentos de erradicación a especies vegetales y animales incluidos los perritos de la pradera. Bailey (1932) afirma que una pradera de perrito llanero en 1908 cubría un área estimada de 2,590 Km² en el Valle Animas de Nuevo México. Es considerada clave en los pastizales de América del Norte debido a su influencia en la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas (Weltzin *et al.*, 1997a; Ceballos *et al.*, 1999; Kotliar *et al.*, 1999).

II.2 Distribución de los pastizales en México

Los pastizales comprenden una pequeña parte del Desierto Chihuahuense, pero son esenciales para la diversidad biológica de la ecorregión (Desmond, 2006), una gran parte de las áreas de pastizal están sufriendo una transformación a gran escala, pasando de un sistema dominado por gramíneas a un sistema dominado por arbustos

(Buffington y Herbel 1965; Weltzin *et al.*, 1997). Un gran número de factores han influido en el avance de arbustos nativos en áreas de pastizal abierto. Esos factores incluyen cambio climático, sobrepastoreo, supresión de incendios naturales, distribución de semillas de arbustos por el ganado y la remoción de herbívoros nativos (Herbel *et al.*, 1972; Nielson 1986; Schlesinger *et al.*, 1990).

Los pastizales de norte-centro del Desierto de Chihuahua son áreas grandes de pastizal intacto de alta calidad, y quizá el mejor ejemplo de pastizal del Desierto Chihuahuense. La propiedad de la tierra son ejidos y ranchos privados, estos últimos practican pastoreo de baja intensidad y un sistema rotatorio finalmente esta área es importante para aves de pastizal migratorias y residentes (Desmond, 2006).

II.3 Ecología de los pastizales del norte de México

El desierto Chihuahuense es el bioma de mayor extensión en Norteamérica y se considera como una de las regiones secas con mayor riqueza de especies del mundo (Morafka, 1977; Sutton, 2000; Hoyt, 2002). La Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre Oriental se consideran los límites del desierto Chihuahuense, respectivamente, pero la delimitación precisa de la frontera en el sur y en el norte todavía está sujeta a debate. Existen propuestas de límites del desierto Chihuahuense basadas en la distribución de anfibios y reptiles (Morafka, 1977), en la vegetación (Henrickson y Straw, 1976) en el clima (Schmidt, 1986) y en la flora (Hernández *et al.*, 2004).

Rzedowski (1965, 2006) reconoce tres tipos básicos: matorral desértico micrófilo (MDM) de suelos de aluvión, matorral desértico rosetófilo (MDR) en rocas calizas y terrenos de buen drenaje y matorral desértico crasicale (MDC) ligado a rocas y suelos de naturaleza ígnea, el mismo autor definió el MDM como matorral desértico aluvial. Shreve (1942) lo define como *Microphyllous desert* y Leopold (1950) como *creosote bush*. Gentry (1957) lo calificó como matorral desértico de Chihuahua.

II.4 Situación actual de los pastizales en condición de apacentamiento por parte de ganado bovino

Los agostaderos son áreas naturales con características no aptas para la agricultura, estas áreas comprenden diversos tipos de vegetación: desiertos, pastizales, matorrales, bosques y áreas ribereñas (Castillo, 2006). SAGARPA (2000) estimó la producción nacional de 192.6 millones de toneladas de forraje, sólo un 25 % del forraje es producido en agostaderos, 42 % en praderas irrigadas, 24 % son esquilmos agrícolas y un 5 % son cultivos forrajeros. Se reporta un hato de 35 millones de unidades animal que consumen 175 millones de toneladas de forraje, por lo que aparentemente existe un balance en cuanto a demanda de forraje (Castillo, 2006).

El norte de México, más del 80 % corresponde a agostaderos, es la principal fuente de forraje, desde 1985 se señaló la problemática que presentaban los agostaderos como: sobrepastoreo, erosión, invasión de arbustivas, plantas tóxicas, roedores y fuego, sin importar el tipo de vegetación, el pastoreo combinado de rumiantes y perros llaneros ocasiona cambios en la composición de las especies de plantas (Long, 2006). Los agostaderos funcionan como áreas de amortiguamiento donde se captura, infiltra y almacena el agua para su posterior uso tanto en áreas rurales como en los centros urbanos. A nivel nacional, México tiene 300 cuencas hidrológicas que debieran captar 400 km³ de agua. Sin embargo, la capacidad de estas cuencas se ha reducido debido al deterioro de los agostaderos (Castillo, 2006).

II.5 El perrito de la pradera (*Cynomys spp.*) y su papel como elemento biológico en los pastizales

Los perros llaneros (*Cynomys spp.*) es de los elementos biológicos más importantes de los pastizales de Norteamérica son considerados como una especie ecológica clave (Ceballos *et al.*, 2000; Kotliar, 2000; Kotliar *et al.*, 1999; Miller *et al.*, 2000). Al establecerse en colonias de individuos, con sus actividades, especialmente por la construcción de sus madrigueras y la destrucción de la vegetación aledaña, causan

profundos impactos que modifican el paisaje e inducen un incremento en la diversidad biológica regional tanto de flora como de fauna (Archer *et al.*, 1987; Bonham y Lerwick 1976; Miller *et al.*, 1994; Reading *et al.*, 1989; Whicker y Detling, 1988).

La heterogeneidad ambiental causada por las actividades de forrajeo y la construcción de madrigueras de los perros llaneros propicia la colonización y permanencia de un gran número de especies de vertebrados, ya que son la base para el mantenimiento de la diversidad biológica regional (Agnew *et al.*, 1986; Campbell y Clark, 1981; Cid *et al.*, 1991; Coppock *et al.*, 1983a; Coppock *et al.*, 1983b; Hansen y Gold, 1977; Koford, 1958; Kruger, 1986; Miller *et al.*, 1990; O'Meilia *et al.*, 1982; Reading *et al.*, 1989; Sharp y Uresk, 1990).

Las colonias activas de perros llaneros favorecen la presencia en numerosas especies (List y MacDonald, 1998; Manzano, 1999; Reading *et al.*, 1989), por lo tanto, la desaparición de los pastizales y en particular de las colonias de perros llaneros han originado una reducción severa de especies de plantas y animales, lo que pone en peligro a especies de vertebrados que requieren del tipo de ambiente promovido por el perro llanero (Clark, 1989; Knopf, 1994; Weltzin *et al.*, 1997). Por lo anterior, el ecosistema de los perros llaneros es una de las principales prioridades de la conservación de la naturaleza en Norteamérica (Pacheco-Rodríguez, *et al.*, 1999-2000). Debido a que es una especie que atraviesa por una situación crítica a nivel global, ya que sus poblaciones se han contraído en más de un 98 % en los últimos 80 años por campañas de control y erradicación (Miller *et al.*, 1994).

II.6 Aspectos estructurales de las asociaciones del zacatal

Este tipo de vegetación pertenece a las comunidades dominadas por gramíneas; se desarrolla en valles con suelos moderadamente profundos, así como en laderas poco inclinadas y mesetas, entre los 800 y 2,500 m de altitud; con frecuencia se mezclan

con bosques de pino piñonero y comunidades del Matorral desértico chihuahuense. Ocupa aproximadamente el 8 % del estado de Coahuila.

La comunidad más característica se presenta en una serie de valles y planicies del sureste del estado, se trata de un zacatal mediano abierto en asociación con plantas xerófilas; las gramíneas dominantes son: *Bouteloua gracilis*, *B. curtispindula*, *B. dactyloides* y *Aristida divaricata*, con arbustos dispersos de *Cylindropuntia imbricata*, *Opuntia rastrera*, *Larrea tridentata*, *Flourensia cernua*, *Yucca carnerosana* y *Prosopis glandulosa*.

En algunas áreas con vegetación gipsófila del centro y sur del estado se presenta el zacatal gipsófilo, en el que son frecuentes: *Bouteloua chasei*, *Muhlenbergia villiflora*, *M. gypsophila*, *M. arenicola*, *Achnatherum editorum* y *Scleropogon brevifolius*. En suelos con acumulación de sales son comunes las colonias de *Sporobolus airoides*, *S. wrightii*, *S. cryptandrus*, *S. spiciformis*, *Pleuraphis mutica*, *Hilaria belangeri*, *Distichlis spicata* y *D. littoralis*, mezclados con especies de *Atriplex*, *Prosopis* y *Suaeda*. En valles intermontanos del sur del estado se desarrollan comunidades de gramíneas amacolladas, las más frecuentes son: *Muhlenbergia emersleyi*, *M. dubia*, *M. setifolia*, *Nasella tenuissima* y *Achnatherum eminens*, mezcladas con arbustos del matorral submontano o del matorral rosetófilo. En los sitios de alta montaña, como mesetas y claros de bosque, se presentan zacatales de *Achnatherum robustum* o *Jarava ichu* asociadas con especies de *Pinus*; otras herbáceas frecuentes son: *Hymenoxys insignis*, *Gridelia grandiflora* y *Senecio madrensis* (Encina-Domínguez, 2015).

II.7 Métodos para medir vegetación

Para clasificar y describir las comunidades vegetales se deben considerarse dos o tres dimensiones como la fisionomía o estructura de la vegetación representa dos dimensiones, la variación de la diversidad vertical, ya sea una capa o múltiples, es útil para describir el área, también es importante la composición florística (Gallina, 2011).

Entre los métodos para cuantificar la estructura y florística de la vegetación se encuentran los cuadrantes en puntos, áreas de muestreo circulares y anidadas, cuadrados, línea de intercepción (Gallina, 2011). Las áreas fijas y transectos pueden ser utilizados para proveer sitios específicos, análisis detallados en las relaciones especie-hábitat (Morrison *et al.*, 1992). Del mismo modo se han usado índices de diversidad de las alturas del follaje (FHD) y la heterogeneidad del hábitat para describir la diversidad y dispersión de la vegetación en un área, originalmente fueron aplicados por MacArthur y MacArthur (1961) y Karr y Roth (1971) (Morrison *et al.*, 1992).

II.8 Diversidad y riqueza

II.8.1 Importancia de la diversidad

El índice de entropía de Shannon y otras medidas de complejidad se utilizan frecuentemente para evaluar la diversidad de especies en comunidades ecológicas, aun cuando su comprensión es difícil y sus valores no son comparables (Moreno, 2011). La diversidad de especies es un tema central tanto en ecología de comunidades como en biología de la conservación, ha adquirido una mayor relevancia en los últimos años debido a su posible relación con el funcionamiento de los ecosistemas a través de procesos tales como la productividad y la estabilidad y por su modificación como resultado de actividades humanas (Maclaurin y Sterelny, 2008).

Desde el enfoque de ecología de comunidades, la diversidad de especies es esencialmente un concepto relacionado con la estructura de las comunidades: el recíproco de un promedio de las abundancias relativas, es necesario enfatizar que las herramientas de medición aplicables al concepto de diversidad no deben confundirse con las teorías que las soportan (Hill, 1973). Es necesario evaluar la diversidad, ya que permiten describir los componentes del sistema bajo estudio, hacer comparaciones entre sistemas y porque representan la materia prima para generar teorías (Maclaurin y Sterelny, 2008).

II.8.2 Importancia de la riqueza

La comunidad es un nivel de organización natural y puede ser definida como el conjunto de organismos localizados en un área o hábitat definido, que interactúan directa o indirectamente independientemente de su identidad taxonómica; las especies y el medio ambiente funcionan juntos como un sistema ecológico o ecosistema, así es como los patrones de interacción de los individuos definen la organización o estructura de una comunidad (Ricklefs, 1990).

Root (1967) (en Wootton, 1990) introdujo el concepto de ensamblaje (*assemblage*), para referirse al conjunto de organismos de la misma identidad taxonómica localizados en un área o hábitat determinado, independientemente de las interacciones que se puedan presentar. La medida de la diversidad de especies debería indicar la probabilidad de que un individuo de una especie se encuentre con otro de una especie diferente, medida por la naturaleza del encuentro siendo predación, competencia, simbiosis (Wootton, 1990). La riqueza de especies refleja distintos aspectos de la biodiversidad, a pesar de que existen muchas aproximaciones para definir el concepto de especie, su significado es ampliamente entendido (Aguilera y Silva, 1997; Mayr, 1992).

Un segundo concepto asociado con la diversidad de especies es el de heterogeneidad (Magurran, 1989; Krebs, 1999), que incluye información de la abundancia relativa de las especies presentes; donde sí pocas especies en una comunidad tienen alta abundancia, entonces, la probabilidad de encuentro con una especie numéricamente es mínima, mucho más baja que si todas las especies presentes tuviesen abundancias proporcionalmente iguales. La bibliografía sobre diversidad (Peet, 1974; Magurran, 1989; Wootton, 1990; Hair, 1980; Margalef, 1995; Brower *et al.*, 1998; Krebs, 1999; Moreno, 2001) revela un gran número de índices que intentan cuantificar la diversidad

de especies (Magurran, 1989), cada índice intenta caracterizar la diversidad de una muestra o ensamble por un número singular.

La riqueza proporciona una medida de diversidad muy útil cuando el área de estudio puede delimitarse en tiempo, en espacio y las especies integrantes enumerarse e identificarse; el problema básico que es imposible enumerar a todas las especies en una comunidad natural (Magurran, 1989; Krebs, 1994, 1999).

II.9 Diversidad alfa métodos basados en la estructura de la vegetación

II.9.1 Dominancia

La abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales, además, permite identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia o en la dominancia, lo anterior nos alerta acerca de procesos empobrecedores (Magurran, 1988), para el caso del índice de dominancia de Berger Parker un incremento en el valor de este índice se interpreta como un aumento en la equidad y una disminución de la dominancia (Magurran, 1988), sin embargo, este índice puede causar malentendidos en algunos casos particulares: alcanza valores altos cuando la equidad es alta (dos o más especies codominan la comunidad) o bien cuando una especie incipientemente domina a la comunidad (Baev y Penev, 1995), la transformación logarítmica de los datos representa limitaciones matemáticas (Hurlbert, 1971; Baev y Penev, 1995).

Por su parte, el índice de Simpson es de uso común para medir el grado de dominancia de unas cuantas especies en la comunidad, y su inverso representa por lo tanto la equidad (Magurran, 1988), este índice está fuertemente influenciado por la importancia de las especies más dominantes (Magurran 1988; Peet 1974), están influenciados por las especies más comunes (Moreno, 2001), como consecuencia son más sensibles a los cambios en la comunidad (Feinsinger, 2003).

II.9.2 Equitatividad

La diversidad de una comunidad es una función de su riqueza o número de especies y de su equitatividad (grado de uniformidad de las abundancias relativas de las especies). La variación conjunta de ambos componentes determina los cambios en la diversidad. Tramer (1969) ha realizado una serie de predicciones sobre el efecto de la riqueza y la equitatividad sobre la diversidad en condiciones ambientales contrastantes, proponiendo que:

- a) En ambientes favorables la diversidad varía en función de los cambios en la riqueza.
- b) En ambientes rigurosos las variaciones de la diversidad están determinadas por cambios en la equitatividad.

Tramer (1969), en el primer caso:

1. El nivel de los recursos será estable en el tiempo y las poblaciones estarán cerca del equilibrio, de manera que los cambios en la diversidad se deberán casi exclusivamente a la aparición o desaparición de tipos de recurso y a la consiguiente adición o sustracción de especies que los exploten (i.e., cambios en riqueza).
2. Por el contrario, en ambientes rigurosos las poblaciones estarán debajo de sus niveles de equilibrio y serán más propensas a fluctuar numéricamente en función de la disponibilidad de sus recursos. De este modo, los cambios en la diversidad estarán determinados por la variación de la equitatividad.

En ambientes poco severos el proceso determinante será la competencia interespecífica por los recursos, mientras que en condiciones rigurosas la variación en la disponibilidad de los recursos será más importante que la competencia (Rotenberry,

1978; Rotenberr, 1979; Bethke y Nudds, 1993). Las predicciones de Tramer (1969) han sido puestas a prueba con resultados dispares (Bethke y Nudds, 1993), porque su utilización como base para la identificación de procesos de organización de comunidades es aun de dudoso valor (Wiens, 1979).

II.10 Curva de acumulación de especies

El número de especies es el atributo más utilizado para describir una taxocenosis, ya que es una expresión mediante la cual se obtiene una idea rápida y sencilla de su diversidad (Magurran, 1988, Gaston, 1996a). Sin embargo, la mayoría de los inventarios faunísticos son forzosamente incompletos. La imposibilidad de registrar el total de especies durante un trabajo de muestreo es un grave problema metodológico en los estudios de la biodiversidad (Gotelli y Colwell, 2001). Ésta cuestión pasa desapercibida a muchos investigadores, y abundan los trabajos en los cuales se compara directamente el número bruto de especies obtenido a partir de los muestreos de campo. Esta práctica suele, por tanto, producir resultados erróneos (Gotelli y Colwell, 2001) y debe evitarse.

Soberón y Llorente (1993) definen la riqueza total de un sitio como el valor del número de especies al cual una curva de acumulación de especies alcanza la asíntota. La valoración de la calidad de los inventarios mediante el estudio de las curvas de acumulación de especies, o curvas de colecta, es una aproximación más correcta al problema (Gray, 2002). Conviene tener presente que un inventario real no llega a completarse nunca, por lo que la estimación final del número de especies depende de la resolución temporal y espacial que empleemos en el muestreo; es fundamental que las estimas de riqueza especifiquen el área y periodo temporal de recogida de muestras (Lauenroth *et al.*, 2003). Las curvas de acumulación según Lamas *et al.* (1991), Soberón y Llorente (1993), Colwell y Coddington (1994), Gotelli y Colwell (2001) permiten;

1. Dar confiabilidad a los inventarios biológicos y posibilitar su comparación.
2. Una mejor planificación del trabajo de muestreo, tras estimar el esfuerzo requerido para conseguir inventarios fiables.
3. Extrapolar el número de especies observado en un inventario para estimar el total de especies que estarían presentes en la zona.

II.12 Estudios de diversidad y riqueza en pastizales desérticos

II.12.1 Rancho Los Ángeles

Juárez-de la Fuente (2012) realizó el estudio de la diversidad y estructura del pastizal en diferentes densidades de *C. mexicanus*, dando como resultado 44 especies de plantas, 41 géneros y 20 familias, con el 90 % herbáceas y 9.1 % arbustivas. La familia con mayor cobertura relativa fue *Poaceae*, la familia con mayor riqueza de especies es *Asteraceae* (10 géneros, 10 especies), seguida de *Poaceae* (6,6) y *Brassicaceae* (4,4), que integran el 45 % de la flora registrada.

II.12.2 En el sureste del estado de Coahuila

De acuerdo con Vázquez-Coronel (2020) para un zacatal de la Sierra Zapalinamé se registraron 178 especies, distribuidas en 45 familias y 136 géneros, las familias dominantes fueron: *Asteraceae* (37), *Fabaceae* (17) y *Poaceae* (30), esta última con 2 categorías intraespecíficas. Los géneros con mayor riqueza de especies: *Bouteloua* con ocho, *Dalea*, *Aristida* y *Muhlenbergia* ambos con seis, *Euphorbia* con cuatro y *Dyssodia* con tres. En el zacatal las herbáceas ocupan el 82.8 % del total de la flora y la mayoría son perennes. De esta riqueza, las especies nativas representan el 85.8 %, por su parte solo se registran dos malezas introducidas que representan el 1.4 %

III. MATERIALES Y MÉTODOS

III.1.1 Área de Estudio

El estudio se realizó en el Rancho experimental Los Ángeles, propiedad de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, se ubica a 50 Km al sur de la ciudad de Saltillo, Coahuila, México, en las coordenadas geográficas 25°06'30.18" Latitud Norte, 100°59'20.60" Longitud Oeste (Figura 1), tiene una superficie de 6,630 hectáreas, está dividido en 20 potreros; 12 se encuentran con orientación norte (1-12), mientras que 8 al lado sur (13-20). En el rancho se localizan tres áreas agrícolas de temporal ubicadas en los potreros 2, 4 y 6 (ver el mapa de vegetación y uso del suelo en el Anexo 1). Para establecer cada una de las condiciones presentes, se consideró la distribución de las colonias de perrito de la pradera (*C. mexicanus*) y del ganado bovino, donde la ganadería representa la principal actividad económica.

III.1.2 Fisiografía

El rancho se encuentra ubicado en las provincias fisiográficas de la Sierra Transversal y Gran Sierra Plegada.

III.1.3 Geología

El Rancho Los Ángeles se localiza en una zona de rocas sedimentarias, principalmente calcáreas en las colinas, la estructura geológica principal es el anticlinal de Carneros, las formaciones más recientes y que se depositan en las depresiones que se forman entre los anticlinales se encuentran cubiertas por aluvión. La formación geológica es de las eras Mesozoicas y Cenozoicas, periodos del cretácico inferior supero clásico (Domínguez-Aguilera, 2019).

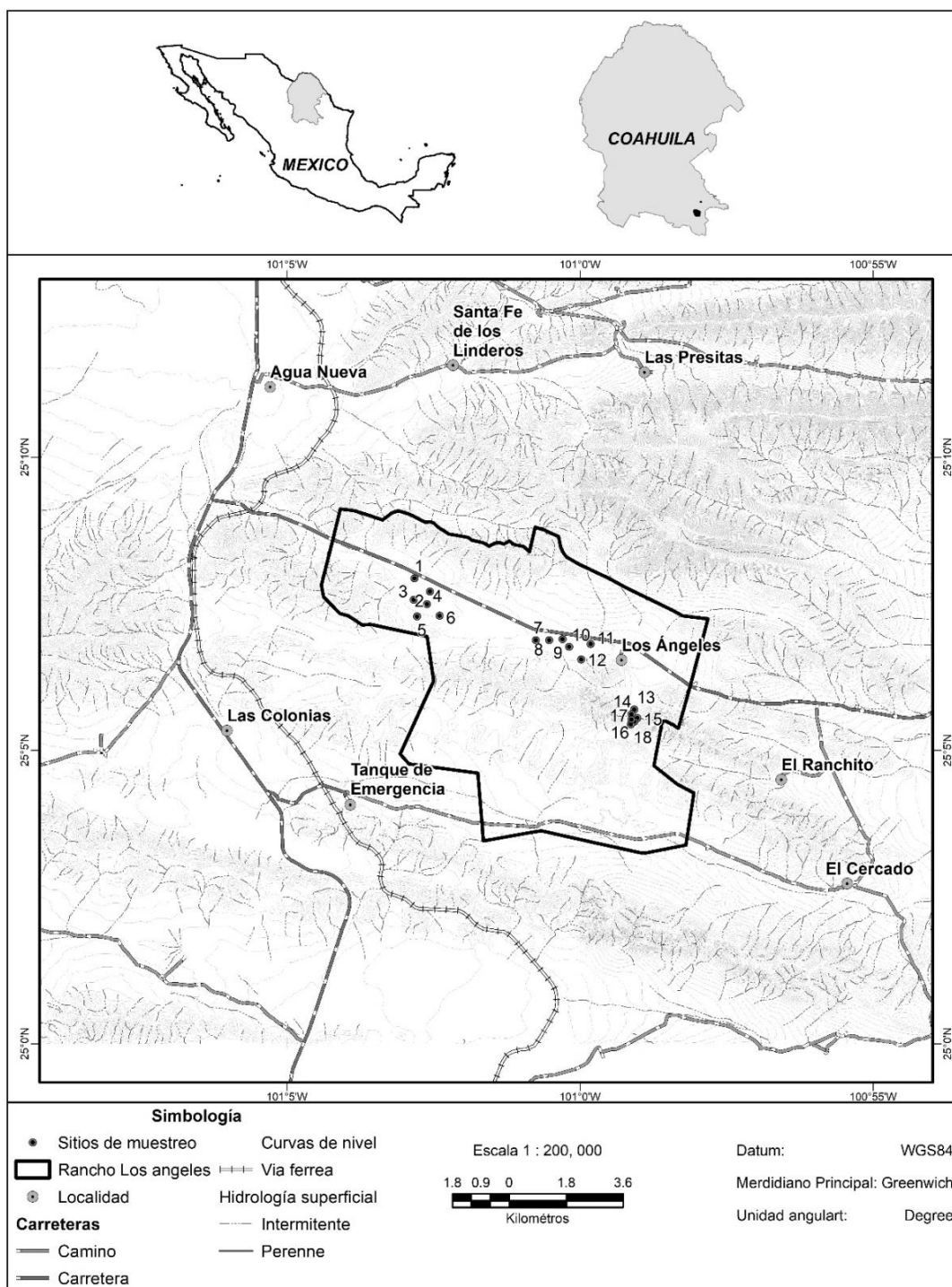


Figura 1.- Mapa de los sitios de muestreos para cada una de las condiciones dentro del Rancho Los Ángeles.

III.1.4 Suelos

Cuenta con 13 subunidades de suelo, las cuales son producto de diferentes combinaciones entre 5 unidades de suelos presentes y se distribuyen de la siguiente forma: Los suelos localizados en los valles son asociaciones de Feozems con Litosoles y Rendzinas de origen aluvial y profundidad de 2 a 15 m; en los suelos donde existen laderas están considerados como Rendzinas y en algunas ocasiones asociados con Litosoles y Feozems cálcicos, diferenciándose de los suelos anteriores en los escurrimientos, por lo que el agua percolante tiene a moverse lateralmente, en lugar de hacerlo perpendicularmente a través del perfil; por lo que son más susceptibles a la erosión (De la Cruz *et al.*, 1973).

El valle está formado por suelos profundos con perfiles y horizontes bien definidos, característicos de vegetación de tipo pastizal, las zonas de menor humedad con suelos de tonos café y pardo rojizo claro son Feozem, al extremo oriente de la microcuenca domina el Castañozem, característicos de zonas menos áridas, de clima más templado, por lo que su perfil conserva humedad durante mayores periodos del año, también ostentan vegetación tipo pastizal normalmente con mayores coberturas. Ambos tipos de suelo son de origen aluvial, donde por su ubicación y pendiente baja, tiende a la acumulación de arcillas por lo que su textura es fina, asimismo presentan fases físicas petrocálcicas de profundidad, es decir, concreciones de caliche a más de 1 m de profundidad (Domínguez-Aguilera, 2019).

Los suelos que se encuentran en las partes altas de las sierras, cerros y lomas se encuentran consideradas como Litosoles y es precisamente donde están ubicados los bosques de pino piñonero, suelos con aptitud forestal, ricos en materia orgánica y humus (De la Cruz *et al.*, 1973). Mientras que Domínguez-Aguilera (2019) afirma que en pie de monte los suelos se caracterizan por la acumulación de materia orgánica, tanto superficial como incorporada en al suelo, por lo que se les considera más fértiles que el Litosol ubicado en las laderas, la acumulación de materiales por deposición

permite un desarrollo el vertical del suelo, pero sin distinguir horizontes de diagnóstico; tiene una clase textural media y puede tener concreciones de caliche en los primeros 50 cm de profundidad, a lo que se conoce como una fase física petrocálcica. Estos se clasifican como Rendzina y aun que guardan muchas características del material rocoso primigenio su color tiende a ser menos claro por la humedad y el contenido de materia orgánica.

III.1.5 Clima

El clima que domina en el Rancho Los Ángeles de acuerdo a la clasificación de climas de Köppen adaptada a las condiciones de la República Mexicana por Enriqueta García: es semiárido Templado (BS₁ Kw) con un rango de temperatura promedio anual de 12 a 18°C, la temperatura mínima en los meses más fríos del año llegan a los -3°C y la más alta en meses fríos oscila entre los 18°C, en cuanto a la temperatura en los meses más calurosos es mayor a los 22°C en cuanto a las lluvias de verano y el porcentaje de lluvia invernal es de un 5 a 10.2 % de total anual (García,1998).

III.1.6 Vegetación

La vegetación del Rancho los Ángeles es característica de zonas áridas, los factores abióticos, los atributos físicos del suelo determinan en gran medida la composición de comunidades vegetales (Meyer *et al.*, 1992; Guo *et al.*, 1995). Las características edáficas de las grandes extensiones de terrenos yesosos de la parte árida de los estados de San Luis Potosí, Coahuila y Nuevo León, condicionan la vegetación presente, se forma un mosaico de vegetación que se relaciona con el suelo y el relieve. Donde aflora el yeso, la comunidad vegetal es un pastizal dominado por los zacates gipsófilos, perennes y endémicos, *Muhlenbergia purpusii* y *Bouteloua chasei* (Rzedowski, 1955). Cuando se modifican la estructura y composición de la vegetación también se afecta la abundancia y riqueza específica de la fauna (Mellink y Valenzuela, 1992, 1995).

Un disturbio antropogénico muy común en zonas áridas y semiáridas, incluyendo las del centro-norte de México, es el sobrepastoreo por herbívoros domesticados que, en ocasiones, junto con los herbívoros silvestres, pueden causar cambios drásticos en la estructura de la vegetación (Fleischner, 1994; Archer, 1995; Mellink, 1995a). Sin embargo, se ha reportado que la composición de los zacatales de suelos gipsófilos es estable aún bajo condiciones de sobrepastoreo (Meyer y García-Moya, 1989). En el sur del Desierto Chihuahuense, los zacatales gipsófilos se han mantenido libres de arbustos a pesar de la fuerte presión de pastoreo ejercido durante los últimos 50 años, posiblemente debido al estrés tan severo que el yeso impone sobre las comunidades vegetales (Meyer *et al.*, 1992).

III.1.7 Hidrología

El rancho se encuentra en dos regiones hidrográficas 37 El Salado, cuenca 158, Sierra de Rodríguez (CNA, 1998a, b, CONABIO, 1998) y Bravo-Conchos (RH24), dicha Región es vertiente del golfo de México y Cuencas cerradas del Norte (Domínguez-Aguilera, 2019). La región hidrológica 24 comprende seis cuencas, de las cuáles el Rancho los Ángeles está inmersa en la Cuenca R. Bravo-San Juan (RH24B) y en la Subcuenca R. San Miguel (RH24Be); la cual se localiza en forma parcial en el sureste del estado y colinda con la Región Hidrológica 37 y la Región Hidrológica 36 (Comisión Nacional de Aguas 2018). Las corrientes de agua de la microcuenca son de primer y segundo orden, todos ellos intermitentes con escorrentías efímeras, estas corrientes desaparecen en tierras bajas, el caudal se infiltra perdiendo continuidad en su cauce (Domínguez-Aguilera, 2019).

III.1.7.1 Hidrología Subterránea

Pertenece al Acuífero Saltillo Sur, en el cual no existen corrientes subterráneas que afloren hacia la superficie; actualmente el acuífero se encuentra en una condición de sobreexplotación y sin disponibilidad de apertura de pozos (Comisión Nacional del Agua 2018).

III.2 Metodología

El método utilizado para la medición de biodiversidad de comunidades ecológicas y en base a las necesidades planteadas del presente estudio, se determinó utilizar el método con parcela o de composición específica, es uno de los más utilizados para especies herbáceas y se logra el objetivo propuesto para este estudio y consistió en la toma de muestras pequeñas pero representativas de las comunidades vegetales existentes en los sitios estudiados (Mueller-Dombois y Elleberg, 1974).

De forma sistemática se establecieron 18 sitios de muestro, distribuidos en las tres diferentes condiciones del Rancho Los Ángeles, para cada sitio se establecieron dos cuadrantes de 1 m² con orientación norte-sur, como variables se midió la altura y cobertura de cada una de las especies muestreadas dentro de cada cuadrante (ver formato de muestreo en el Anexo 2), además, de determinar su identidad específica, así mismo se recolectaron muestras botánicas de las especies para su posterior herborización y traslado al herbario ANSM.

Las variables ecológicas evaluadas fueron: altura máxima de cada especie, cobertura máxima o diámetro. En cada sitio de muestreo se registró su ubicación geográfica en coordenadas UTM con un equipo receptor GPS (ver listado de coordenadas en el Anexo 3), además se registró la altitud al nivel del mar, orientación, cobertura del suelo, factor de disturbio, grado de perturbación, cobertura del suelo, tipo de comunidad vegetal, especies asociadas y por último observaciones generales. Las variables se registraron en una hoja de campo previamente elaborada, posteriormente se recolectaron y almacenaron en un archivo en Excel.

III.2.1 Cálculos de los atributos de la vegetación

Con los atributos de la vegetación se calculó la densidad, frecuencia y dominancia absoluta y relativa por especie, los valores relativos de tales atributos se promediaron

para la obtención del Valor de Importancia Relativa (VIR), (Mueller – Dombois y Ellenberg, 1974), las ecuaciones utilizadas fueron:

a) Altura promedio

La altura promedio de cada una de las especies muestreadas dentro de cada cuadrante o parcela de 1 m².

$$A \bar{x} = \frac{\sum A}{N}$$

Donde:

$\sum A$ = Suma de las alturas

N = Número de alturas sumadas

b) Densidad

Densidad y densidad relativa de cada una de las especies muestreadas dentro de cada cuadrante o parcela de 1m².

$$D = \frac{\sum D (10,000)}{N}$$

Donde:

$\sum D$ = Suma de la densidad de cada especie

N = Número de Muestras

Densidad Relativa

$$Dr = \frac{D(100)}{\sum D t}$$

D = Densidad

$\sum Dt$ = Suma de la densidad total

c) Dominancia

Dominancia y dominancia relativa de cada una de las especies muestreadas dentro de cada cuadrante o parcela de 1m².

$$Do = \frac{\sum Do}{P * N}$$

Donde:

$\sum Do$ = Suma de la dominancia de cada especie

P = Tamaño de la parcela

N = Número de Muestras

Dominancia relativa

$$Dor = \frac{Do (100)}{\sum Dot}$$

Donde:

Do = Dominancia

$\sum Do$ = Suma total de la dominancia

d) Frecuencia

Frecuencia y frecuencia relativa de cada una de las especies muestreadas dentro de cada cuadrante o parcela de 1m².

$$Frec = N$$

N = número de ocasiones en las que se muestra cada una de las especies en cada uno de los sitios de muestreo (para este estudio se utilizaron cuadrantes de 1 m²).

Frecuencia relativa

$$Frec\ r = \frac{Frec\ (100)}{\sum Frec\ t}$$

Frec = Frecuencia

$\sum Frec\ t$ = Suma total de la frecuencia

e) VIR (Valor de importancia relativa)

Valor de importancia relativa de cada una de las especies muestreadas dentro de cada cuadrante o parcela de 1m² y se calcula de la siguiente manera:

$$VIR = \frac{D + Dor + Frec\ r}{3}$$

Donde:

Dr = Densidad relativa

Dor = Dominancia relativa

Frec r = Frecuencia Relativa

III.2.2 Cálculo de la diversidad y riqueza de las áreas de estudio

III.2.2.1 Diversidad alfa

La diversidad alfa se estimó de acuerdo a Magurran (1988), para ello se emplearon métodos que utilizan la riqueza de especies (índice de riqueza de Margalef) y métodos basados en la estructura de la vegetación. (Índice de Shannon-Wiener, índice de dominancia de Berger Parker y Equitatividad de Pielou).

III.2.2.2 Índice de Shannon Wiener

Uno de los más frecuentes para determinar la diversidad de individuos vegetales de un determinado hábitat (Matteucci *et al.*, 1999), para aplicar este índice, el muestreo debe ser aleatorio y todas las especies de una comunidad vegetal deben estar presentes dentro de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 2004). La fórmula para calcular el índice de Shannon Wiener es la siguiente:

$$H' = \sum_{i=1}^S pi \times \ln(pi)$$

Donde:

S: número de especies presentes

Ln: Nats

pi: proporción de las especies

$$pi = \frac{ni}{N}$$

Donde:

ni: número de individuos de la especie

i y N: número total de individuos

III.2.2.3 Índice de riqueza de Margalef

Transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra, supone una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos (Magurran, 1988). La fórmula para calcular el índice de Margalef es la siguiente:

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

Donde:

S: número de especies registradas

N: número total de individuos de todas las especies

III.2.2.4 Índice de dominancia de Berger Parker

Expresa la importancia proporcional de las especies más abundantes, un incremento en el valor de este índice se interpreta como un aumento en la dominancia y una disminución en la equidad (Magurran, 1988).

$$d = \frac{n_{max}}{N}$$

Donde:

N_{max}: número de individuos de la especie más abundante

N: número total de individuos de todas las especies

III.2.2.5 Índice de equitatividad de Pielou

Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, su valor va de 0 a 1 este último corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde:

$H'_{max} = \log_2(S)$

III.2.3 Curva de acumulación de especies

En el inventariado de la diversidad biológica a menudo resulta imposible registrar la totalidad de las especies presentes en un área determinada, este es un grave problema, dado que la riqueza de especies es la principal variable descriptiva de la biodiversidad. Las curvas de acumulación de especies, en las que se representa el número de especies acumuladas durante el inventario frente al esfuerzo de muestreo empleado, son una potente metodología para estandarizar las estimas de riqueza obtenidas en distintos trabajos de inventariado. Además, permiten obtener resultados confiables en análisis posteriores y comparar inventarios en los que se han empleado distintas metodologías y/o diferentes niveles de esfuerzo. Es una herramienta muy útil para planificar el esfuerzo de muestreo que se debe invertir en el trabajo de inventariado (Valverde y Hortal, 2003). El número de especies puede ser el atributo más frecuentemente utilizado para describir una taxocenosis, ya que es una expresión mediante la cual se obtiene una idea rápida y sencilla de su diversidad (Magurran, 1988; Gaston, 1996a).

Para la realización de la curva de acumulación de especies se utilizó el programa informático STATISTICA 7.0, así como el programa informático EstimateS en su versión 9.1.0 para la suavización de la curva, previo a la introducción de los datos al programa EstimateS se ordenaron los datos en Excel en la versión de Microsoft Office Profesional Plus 2016.

Para poder evaluar la calidad de los esfuerzos de muestreos empleados en cada uno de los sitios previamente establecidos debemos de encontrar una función que describa la curva de acumulación de especies, se han propuesto varias funciones para modelizar la relación entre el esfuerzo de muestreo y el número de especies encontrado (Soberón y Llorente, 1993; Colwell y Coddington, 1994), siendo las más utilizadas la función exponencial negativa y la ecuación de Clench (Fagan y Kareiva, 1997; Moreno y Halffter, 2000).

La ecuación de Clench es el modelo más utilizado y ha demostrado un buen ajuste en la mayoría de las situaciones reales y para con la mayoría de los taxones (Araneae: Jiménez-Valverde y Lobo, 2004. Sphingidae: León-Cortes *et al.*, 1998. *Papilionoidea* y *Hesperioidea*: Soberón y Llorente, 1993; Hortal *et al.*, 2004; Jiménez-Valverde *et al.*, 2004. Heterocera: Ricketts *et al.*, 2002. Chiroptera: Moreno y Halffter, 2000).

La ecuación de Clench está recomendada para estudios en sitios de área extensa y para protocolos en los que, cuanto más tiempo se pasa en el campo (es decir, cuanta más experiencia se gana con el método de muestreo y con el grupo taxonómico), mayor es la probabilidad de añadir nuevas especies al inventario (Soberón y Llorente, 1993).

III.2.3.1 Ecuación de Clench

$$S_n = \frac{a(n)}{1 + b(n)}$$

Si la zona de muestreo es relativamente pequeña o el grupo taxonómico es conocido, entonces todas las especies tienen una alta probabilidad de ser encontradas. En este caso, se recomienda el empleo del modelo exponencial negativo (Soberón y Llorente, 1993).

III.2.3.2 Modelo exponencial negativo

$$S_n = \frac{(a [1 - \exp(-b(n))])}{b}$$

En ambas funciones, “*a*” es la tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del inventario y “*b*” es un parámetro relacionado con la forma de la curva (Jiménez Valverde y Hortal 2003).

El ajuste de estas funciones se realiza mediante estimación no lineal, existiendo varios métodos iterativos de ajuste que van desde los más simples, como el algoritmo de *Quasi-Newton* basado en las derivadas primera y segunda de la *loss function* (describe el error en el ajuste del modelo a los datos observados), hasta métodos más complejos y robustos como, por ejemplo, el algoritmo de *Simplex*, de *Simplex* y *Quasi-Newton* o de Hooke-Jeeves (este último recomendado para cuando los dos anteriores no producen buenos ajustes), todos ellos basados en procedimientos geométricos para minimizar la *loss function* (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

IV. RESULTADOS

IV.1 Riqueza estimada por condición en base a la curva de acumulación de especies

IV.1.1 Condición I con presencia de perrito de la pradera (*Cynomys mexicanus*) en exclusión de apacentamiento por parte del ganado bovino

Se registraron 780 individuos, 11 familias, 26 géneros y 32 especies (ver el listado completo de las especies en el Anexo 4). Las familias con mayor riqueza de especies son: Poaceae, Acanthaceae y Asteraceae. Para la familia Poaceae las especies más representativas son *Aristida havardii*, *Muhlenbergia villiflora* y *Aristida purpurea*, mientras que para la familia Acanthaceae las especies con mayor representación son: *Dyschoriste linearis* y *Elytraria imbricata*, finalmente para la familia Asteraceae las especies con mayor representatividad son: *Acourtia nana*, *Bahia absinthifolia* y *Parthenium confertum*, todo lo anterior como resultado de la curva de acumulación de especies (Figura 2) y en base a la derivada de la ecuación exponencial negativa se estimó una riqueza de un 84 % de las especies que se encuentran presentes dentro del pastizal estudiado y con un ajuste de variabilidad (R^2) de 0.998 o 99 %.

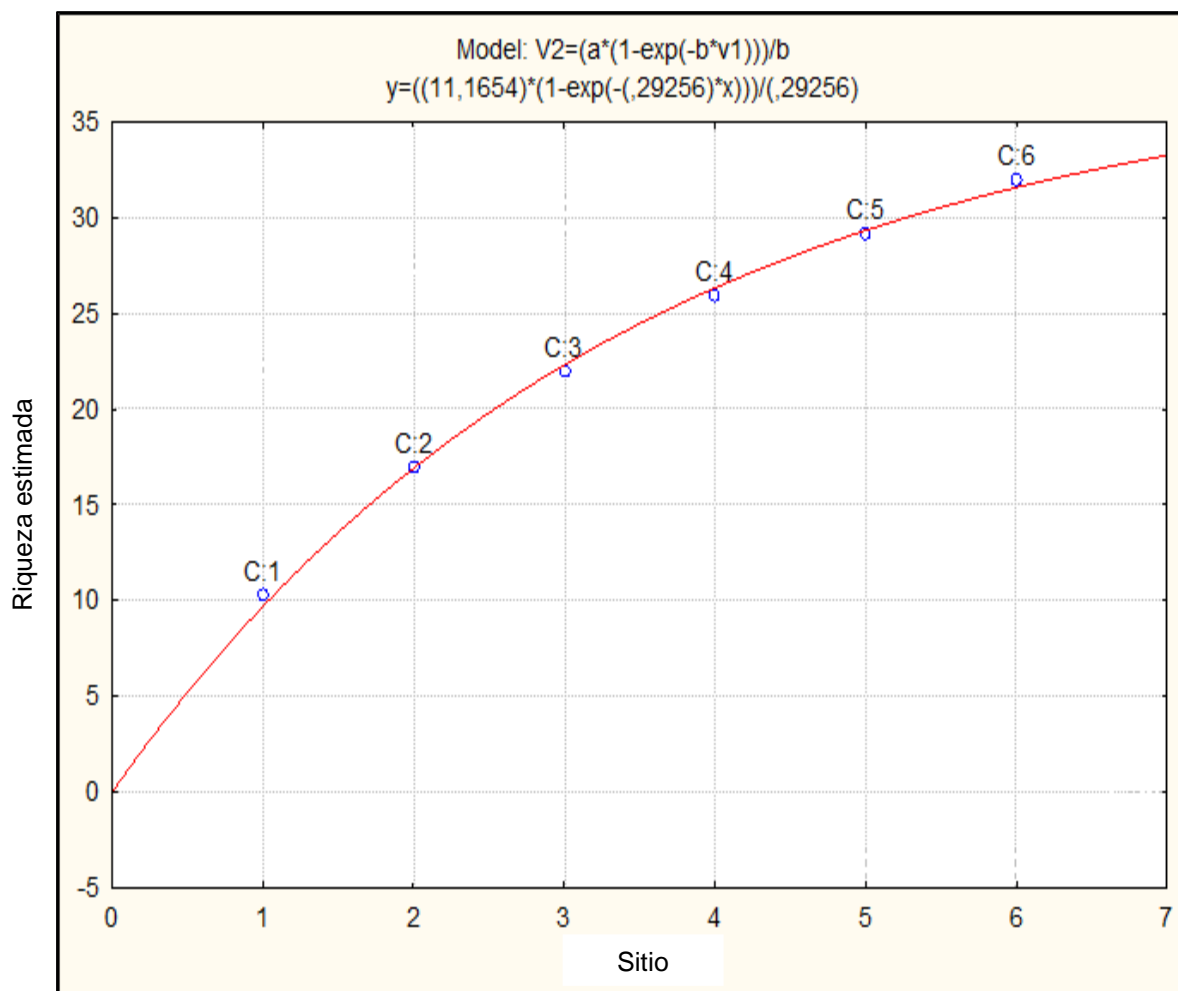


Figura 2.- Curva de acumulación de especies; Condición I con presencia de perrito de la pradera (*Cynomys mexicanus*) en exclusión de apacentamiento por parte de ganado bovino.

IV.1.2 Condición II presencia de perrito de pradera (*Cynomys mexicanus*) con apacentamiento del ganado bovino

Se registraron 1,129 individuos, 17 familias, 26 géneros y 29 especies, siendo las familias más representativas; Poaceae, Cyperaceae y Solanaceae. Para el caso de la familia Poaceae las especies más representativas son: *Bouteloua dactyloides*, *Hopia obtusa* y *Muhlenbergia villiflora*, mientras que para la familia Cyperaceae la única especie que se presentó es: *Carex schiedeana*, y para la familia Solanaceae las especies más representativas son: *Chamaesaracha coniodes* y *Solanum elaeagnifolium*, lo anterior como resultado de la curva de acumulación de especies

(Figura 3) y en base a la derivada de la ecuación exponencial negativa se estimó una riqueza de un 88 % de las especies que se encuentran presentes dentro de la condición o pastizal estudiado y con un ajuste de variabilidad (R^2) de 0.999 o 100 %.

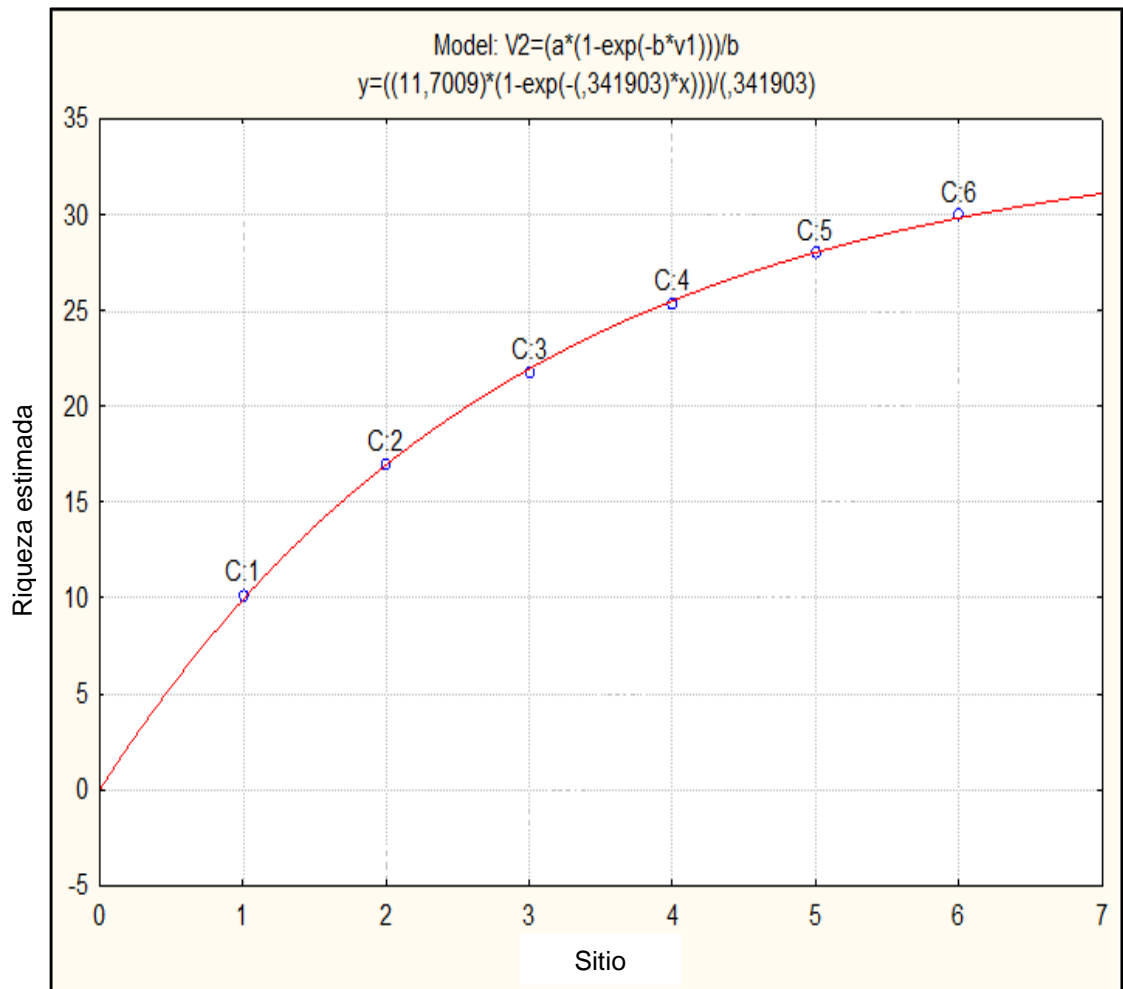


Figura 3.- Curva de acumulación de especies; presencia de perrito de pradera (*Cynomys mexicanus*) con apacentamiento por parte del ganado bovino.

IV.1.3 Condición III ganado vacuno en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera (*Cynomys mexicanus*)

Finalmente en esta condición se tiene registro de 908 individuos, 16 familias, 45 géneros y 57 especies, siendo las familias más representativas: Poaceae, Acanthaceae y Asteraceae, para el caso de la familia Poaceae, las especies representativas son: *Muhlenbergia phleoides*, *Bouteloua gracilis* y *Bouteloua curtipendula*, mientras que para la familia Acanthaceae las especies más representativas son; *Dyschoriste linearis* y *Elytraria imbricata*, finalmente para la familia Asteraceae las especies más representativas son; *Ambrosia confertiflora*, *Xanthisma spinulosum* y *Sanvitalia angustifolia*, lo anterior como resultado de la curva de acumulación de especies (Figura 4) y en base a la derivada de la ecuación exponencial negativa se estimó una riqueza de un 70 % de las especies que se encuentran presentes dentro de la condición o pastizal estudiado y con un ajuste de variabilidad (R^2) de 0.99 o 99 %.

IV.2 Composición florística

Se registraron 78 especies, distribuidas en 22 familias y 61 géneros, las familias más importantes por la riqueza de especies son: *Poaceae* (10 géneros, 20 especies) que representa el 51.2 %, *Acanthaceae* (2 géneros, 2 especies) el 11.5 %, y *Asteraceae* (14 géneros, 19 especies) el 9.3 %. En cuanto a los géneros más numerosos son: *Aristida* (3 especies), *Bouteloua* (5 especies), *Calylophus* (2 especies), *Carex* (1 especie), *Cryptantha* (1 especie), *Dyschoriste* (1 especie), *Elytraria* (1 especie), *Hopia* (1 especie), *Muhlenbergia* (4 especies) y *Sida* (2 especies), siendo *Poaceae* y *Asteraceae* las familias que dominan los ecosistemas de México y del Desierto Chihuahuense.

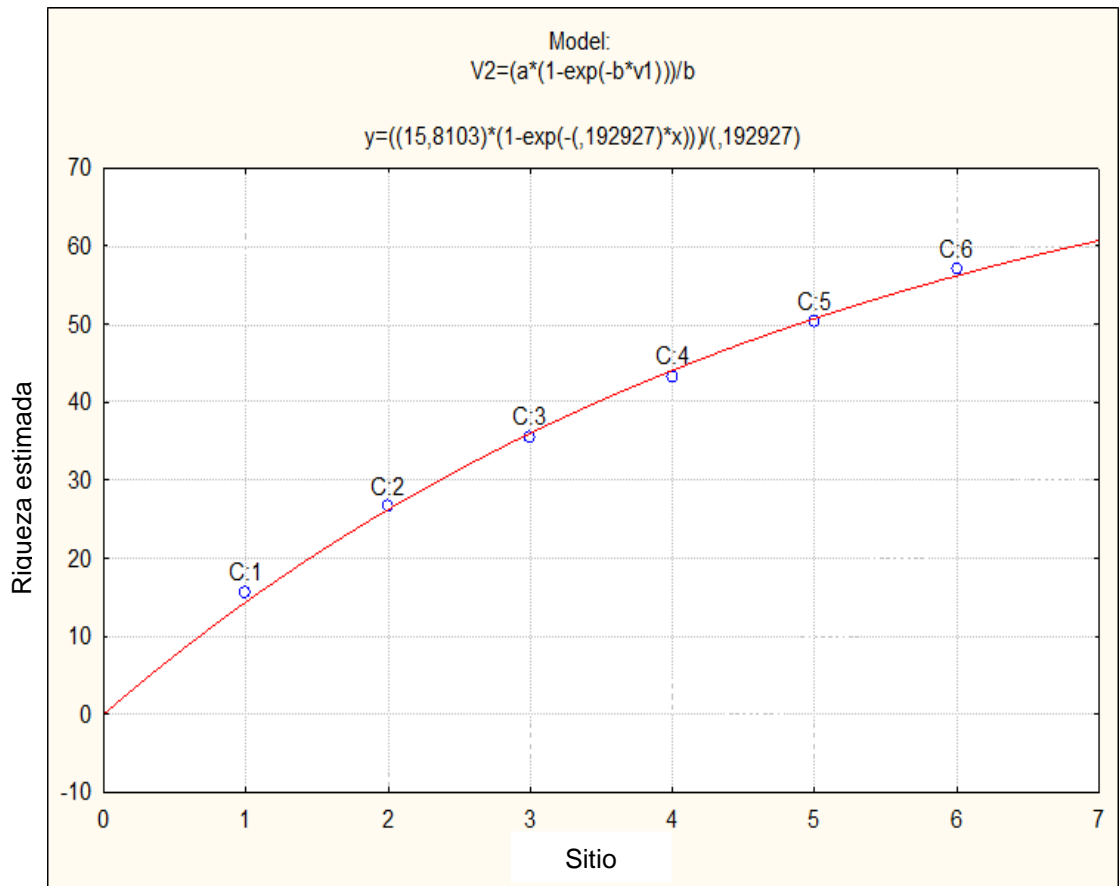


Figura 4.- Curva de acumulación de especies; ganado vacuno en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera (*Cynomys mexicanus*).

La flora cuenta con un 87.7 % de endemismo de plantas siendo este alto, a pesar del sobrepastoreo al que ha sido sometido el pastizal del Rancho Los Ángeles, mientras que las especies introducidas corresponden tan solo al 12.3 %, con un 13 % de especies anuales, 87 % perennes, siendo el 99 % especies herbáceas y solo el 1 % arbustivas, siendo *Buddleja scordioides* la única especie arbustiva.

IV.3 Aspectos estructurales de las asociaciones de los sitios de muestreo

IV.3.1 Condición I presencia de perrito de la pradera (*Cynomys mexicanus*) en exclusión de apacentamiento de ganado bovino

De manera general, se trata de un zacatal donde las especies que lo conforman son de porte mediano, este pastizal tiene una altura promedio de 156.16 cm, las especies con una mayor dominancia dentro de esta condición son: *Dyschoriste linearis* con densidad de 288,333 ind ha⁻¹, *Aristida purpurea* con 75,000 ind ha⁻¹, *Aristida havardii* con 130,000 ind ha⁻¹, *Calylophus berlandieri* con 148,333 ind ha⁻¹ y *Sida abutifolia* con 148,333 ind ha⁻¹ e integran un valor de importancia relativa (VIR) de 50 % (Cuadro 1). Las especies que cuentan con una mayor frecuencia relativa son *Dyschoriste linearis* con un 9.67 %, *Aristida havardii* 8.06 %, *Muhlenbergia villiflora* 6.45 % y de 111,666 ind/ha, *Muhlenbergia torreyi* con una frecuencia del 4.83 % y 68,333 ind ha⁻¹ y *Sphaeralcea hastulata* con una frecuencia de 4.83 % y 65,000 ind ha⁻¹ e integran un VIR del 40.15 %.

La especie con la menor densidad en el pastizal es *Verbena neomexicana* con 1,666 ind/ha y con una frecuencia de 1.61 %, la cual integra un VIR de 0.65 %. Mientras que la familia con mayor riqueza dentro del sitio es Poaceae con un total de 265 individuos registrados y 10 especies presentes, los géneros con mayor riqueza dentro de la familia de las Poaceae para este sitio son *Amelichloa* (1 especie), *Aristida* (3 especies), *Bouteloua* (3 especies) y *Muhlenbergia* (2 especies), quienes juntos integran un VIR de 38 %. La familia de las Acanthaceae tiene la segunda mayor riqueza dentro de la condición con un total de 175 individuos, 2 especies y 2 géneros, destacando dentro de esta familia al género *Dyschoriste* siendo el género con mayor VIR dentro de esta condición con una representatividad del 14.65 %.

Cuadro 1.- Aspectos estructurales de las asociaciones de los sitios de muestreo condición I.

Especie	Altura Media (cm)	Densidad (ind ha⁻¹)	Densidad Relativa (%)	Dominancia Relativa (%)	Frecuencia Relativa (%)	VIR* (%)
<i>Dyschoriste linearis</i>	181.8	288,333	22.17	12.11	9.67	14.65
<i>Aristida purpurea</i>	806.6	75,000	5.76	24.22	3.22	11.07
<i>Aristida havardii</i>	494.24	130,000	10	11.16	8.06	9.74
<i>Calylophus berlandieri</i>	428.65	148,333	11.41	8.52	3.22	7.71
<i>Sida abutifolia</i>	286	48,333	3.71	11.62	4.83	6.72
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	144.125	111,666	8.58	3.53	6.45	6.19
<i>Muhlenbergia torreyi</i>	230.93	68,333	5.25	7.96	4.83	6.02
<i>Acourtia nana</i>	1255.6	63,333	4.87	7.29	1.61	4.59
<i>Sphaeralcea hastulata</i>	39.76	65,000	5	0.78	4.83	3.54
<i>Xanthisma spinulosum</i>	63.33	36,666	2.82	1.15	4.83	2.93
<i>Parthenium confertum</i>	36.46	38,333	2.94	0.42	4.83	2.73
<i>Bahia absinthifolia</i>	68.8	50,000	3.84	0.79	3.22	2.62
<i>Ambrosia confertiflora</i>	101.3	30,000	2.30	1.52	3.22	2.35
<i>Physaria fendleri</i>	8.33	11,666	0.89	0.25	4.83	1.99
<i>Erigeron pubescens</i>	160	25,000	1.92	2.39	1.61	1.97
<i>Erioneuron avenaceum</i>	146.6	30,000	2.30	0.58	1.61	1.50
<i>Aristida adscensionis</i>	34.4	8,333	0.64	0.49	3.22	1.45
<i>Amelichloa clandestina</i>	76.5	8,333	0.64	1.69	1.61	1.31
<i>Hoffmannseggia watsonii</i>	8.5	5,000	0.38	0.22	3.22	1.27
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	146.4	10,000	0.76	0.81	1.61	1.06
<i>Psilostrophe gnaphalodes</i>	69	8,333	0.64	0.74	1.61	1.0
<i>Bouteloua hirsuta</i>	99	5,000	0.38	0.62	1.61	0.87
<i>Bouteloua dactyloides</i>	14	3,333	0.25	0.35	1.61	0.74
<i>Euphorbia serrula</i>	8.5	5,000	0.38	0.10	1.61	0.70
<i>Dyssodia tenuifolia</i>	12.9	5,000	0.38	0.04	1.61	0.67
<i>Dyssodia sp</i>	12	5,000	0.38	0.03	1.61	0.67
<i>Croton dioicus</i>	7.5	5,000	0.38	0.01	1.61	0.67
<i>Poligala barbeyana</i>	15	3,333	0.25	0.11	1.61	0.65
<i>Verbena neomexicana</i>	16	1,666	0.12	0.22	1.61	0.65
<i>Elytraria imbricata</i>	2	3,333	0.25	0.09	1.61	0.65
<i>Bouteloua gracilis</i>	21	1,666	0.12	0.01	1.61	0.58
<i>Sanvitalia sp</i>	1.9	1,666	0.12	0.003	1.61	0.58

*VIR = Valor de Importancia Relativa

IV.3.2 Condición II presencia de perrito de pradera (*Cynomys mexicanus*) con apacentamiento del ganado bovino

La condición II se encuentra con presencia de apacentamiento por parte del ganado bovino y con población de perrito de la pradera (*C. mexicanus*), se trata de un pastizal de porte bajo, donde las especies tienen una altura promedio de 83.67 cm, siendo las especies dominantes *Bouteloua dactyloides* con densidad de 786,666 ind ha⁻¹, *Hopia obtusa* con una dominancia de 160,000 ind ha⁻¹, *Dyschoriste linearis* 98,333 ind ha⁻¹, *Solanum elaeagnifolium* 105,000 ind ha⁻¹ y *Carex schiedeana* 135,000 ind ha⁻¹ e integran un VIR de 55 % (Cuadro II). Las especies con mayor frecuencia relativa son *Bouteloua dactyloides* con 8.19 %, *Dyschoriste linearis* 6.55 %, *Solanum elaeagnifolium* 6.55 %, *Polygala dolichocarpa* 6.55 % y 65,000 ind ha⁻¹ y *Aristida havardii* 6.55 % y 63,333 ind ha⁻¹ e integran un valor de importancia de 49.03 %, mientras que la familia con mayor riqueza es Poaceae que se encuentra representada por 698 individuos presentes, 6 especies y 5 géneros, dentro de los géneros presentes de la familia de las Poaceae para la presente condición son *Aristida* (1 especie), *Bouteloua* (1 especie), *Hopia* (1 especie), *Muhlenbergia* (2 especies), *Panicum* (1 especie). La especie con menor representatividad es *Hoffmannseggia watsonii* con 1,666 ind/ha y un índice de VIR de 0.87 %.

Cuadro 2.- Aspectos estructurales de las asociaciones de los sitios de muestreo condición II.

Especie	Altura Media (cm)	Densidad (ind ha ⁻¹)	Densidad Relativa (%)	Dominancia Relativa (%)	Frecuencia Relativa (%)	VIR* (%)
<i>Bouteloua dactyloides</i>	716.55	786,666	41.80	38.67	8.19	29.56
<i>Hopia obtusa</i>	178.26	160,000	8.50	14.23	4.91	9.21
<i>Dyschoriste linearis</i>	59.72	98,333	5.22	5.57	6.55	5.78
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	84.49	105,000	5.58	3.64	6.55	5.26
<i>Carex schiedeana</i>	395.5	135,000	7.17	6.64	1.63	5.15
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	275.8	110,000	5.84	5.88	3.27	5.00
<i>Polygala dolichocarpa</i>	53.48	65,000	3.45	2.79	6.55	4.26

Especie	Altura Media (cm)	Densidad (ind ha ⁻¹)	Densidad Relativa (%)	Dominancia Relativa (%)	Frecuencia Relativa (%)	VIR* (%)
<i>Aristida havardii</i>	55.61	63,333	3.36	2.54	6.55	4.15
<i>Acalypha phleoides</i>	56.4	23,333	1.24	7.82	1.63	3.56
<i>Muhlenbergia torreyi</i>	99.10	38,333	2.03	2.77	4.91	3.24
<i>Oxalis corniculata</i>	9.76	21,666	1.15	1.17	4.91	2.41
<i>Buddleja scordioides</i>	71.9	56,666	3.01	0.74	3.27	2.34
<i>Elytraria imbricata</i>	7.93	26,666	1.41	0.69	4.91	2.34
<i>Ambrosia confertiflora</i>	23.72	35,000	1.86	1.46	3.27	2.19
<i>Rhinotropis lindheimeri</i>	36.75	36,666	1.94	0.64	3.27	1.95
<i>Menodora coulteri</i>	27.5	21,666	1.15	0.84	3.27	1.75
<i>Chamaesaracha coniodes</i>	14.85	10,000	0.53	0.27	3.27	1.36
<i>Sphaeralcea hastulata</i>	13.125	10,000	0.53	0.09	3.27	1.30
<i>Verbena neomexicana</i>	7.1	5000	0.26	0.19	3.27	1.24
<i>Physalis sp.</i>	46.8	13,333	0.70	0.59	1.63	0.98
<i>Hybanthus verticillatus</i>	45.28	13,333	0.70	0.36	1.63	0.90
<i>Hoffmannseggia watsonii</i>	5	1,666	0.08	0.90	1.63	0.87
<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	53.2	11,666	0.62	0.28	1.63	0.84
<i>Panicum hallii</i>	18.9	5,000	0.26	0.54	1.63	0.81
<i>Zinnia acerosa</i>	17.5	8,333	0.44	0.27	1.63	0.78
<i>Physaria fendleri</i>	33	10,000	0.53	0.07	1.63	0.74
<i>Polygala sp</i>	12.99	5000	0.26	0.03	1.63	0.64
<i>Tiquillia canescens</i>	3	1,666	0.08	0.17	1.63	0.63

*VIR = Valor de Importancia Relativa

IV.3.3 Condición III ganado bovino en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera (*Cynomys mexicanus*)

En la condición III el apacentamiento por parte del ganado bovino y excluido de perrito de la pradera (*C. mexicanus*), se trata de un pastizal de porte mediano de 146.86 cm, las especies dominantes *Muhlenbergia phleoides* con densidad de 213,333 ind ha⁻¹, *Bouteloua gracilis* con una densidad de 140,000 ind ha⁻¹, *Oxalis corniculata* con una densidad de 93,333 ind ha⁻¹, *Cryptantha mexicana* con 88,333 ind ha⁻¹, *Sida abutilifolia* con 86,666 ind ha⁻¹ e integran un valor de importancia de 27.33 %. Mientras que para

el caso del grupo de especies que integran la mayor frecuencia relativa se encuentran *Nassella tenuissima* con una frecuencia de 5.31 % y una densidad 40,000 ind ha⁻¹, *Muhlenbergia setifolia* 1.06 % y 23,333 ind ha⁻¹, *Bouteloua gracilis* 2.12 %, *Urochloa meziana* 3.19 %, y finalmente *Acalypha phleoides* 3.19 % y 31,666 Ind/ha e integran un índice de valor de importancia de 28.43 %. para el caso de la familia con mayor representatividad dentro de la condición se encuentra representada por la familia Poaceae con una representatividad de 479 individuos colectados dentro de la condición, 18 especies y 10 géneros, siendo los géneros *Amelichloa* (1 especie), *Aristida* (3 especies), *Bouteloua* (4 especies), *Cynodon* (1 especie), *Erioneuron* (1 especie), *Hopia* (1 especie), *Muhlenbergia* (3 especies), *Nassella* (2 especies), *Panicum* (1 especie) y finalmente *Urochloa* (1 especie).

Cuadro 3.- Aspectos estructurales de las asociaciones de los sitios de muestreo condición III.

Especie	Altura Media (cm)	Densidad (ind ha ⁻¹)	Densidad Relativa (%)	Domina ncia Relativa (%)	Frecuencia Relativa (%)	VIR* (%)
<i>Nassella tenuissima</i>	178.86	40,000	2.64	31.81	5.31	13.25
<i>Muhlenbergia phleoides</i>	737.17	21,3333	14.09	4.004	4.25	7.45
<i>Bouteloua gracilis</i>	851.75	140,000	9.25	4.60	2.12	5.32
<i>Bouteloua curtipendula</i>	128.73	66,666	4.40	3.13	6.38	4.64
<i>Sida abutifolia</i>	110.82	86,666	5.72	3.63	4.25	4.53
<i>Dyschoriste linearis</i>	39.9	46,666	3.08	3.07	5.31	3.82
<i>Urochloa meziana</i>	96.2	58,333	3.85	4.37	3.19	3.80
<i>Erioneuron avenaceum</i>	184.86	63,333	4.18	2.88	3.19	3.42
<i>Oxalis corniculata</i>	616	93,333	6.16	2.60	1.06	3.27
<i>Acalypha phleoides</i>	155.16	31,666	2.09	4.25	3.19	3.17
<i>Cryptantha mexicana</i>	1318.5	88,333	5.83	2.63	1.06	3.17
<i>Elytraria imbricata</i>	611	78,333	5.17	2.49	1.06	2.91
<i>Muhlenbergia setifolia</i>	467	23,333	1.54	5.97	1.06	2.85
<i>Ambrosia confertiflora</i>	252.8	50,000	3.30	1.18	3.19	2.56
<i>Xanthisma spinulosum</i>	66.7	21,666	1.43	0.94	3.19	1.85

Espece	Altura Media (cm)	Densidad (ind ha ⁻¹)	Densidad Relativa (%)	Domina ncia Relativa (%)	Frecuencia Relativa (%)	VIR* (%)
<i>Aristida purpurea</i>	134.9	25,000	1.65	1.76	2.12	1.84
<i>Sanvitalia ocymoides</i>	51.9	5000	0.33	3.48	1.06	1.62
<i>Clematis drummondii</i>	47	11,666	0.77	1.67	2.12	1.52
<i>Lepidium virginicum</i>	64.2	25,000	1.65	0.46	2.12	1.41
<i>Castilleja lanata</i>	23	6,666	0.44	0.52	3.19	1.38
<i>Rhynchosia senna</i>	135.6	20,000	1.32	1.47	1.06	1.28
<i>Hopia obtusa</i>	31.45	13,333	0.88	0.69	2.12	1.23
<i>Verbena neomexicana</i>	123.8	20,000	1.32	1.20	1.06	1.19
<i>Panicum hallii</i>	83	30,000	1.98	0.52	1.06	1.18
<i>Nassella leucotricha</i>	248.6	18,333	1.21	1.22	1.06	1.16
<i>Dyssodia papposa</i>	17	1,666	0.11	2.25	1.06	1.14
<i>Sanvitalia angustifolia</i>	125.5	15,000	0.99	1.33	1.06	1.13
<i>Bouteloua uniflora</i>	201.6	26,666	1.76	0.52	1.06	1.11
<i>Cynodon dactylon</i>	323	31,666	2.09	0.08	1.06	1.08
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	34.5	25,000	1.65	0.19	1.06	0.96
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	16.5	3,333	0.22	0.11	2.12	0.81
<i>Schrankia subinermis</i>	158.4	6,666	0.44	0.71	1.06	0.74
<i>Talinum aurantiacum</i>	95.2	11,666	0.77	0.34	1.06	0.72
<i>Hoffmannseggia watsonii</i>	42.8	11,666	0.77	0.21	1.06	0.68
<i>Aristida havardii</i>	64.4	6,666	0.44	0.52	1.06	0.67
<i>Verbesina hypomalaca</i>	92	8,333	0.55	0.27	1.06	0.62
<i>Aristida adscensionis</i>	118.8	10,000	0.66	0.13	1.06	0.61
<i>Croton dioicus</i>	19.8	5,000	0.33	0.38	1.06	0.59
<i>Dichondra argentea</i>	13	8,333	0.55	0.16	1.06	0.59
<i>Convolvulus equitans</i>	6	3,333	0.22	0.47	1.06	0.58
<i>Chaetopappa ericoides</i>	68.5	8,333	0.55	0.09	1.06	0.57
<i>Townsendia mexicana</i>	25	5000	0.33	0.28	1.06	0.55
<i>Erigeron pubescens</i>	27	3,333	0.22	0.33	1.06	0.54
<i>Calylophus sp</i>	9.2	6,666	0.44	0.08	1.06	0.53
<i>Parthenium confertum</i>	20	6,666	0.44	0.07	1.06	0.52
<i>Euphorbia serrula</i>	9.9	5,000	0.33	0.09	1.06	0.49
<i>Bouteloua dactyloides</i>	13	3,333	0.22	0.13	1.06	0.47
<i>Sida spinosa</i>	16.5	3,333	0.22	0.12	1.06	0.47

Espece	Altura Media (cm)	Densidad (ind ha ⁻¹)	Densidad Relativa (%)	Dominancia Relativa (%)	Frecuencia Relativa (%)	VIR* (%)
<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	34	3,333	0.22	0.07	1.06	0.45
<i>Amelichloa clandestina</i>	2	3,333	0.22	0.06	1.06	0.44
<i>Verbesina longipes</i>	14	3,333	0.22	0.02	1.06	0.43
<i>Physalis sp.</i>	17	1,666	0.11	0.06	1.06	0.41
<i>Physaria sp</i>	5	1,666	0.11	0.04	1.06	0.40
<i>Evolvulus sericoides</i>	4.5	1,666	0.11	0.02	1.06	0.40
<i>Physaria fendleri</i>	5	1,666	0.11	0.02	1.06	0.39
<i>Grindelia eligulata</i>	11.5	1,666	0.11	0.01	1.06	0.39
<i>Psilostrophe gnaphalodes</i>	2	1,666	0.11	0.004	1.06	0.39

*VIR = Valor de Importancia Relativa

De forma general los sitios de muestreo son parte de una estepa característica del norte del continente americano o pastizal natural, las especies son herbáceas de porte mediano, este zacatal tiene una altura promedio de 128.89 cm. La familia Poaceae representa la de mayor riqueza, seguida de las familias Acanthaceae y Asteraceae.

Las especies con mayor dominancia por condición fueron dadas para condición I; *Dyschoriste linearis*, *Aristida purpurea* y *Aristida havardii*, integrando un índice de valor de importancia de 50 %. Mientras que para la condición II, se encuentra dominado por las especies; *Bouteloua dactyloides*, *Hopia obtusa* y *Dyschoriste linearis* con un valor de importancia relativa de 55 %. Finalmente, para la condición III, las especies con una mayor dominancia se encuentran: *Muhlenbergia phleoides*, *Bouteloua gracilis* y *Oxalis corniculata*, e integran un valor de importancia de 27.33 %.

IV.4 Diversidad y riqueza de especies

IV.4.1 Dominancia de Berger Parker

A partir del análisis de dominancia de Berger Parker, la condición III ganado vacuno en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera (*C. mexicanus*) fue quien presentó la mayor dominancia, siendo las especies que dominan dentro de esta condición *Aristida purpurea* (83 %), *Solanum elaeagnifolium* (12 %), *Acalypha phleoides* (14.4 %) y finalmente *Dyschoriste linearis* (6 %).

IV.4.2 Índice de Shannon Wiener

Como resultado del análisis del índice de Shannon la condición II con presencia de perrito de pradera (*C. mexicanus*) y con apacentamiento por parte del ganado bovino es quien presenta una mayor diversidad de especies con un 2.15 nats esto debido a que, dentro del índice de Berger Parker, es la condición que presentó un menor porcentaje de dominancia y por ende quien resultó con un mayor índice de diversidad dentro del presente estudio, siendo las especies con la mayor frecuencia *Bouteloua dactyloides* (42 %), *Hopia obtusa* (9 %), *Carex schiedeana* (7 %) y *Muhlenbergia villiflora* (6 %). Mientras que la condición III ganado vacuno en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera (*C. mexicanus*), presentó el menor índice de diversidad de especies con un 1.57 nats.

IV.4.3 Índice de riqueza de Margalef

De acuerdo al índice de riqueza de Margalef, la condición con mayor riqueza y por ende con una mayor uniformidad de especies fue obtenida para la condición II con presencia *C. mexicanus* con apacentamiento por parte del ganado bovino con un 2.94, esto debido a que tiene la mayor diversidad dentro del análisis de Shannon y donde se encuentra el mayor número de especies presentes dentro de dicho sitio, siendo las especies con mayor frecuencia *Bouteloua dactyloides* (8), *Hopia obtusa* (5), *Dyschoriste linearis* (6), *Solanum elaeagnifolium* (6). Mientras que para la condición con menor riqueza y por lo tanto una menor uniformidad de especies se obtiene la

condición III ganado vacuno en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera con 1.77, debido a que es la condición con menor diversidad dentro del índice de Shannon y por ello se encuentra un número menor de especies presentes.

IV.4.4 Índice de equitatividad de Pielou

De acuerdo al índice de equitatividad de Pielou la condición con un menor porcentaje de abundancia se encuentra representada para la condición III ganado vacuno en apacentamiento sin presencia del perrito con un 68 %, esto representa una variabilidad relativamente baja, mientras que la condición con un mayor porcentaje de equitatividad se observó para la condición II con un 78 %, esto representa una variabilidad alta, y por ende una gran abundancia de especies dentro de esta condición, para el caso de la condición II presencia *C. mexicanus* en condición de apacentamiento por parte del ganado bovino, las especies que dominan son *Bouteloua dactyloides* (42 %), *Hopia obtusa* (9 %), *Dyschoriste linearis* (7 %) y *Solanum elaeagnifolium* (6 %). Para la condición III ganado vacuno en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera, las especies con un mayor número de frecuencia fueron; *Muhlenbergia phleoides* (14 %), *Bouteloua gracilis* (9 %), *Oxalis corniculata* (6 %) y *Cryptantha mexicana* (6 %).

Cuadro 4.- Índices de dominancia, diversidad, riqueza y equitatividad estimada para cada condición de los pastizales estudiados.

Condición	Dominancia de Berger Parker	Shannon H'	Margalef	Pielou
1	0.30	1.63	1.89	0.72
2	0.18	2.15	2.94	0.78
3	0.32	1.57	1.77	0.68

V. DISCUSIÓN

La flora inventariada incluye un 87.7 % de especies nativas de México, mientras que las especies introducidas representan el 12.3 %, siendo el 13 % especies anuales, 87 % perennes, 99 % herbáceas, 1 % arbustivas, que en conjunto corresponden al 7.5 % de inventario nacional y coincide con el catálogo de plantas vasculares de especies nativas de México (Villaseñor, 2016), para la flora de México (Rzedowski, 2006) y para la flora del estado de Coahuila (Villarreal, 2001). En el estado de Coahuila, la familia Asteraceae representa el 10% de la flora fanerógama del estado (Villarreal *et al.*, 1996), mientras que el Rancho Los Ángeles contribuye con un 16.6% de las especies de plantas vasculares (Vásquez *et al.*, 1989).

La flora del pastizal incluye 78 especies, 61 géneros, agrupadas en 22 familias. Poaceae representa el 51.2 %, Acanthaceae 11.5 % y Asteraceae 9.3 % y que representan el 72% de la flora. En contraste Juárez-de la Fuente (2012) registró una menor riqueza para estos pastizales con 44 especies, 20 familias y 41 géneros, Asteraceae, Poaceae y Brassicaceae integran el 5 % de la flora. En un pastizal similar en la sierra de Zapaliname, Vásquez-Coronel (2020) registró 178 especies, 45 familias y 136 géneros. Las familias Asteraceae, Fabaceae y Poaceae integran la mayor riqueza registrada. La composición en este zacatal es similar a los pastizales del rancho Los Ángeles, donde dominan las especies del género *Bouteloua* spp.

En las tres condiciones estudiadas las plantas tienen una altura promedio de 128.89 cm, las familias con mayor dominancia son: Poaceae, Acanthaceae y Asteraceae, las especies que integran el mayor índice de valor de importancia por condición son: *Dyschoriste linearis*, *Aristida purpurea* y *Aristida havardii* con un 50 % para el caso de la condición I, mientras que para la condición II dominan *Bouteloua dactyloides*, *Hopia obtusa* y *Dyschoriste linearis* las que integran un valor de importancia relativa de 55

%, por su parte para la condición III, las especies que integran el mayor índice de valor de importancia son las especies: *Muhlenbergia phleoides*, *Bouteloua gracilis* y *Oxalis corniculata* con un 27.33 %.

En base a los análisis obtenidos de la diversidad y riqueza, el sitio 11 que pertenece a la condición I, registró el valor más alto para el índice de dominancia de Berger Parker, con un 82 %, siendo la especie dominante *Aristida purpurea*, y la de menor dominancia *Acalypha phleoides*, un incremento en el valor de este índice se interpreta como un aumento en la equidad y una disminución de la dominancia (Magurran, 1988), este índice está influenciado por la importancia de las especies dominantes (Peet, 1974; Magurran, 1988), es decir que se encuentran influenciados por las especies más comunes (Moreno, 2001), como consecuencia son más sensibles a los cambios en la comunidad (Feinsinger, 2003).

De acuerdo a los resultados obtenidos a partir del índice de Shannon, el sitio con una mayor diversidad de especies fue dado para el sitio 15 con un 2.59 nats, siendo *Muhlenbergia setifolia* la más frecuente y *Sida abutifolia* quien menor frecuencia presento. Mientras que, para el estudio realizado en base al índice de riqueza de Margalef, el sitio con los valores más altos, fue dado para el sitio 15 con un 3.5, siendo *Muhlenbergia setifolia* la especie más frecuente y *Sida abutifolia* la de menor frecuencia, mientras que el sitio 11 registró la menor riqueza de especies con un 0.5.

Finalmente, para el análisis realizado en base a la equitatividad de Pielou, el sitio 15 presentó el mayor porcentaje de equitatividad con un 91 % variabilidad y abundancia, siendo la especie dominante *Muhlenbergia setifolia* y la menos dominante *Sida abutifolia*, mientras que el sitio con el menor porcentaje de abundancia y con la menor equitatividad es para el sitio 11 con 51 %, siendo la especie más abundante *Aristida purpurea* y la menos dominante *Dyschoriste linearis*.

De acuerdo al análisis de riqueza estimada en base a las curvas de acumulación de especies, la condición I registró como resultado una cuantificación de especies del 84 % de las especies presentes en dicha condición, dando como resultado 11 familias, 26 géneros y 32 especies, siendo las familias de mayor tamaño; Poaceae, Acanthaceae y Asteraceae. La condición II registró como resultado que se cuantificó un 88 % de especies en tal condición, dando como resultado 17 familias, 26 géneros y 29 especies, siendo las familias más *representativas*; Poaceae, Cyperaceae y Solanaceae. Finalmente, la condición III registró como resultado del análisis un 70 % de especies contabilizadas, dando como resultado 16 familias, 45 géneros y 57 especies, siendo las familias más representativas; Poaceae, Acanthaceae y Asteraceae.

VI. CONCLUSIONES

La flora registrada en el zacatal del Rancho Los Ángeles está integrada por géneros y especies propias del zacatal semiárido del norte de México y del Desierto Chihuahuense, dominada por las familias Poaceae, Acanthaceae y Asteraceae.

En base a los resultados de dominancia, riqueza y diversidad, la condición III ganado bovino en apacentamiento sin presencia del perrito de la pradera (*C. mexicanus*) presentó la mayor dominancia, mientras que la condición II con presencia de perrito de pradera (*C. mexicanus*) y con apacentamiento por parte del ganado bovino presenta una mayor diversidad, riqueza y abundancia de especies de plantas.

El perrito de la pradera (*C. mexicanus*) es importante en la estructura, diversidad y riqueza de los pastizales estudiados. Su presencia contribuye a incrementar la riqueza de especies en los pastizales naturales, como resultado del disturbio que causa al construir las madrigueras.

El disturbio que provocan las madrigueras de las colonias de *C. mexicanus*, es importante para el mantenimiento y preservación de los pastizales naturales, evitando la introducción de especies arbustivas y de malezas ruderales.

VII. RECOMENDACIONES

- Se recomienda realiza el estudio en cada uno de los sitios de muestreo mencionados en las diferentes estaciones del año.
- Replantear o en su caso mejorar el sistema de pastoreo utilizado, así como aumentar la tecnificación del mismo buscando la preservación de la biodiversidad y del ecosistema pastizal.
- Realizar estudios complementarios a este para poder tener conocimiento del ecosistema pastizal para poder identificar y definir la salud del mismo.

VIII. LITERATURA CITADA

- Abbott, L.B. 2006. Ecología y Diversidad de Pastizales. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-40, 14-16.
- Agnew, W., D.W. Uresk y R.M. Hansen. 1986. Flora and fauna associated with prairie dog colonies and adjacent un grazed mixed grass prairie in western South Dakota. *Journal of Range Management*, 39:135-139.
- Aguilera, M. y Silva, J.F. 1997. Especies y biodiversidad. *Interciencia* 22(6), 299-306.
- Anderson V.J. y D.D. Briske. 1995. Herbivore induced species replacement in grasslands: is it driven by herbivory tolerance or avoidance? *Ecological Applications* 5: 1014-1024.
- Archer, S. R., M. G. Garret, y J. K. Detling. 1987. Rates of vegetation change associated with prairie dog (*Cynomys ludovicianus*) grazing in North American mixed-grass prairie. *Vegetatio*, 72:159-166.
- Baev, P.V. y Penev, I.D. 1995. Biodiv: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Pensoft, Sofia, Bulgaria.
- Bailey, V. 1932. Mammals of New Mexico. USDA bureau of biological survey, North American fauna, vol. 53. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.
- Belsky, A.J. 1986. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *American Naturalist* 127: 870-892.
- Bethke, R. W. y Nuuds, Tt. D. 1993. Variation in the diversity of ducks along a gradient of environmental variability. *Oecologia*, 93(2), 242-250.
- Bonham, C. D. y A. Lerwick. 1976. Vegetation changes induced by prairie dogs on shortgrass range. *Journal of Range Management*, 29:221-225.

- Brower, J. E., Zar, J. H., y Vonende, C. N. 1998. Field and laboratory methods for general ecology, 26: 220-224.
- Buffington, I.C. y C.H. Herbel. 1965. Vegetation changes in a semidesert grassland range from 1858–1963. *Ecological Monographs*, 35:139–164.
- Campbell, T. M., y T. W. Clark. 1981. Colony characteristics and vertebrate associates of white-tailed and black-tailed prairie dogs in Wyoming. *American Midland Naturalist*, 105:269-276.
- Cartron, J. L. E., Ceballos, G., y Felger, R. S. (eds.). 2005. Biodiversidad, ecosistemas y conservación en el norte de México. Oxford university press.
- Ceballos G., y J. Pacheco. 2000. Los perros llaneros de Chihuahua. Importancia Biológica y Conservación. Biodiversidad (Boletín de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, CONABIO), 31:1-5
- Ceballos, G., List, R, Pacheco, J., Manzano-Fischer, P., Santos, G., Royo, M. 2005. Prairie dogs, cattle and crops: diversity and conservation of the grassland-shrubland habitat mosaic in northwestern Chihuahua. Biodiversity, ecosystems and conservation in northern Mexico. Oxford university press, New York, 425-438.
- Challenger, A. y Soberón, J. 2008. Los ecosistemas terrestres. Capital natural de México, 1, 87-108.
- Chaneton, E.J. 2005. Factores que determinan la heterogeneidad de la comunidad vegetal en diferentes escalas espaciales. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial facultad de agronomía, Buenos Aires, Argentina, 19-42.
- Cid, M. S., J. K. Detling, A. D. Whicker y M.A. Brizuela. 1991. Vegetational responses of mixed-grass prairie site following exclusion of prairie dog and bison. *Journal of Range Management*, 44:100-105.

- Colwell, R.K. y Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series b: Biological sciences* 345(1311), 101-118.
- CONABIO. 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO. Escala 1: 1,000,000.
- CONAGUA. 2018. Servicio Meteorológico Nacional. Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Saltillo Sur. CONAGUA. México, D.F. 38 p.
- Coppock, D. L., J. E. Ellis, J. K. Detling y M. I. Dyer. 1983. Plant-herbivore interaction in a North American mixed-grass prairie. II. Responses of bison to modification of vegetation by prairie dogs. *Oecologia*, 56:10-15.
- Coppock, D. L., J. K. Detling, J. E. Ellis, y M. I. Dyer. 1983. Plant-herbivore interaction in a North American mixed-grass prairie. I. Effects of black-tailed prairie dogs on intraseasonal aboveground plant biomass and nutrient dynamics and plant species diversity. *Oecologia*, 56:1-9.
- Desmond, M. y J. A. Montoya. 2006. Status and distribution of Chihuahuan Desert grasslands in the United States and Mexico. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-40*, 17-21.
- Domínguez-Aguilera, A.A. 2019. Evaluación de la Infiltración Final y la Producción de Sedimentos en Cinco Tipos de Vegetación, Bajo Tres Intensidades de Lluvia, en la Microcuenca Los Ángeles Saltillo, Coahuila. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 65 p.
- Encina-Domínguez, J. A., Valdés-Reyna, J., y Villarreal-Quintanilla, J. A. 2014. Estructura de un zacatal de toboso (*Hilaria mutica*: Poaceae) asociado a sustrato ígneo en el noreste de Coahuila, México. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas*, 8(2), 583-594.
- Estrada-Castillón, E., Scott-Morales, L., Villarreal-Quintanilla, J.A., Jurado-Ybarra, E., Cotera-Correa, M., Cantú-Ayala, C. y García-Pérez, J. 2010. Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las

- praderas (*Cynomys mexicanus*): diversidad y endemismo de especies. Revista Mexicana de Biodiversidad, 81(2): 401-416.
- Fariñas, M. 1996. Análisis de la vegetación y de sus relaciones con el ambiente mediante métodos de ordenamiento. Universidad de los andes, trabajo de ascenso, Mérida, Venezuela.
- Feinsinger, P. 2003. El diseño de estudios para la conservación de la biodiversidad. Eds. Fan. Santa Cruz–Bolivia. 242p. Finegan, b. 1992. Bases ecológicas para la silvicultura. Catie.
- Fleischner, T. L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in Western North America. Conservation Biology 8:629-644.
- Gallina-Tessaro, S. 2011. Características y evaluación del hábitat. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. INECOL/UAQ. Querétaro, México. Pp, 281-316.
- García, E. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO). 1998. Climas (clasificación de Köppen, modificado por García). Escala, 1(1), 000.
- Gaston, K. J. 1996. Biodiversity-latitude gradients. Progress in physical geography, 20(4), 466-476.
- Gauch, H.G. y Gauch J.R. 1982. Multivariate analysis in community ecology (no. 1). Cambridge University Press.
- Gentry, H.S. 1957. Los pastizales de Durango. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México, D.F. 361 p.
- Gotelli, N.J., y Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters, 4(4), 379-391.
- Gray, J.S. 2002. Species richness of marine soft sediments. Marine ecology progress series, 244, 285-297.

- Gutiérrez-Beltrán, N. 2018. Relación costo-efectividad de prácticas silvopastoriles, como insumo para la elaboración de la acción de mitigación nacionalmente apropiada–nama–de ganadería bovina en México.
- Hair, J.F., Anderson, R.E., Tatham, R. L. y Black, W. C. 1999. Analysis multivariate, 5ª ed. Prentice hall Iberia, Madrid, España.
- Halffter, G., Moreno, C. E. y Pineda, E.O. 2001. Manual para evaluación de la biodiversidad en reservas de la biosfera. Programa iberoamericano de ciencia y tecnología para el desarrollo, Zaragoza (España). Servicio de evaluación ambiental, Santiago (Chile); UNESCO, Santiago (Chile). Oficina regional de ciencia y tecnología para América Latina y el Caribe, Zaragoza (España). Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza (España).
- Hansen, R. M. y I. K. Gold. 1977. Black-tailed prairie dog, desert cottontails and cattle trophic relations on short grass range. *Journal of Range Management*, 30:210-214.
- Henrickson, J.; Straw, R. M. 1976. A gazetteer of the Chihuahuan Desert region. A supplement to the Chihuahuan Desert flora. California State University, Los Angeles.
- Henwood, W.D. 1998. An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. *Parks*, 8(3), 3-8.
- Herbel, C.H., F. N. Ares y R. A. Wright. 1972. Drought effects on a semidesert grassland range. *Ecology* 53:1084 –1093.
- Hernández, M. H.; Gómez-Hinostrosa, C. Goettsch, B. 2004. Checklist of Chihuahuan Desert Cactaceae. *Harvard Papers in Botany* 9 (1): 51-68.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- Hill, M.O., y Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. In *classification and ordination* (pp. 47-58). Springer, Dordrecht.

- Hinton, J. y Rzedowski, J. 1975. George B. Hinton, explorador botánico en el sudoeste de México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 21: 1-114.
- Hoth, J. 2012. Buenas prácticas ganaderas en México/beneficial livestock management practices in Mexico.
- Hoyt, A.C. 2002. The Chihuahuan Desert: diversity at risk. *Endangered Species Bulletin* 27(2): 16-17
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52(4), 577-586.
- Jiménez-Valverde, A. y J. M. Lobo. 2005. Determining a combined sampling procedure for a reliable estimation of araneidae and thomisidae assemblages (Arachnida: Araneae). *Journal Arachnology* 33(1): 33-42.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M., y Hortal, J. 2009. The effect of prevalence and its interaction with sample size on the reliability of species distribution models. *Community Ecology* 10(2), 196-205.
- Juárez-de la Fuente, J.J. 2012. Diversidad y estructura del pastizal en diferentes densidades de *Cynomys mexicanus* Merriam, 1892 en Saltillo, Coahuila. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Tesis de Maestría en Ciencias. 102 p.
- Karr, J. R., y Roth, R. R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *The American Naturalist*, 105(945), 423-435.
- Kent, M. C., y Coker, P.P. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. British library, London: 363 p.
- Koford, C.B. 1958. Prairie dogs, whitefaces, and blue grama. *Wildlife Monographs*, 3:6-78.
- Kotliar, N. B., B. W. Baker, A. D. Whicker y G. Plumb. 1999. A critical review of assumptions about the prairie dog as a keystone species. *Environmental Management*, 24:177-192.

- Kotliar, N.B. 2000. Application of the new keystone-species concept to prairie dogs: how well does it work? *Conservation Biology*, 14:1715-1721.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. Addison welsey educational publishers. Inc., Menlo Park, California.
- Krebs, C.J. 1994. *Ecology. The experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Third Edition, Institute of Animal Resource Ecology. The University of British Columbia.
- Kruger, K. 1986. Feeding relationships among bison, pronhorn, and prairie dogs: an experimental analysis. *Ecology*, 67:760-770.
- Lamas, G., Robbins, R. K., y Harvey, D. J. 1991. A preliminary survey of the butterfly fauna of pakitza, parque nacional del manu, Peru, with an estimate of its species richness. *Publicaciones del museo de historia natural universidad nacional mayor de San Marcos Santos*.
- Legendre, P., Borcard, D. y Pérez-Neto, P. R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75(4), 435-450.
- Legendre, P. y Legendre, L. 1998. Numerical ecology: developments in environmental modelling. *Developments in Environmental Modelling*, 20.
- Leopold, A.S. 1950. Vegetation zones of México. *Ecology* 31: 507-518.
- Lauenroth, W. K., Adler, P.B., y White, E. P. 2003. Riqueza de especies en espacio y tiempo: Actividad de seguimiento al taller de MAPE.
- Long, D. y Truett J. 2006. La actividad ganadera y los perros llaneros. 90 USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-40, 90-91.
- Maclaurin, J., y Sterelny, K. 2008. *What is biodiversity?*. University of Chicago press.
- Maestre, F. T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J., y Vallejo, R. 2003. El papel de la heterogeneidad espacial en la restauración de un ecosistema semiárido

degradado ii. Factores ambientales condicionantes de la supervivencia. *Ecología*, 17, 25-45.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and hall, London, United Kingdom. 179 pp.

Magurran, A. E. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedral. Barcelona, 200 p.

Magurran, A. E. 2005. Species abundance distributions: pattern or process?. *Functional Ecology*, 19(1), 177-181.

Malik, R. N., y Husain, S. Z. 2006. Classification and ordination of vegetation communities of the Iohibehr reserve forest and its surrounding areas, rawalpindi, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*, 38(3), 543.

Manzano Fischer, P., G. Ceballos, R. List., O. Moctezuma y J. Pacheco. 2000. AICA 133 Janos-Nuevo Casas Grandes. Pp. 171-172. En áreas de importancia para la conservación de las aves en México (Arizmendi, M. y L. Márquez, eds.). Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, México, D.F.

Manzano Fischer, P., R. List y G. Ceballos. 1999. Grassland birds in prairie-dog towns in northwestern Chihuahua, Mexico. *Studies in Avian Biology*, 19:263-271.

Manzano, R. L. 2006. Los Pastizales del Norte de México: Una perspectiva para su conservación. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-40.*, 45-47.

Margalef, R. 1995. La ecología, entre la vida real y la física teórica. *Investigación y Ciencia*, 225(1).

Matteucci, S. D., Colma, A., y Pla, I. E. 1982. Análisis ecológico regional del estado Falcón. *Acta Científica Venezolana* 33, 78-87.

Matteucci, S. D., y Colma, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación* (vol. 22). Washington, D.C.: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos.

Mcclaran, M. P. 1995. Desert grasslands and grasses. *The desert grassland*, 1-30.

- Mccune, B., Grace, J. B., y Urban, D. L. 2002. Analysis of ecological communities (vol. 28). Glenden Beach, Oregon, USA.
- Melgoza-Castillo, A. 2006. Situación Actual de los Agostaderos. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-40, 86.
- Mellink, E. y S. Valenzuela. 1992. Comunidades aviares y su modificación por el pastoreo en agostaderos del municipio de Salinas, S. L. P. Agrociencia, Serie Recursos Naturales Renovables 2:87-94.
- Meyer, S. E. y E. García- Moya. 1989. Plant community patterns and soil moisture regime in gypsum grasslands of north central México. *Journal of Arid Environments* 16:147-155.
- Meyer, S. E., E. García-Moya y L. C. Lagunes-Espinoza. 1992. Topographic and soil moisture regime in gypsum grassland of north central México. *Journal of Vegetation Science* 3:429-438.
- Milchunas D. G., O.E. Sala y W.K. Lauenroth. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132: 87-106.
- Milchunas D.G. y W.K. Lauenroth. 1989. Three dimensional distribution of plant biomass in relation to grazing and topography in the short grass steppe. *Oikos* 55: 82-86.
- Milchunas D.G. y W.K. Lauenroth. 1993. A quantitative assessment of the effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: 327-366.
- Miller, B., C. Wemmer, D. Biggins y R. Reading. 1990. A proposal to conserve black-footed ferrets and the prairie dog ecosystem. *Environmental Management*, 14:763-769.
- Miller, B., G. Ceballos y R. Reading. 1994. The prairie dog and biotic diversity. *Conservation Biology*, 8:677-681.

- Miller, B., R. Reading, J. Hoogland, T. Clark, G. Ceballos, R. List, S. Forrest, L. Hanebourn, P. Manzano, J. Pacheco y D. Uresk. 2000. The role of prairie dogs as a keystone species: Response to Strapp. *Conservation Biology*, 14:318-321.
- Morafka, D.J. 1977. A biogeographical analysis of the Chihuahua desert through its herpetofauna. Dr. W. Junk B. V., Publishers, The Hague.
- Moreno, C.E., Barragán, F., Pineda, E., y Pavón, N. P. 2011. Re análisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4), 1249-1261.
- Morrison, M. I., B. G. Marcot y R.W. Mannan. 1992. *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. University of Wisconsin press, Madison, Wisconsin, USA.
- Mueller-Dombois, D., y Ellenberg, Hh. 1974. *Aims and methods of vegetation Ecology*. John Wiley and Sons, New York, 547 p.
- Neilson, R. P. 1986. High resolution climatic analysis and southwest biogeography. *Science* 232:27-33.
- O'Meilia, M. F., F. L. Knopf y J.C. Lewis. 1982. Some consequences of competition between prairie dogs and beef cattle. *Journal of Range Management*, 35:580-585.
- Ohmart, Rr. D. y Anderson, B.W. 1986. Riparian habitat. Inventory and monitoring of wildlife habitat, 169-199.
- Orlóci, I. 2006. Diversity partitions in 3-way sorting: functions, venn diagram mappings, typical additive series, and examples. *Community ecology*, 7(2), 253-257.
- Pacheco, J., Ceballos, G., y List, R. 2000. Los mamíferos de la región de Janos-Casas Grandes, Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 4, 71-85.

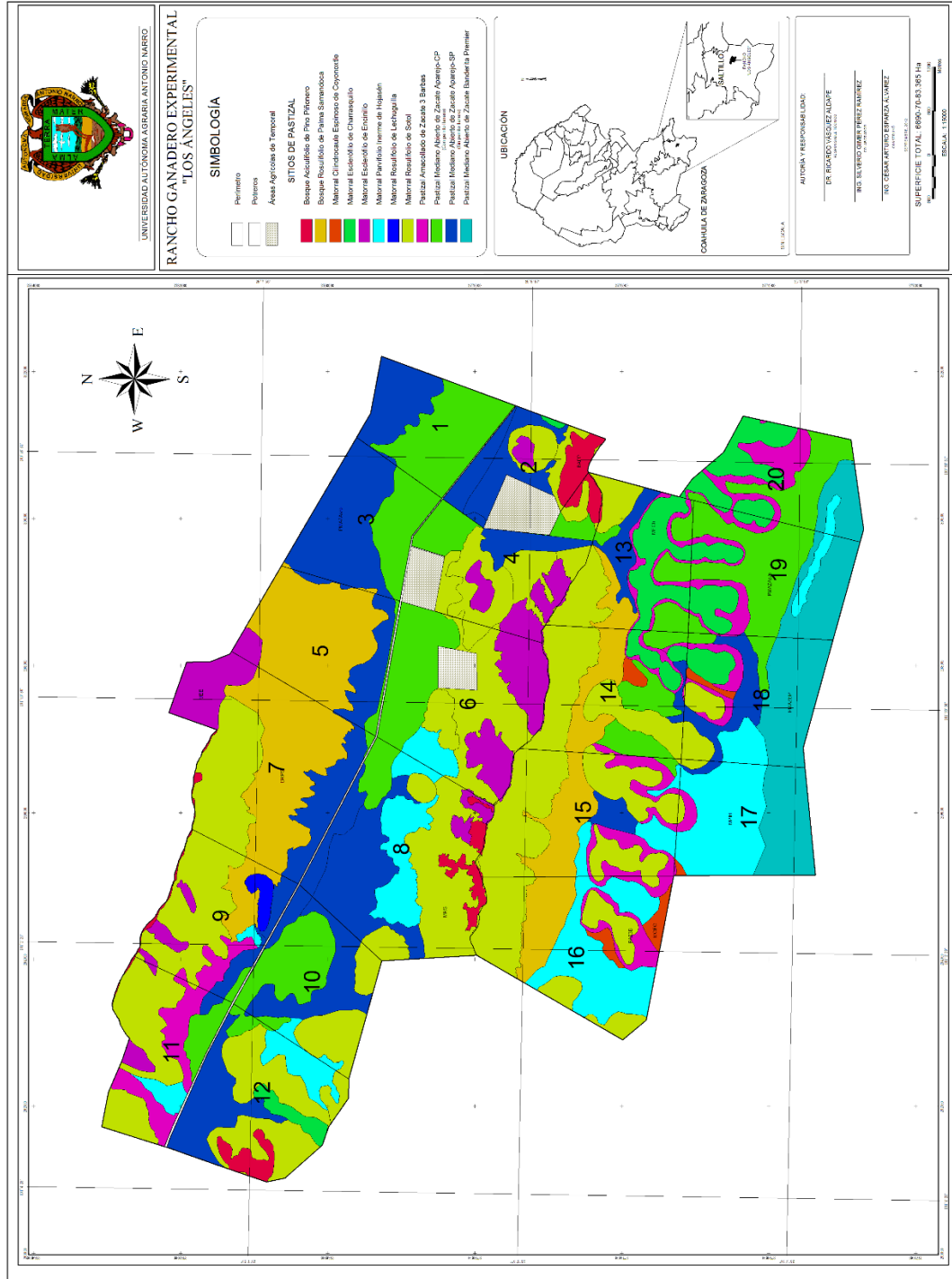
- Pacheco-Rodríguez, J. 2006. Diversidad de vertebrados del noroeste de Chihuahua, México. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-40, 32.
- Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 285-307.
- Pinkava, D.J. 1984. Vegetation and flora of the Bolsón of Cuatro Ciénegas region, Coahuila, México: IV. Summary, endemism and corrected catalogue. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science*, 23-47.
- Pronatura Noreste. 2016. Informe técnico, análisis de la disponibilidad de agua en los acuíferos dentro de las regiones valles centrales, Janos y el Tokio. Geotek tecnologías gráficas y pronatura noreste, México.
- Reading, R. P., J. J. Grenston, S. R. Brissinger, y T. W. Clark. 1989. Attributes of black-tailed prairie dog colonies in north central Montana, with management recommendations for the conservation of biodiversity. Pp. 13-28. En *the prairie dog ecosystem: managing for biodiversity* (T. W. Clark, D. Hinckley y T. Rich, eds.). Montana Bureau of Land Management Wildlife Technical Bulletin 2. Billings, Montana, EUA.
- Reporte del estado de los pastizales del desierto chihuahuense. 2019. Una perspectiva sobre gestión. CONABIO. 6-14
- Ricklefs, R. E. 1990. Seabird life histories and the marine environment: some speculations. *Colonial water birds*, 13(1), 1-6.
- Root, R.B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological monographs*, 37(4), 317-350.
- Rotenberry, J. T. 1978. Components of avian diversity along a multifactorial gradient. *Ecology*, 59(4), 693-699.
- Rzedowski, J. 1955. Notas sobre la flora y la vegetación del estado de San Luis Potosí. 2. Estudio de diferencias florísticas y ecológicas condicionadas por ciertos tipos de sustrato geológico. *Ciencia (México)* 15:141-158.

- Rzedowski, J. 1965. Vegetación del Estado de San Luis Potosí. *Acta Científica Potosina* 1,2: 5-291.
- Rzedowski, J. 1975. Tres dicotiledóneas mexicanas nuevas de posible interés ornamental. *Botanical Sciences*, (35), 37-49.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, México, 504.
- FERENC, S. A. M. U., & LÖVEI, G. L. (1995). Species richness of a spider community (Araneae): Extrapolation from simulated increasing sampling effort. *Eur. J. Entomol*, 92, 633-638.
- Schlesinger, W. H., J. F. Reynolds, G. L. Cunningham, L. F. Huenneke, W. M. Jarrell, R. A. Virginia, Yand W. G. Whitford. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247:1043-1048.
- Schmidt, R.H. 1986. Chihuahuan climate. En: J. C. Barlow; A. M. Powell; B. N. Tinnernann (eds.). Chihuahuan Desert U.S. and Mexico, Vol II. Chihuahuan Desert Research Institute, Sul Ross State University, Alpine, Texas. pp. 40-63.
- Schmutz, W. 1991. Non-lte analysis of hot stars including line blanketing. In *stellar atmospheres: beyond classical models* (pp. 191-203). Springer, Dordrecht.
- Sharp, J. C. y D. W. Uresk. 1990. Ecological review of Black-tailed prairie dogs and associated species in Western South Dakota. *Great Basin Naturalist*, 50:339-345.
- Shreve, F. 1942. The desert vegetation of North America. *Botanical Review* 8: 195-246.
- Soberón, J. y J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7: 480-488.
- Sutton, A. 2000. El Desierto Chihuahuense, nuestro desierto. Fondo Mundial para la Naturaleza. URL:<http://www.pronatura.org>.

- Tramer, E.J. 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology*, 50(5), 927-929.
- Thompson, M. M. (1979). Maps for America: Cartographic products of the US Geological Survey and others. The Survey
- Uribe-Pérez, J., y Urrego-Giraldo, I. E. 2009. Gestión ambiental de los ecosistemas de manglar. Aproximación al caso colombiano. *Gestión y ambiente*.
- Vázquez-Coronel, Y. 2020. Caracterización del suelo, ordenación y diversidad de especies del zacatal semidesértico de la Sierra Zapalinamé, Coahuila, México. Buenavista, Saltillo, Coahuila. Tesis Licenciatura, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 96 p.
- Weltzin, J.F., S. Archer y R. K. Heitschmidt. 1997. Small mammal regulation of vegetation structure in a temperate savanna. *Ecology* 78:751-763.
- Weltzin, S. L. Dowhower y R.K. Heitschmidt. 1997. Prairie dog effects on plant community structure in southern mixed-grass prairie. *Southwestern Naturalist*, 42:251-258.
- Whicker, A.D. y J.K. Detling. 1988. Ecological consequences of prairie dog disturbances. *Bioscience*, 38:778-85.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251.
- Wiens, J.A. y Rotenberry, J.T. 1979. Diet niche relationships among North American grassland and shrub steppe birds. *Oecologia*, 42(3), 253-292.
- Wootton, R.J. 1990. Ecology of Teleost Fishes. Fish and Fisheries Series 1. Chapman & Hall. London 404 p.

IX. ANEXOS

Anexo 1.- Mapa de vegetación del Rancho Los Ángeles



Anexo 2.- Formato para muestreo de vegetación del Rancho Los Ángeles

No. De sitio: ____ Fecha: _____

No. de condición: _____

Comunidad vegetal: _____

Especies asociadas: _____

Observaciones Generales:

ID GPS: _____ Zona: R14

Coord (X): _____ Coord (Y): _____ Altitud: _____

Factor de Disturbio

Pastoreo ()	Incendio ()	Aprovechamiento forestal ()
Plagas ()	Agricultura ()	Otros ()

Grado de perturbación

Nivel	Grado de perturbación	Cobertura
1	Sin perturbación aparente	<10
2	Ligera	10 a 30
3	Moderada	30 a 50
4	Alta	50 a 70
5	Muy alta	>70

Cobertura del suelo (1m²)

Cubierta del suelo	Cobertura
Roca	%
Suelo desnudo	%
Hojarasca	%
Grava y piedra	%
Otros	%
El total debe sumar 100%	%

Anexo 3.- Coordenadas geográficas de los sitios estudiados en los pastizales del Rancho Los Ángeles.

Número de sitio	Condición	Superficie del potrero (ha)	Altitud (m)	Ubicación geográfica
7	1	303	2099	25° 7'56.16"N 101° 2'49.22"O
8	1		2097	25° 7'42.71"N 101° 2'33.38"O
9	1		2097	25° 7'34.16"N 101° 2'50.06"O
10	1		2097	25° 7'29.66"N 101° 2'36.52"O
11	1		2097	25° 7'17.95"N 101° 2'23.41"O
12	1		2097	25° 7'17.08"N 101° 2'46.52"O
1	2	570	2138	25° 6'33.13"N 100°59'58.50"O
2	2		2138	25° 6'49.02"N 100°59'48.94"O
3	2		2132	25° 6'46.06"N 101° 0'10.81"O
4	2		2127	25° 6'53.86"N 101° 0'17.68"O
5	2		2124	25° 6'52.93"N 101° 0'31.30"O
6	2		2167	25° 6'53.00"N 101° 0'45.08"O
13	3	287	2167	25° 5'42.09"N 100°59'4.30"O
14	3		2168	25° 5'37.30"N 100°59'7.06"O

Número de sitio	Condición	Superficie del potrero (ha)	Altitud (m)	Ubicación geográfica
15	3		2172	25° 5'33.42"N 100°59'1.18"O
16	3		2172	25° 5'31.65"N 100°59'7.07"O
17	3		2177	25° 5'29.70"N 100°59'4.18"O
18	3		2182	25° 5'26.86"N 100°59'7.67"O

Anexo 4.- Listado de la flora registrada para los pastizales estudiados del Rancho Los Ángeles

Familia	Género y Especie	Autor
Familia	Acanthaceae	
	<i>Dyschoriste linearis</i>	(Torr. & A. Gray) Kuntze
	<i>Elytraria imbricata</i>	(Vahl) Pers.
Familia	Asteraceae	
	<i>Acourtia nana</i>	(A. Gray) Reveal y R.M. King
	<i>Ambrosia confertiflora</i>	DC.
	<i>Bahia absinthifolia</i>	Benth.
	<i>Chaetopappa ericoides</i>	(Torr.) G.L. Nesom
	<i>Dyssodia papposa</i>	(Vent.) A. S. Hitchc
	<i>Dyssodia tenuifolia</i>	(Cass.) Loes.
	<i>Erigeron pubescens</i>	A. Gray
	<i>Grindelia eligulata</i>	(Steerm.) G.L. Nesom
	<i>Parthenium confertum</i>	A. Gray
	<i>Psilostrophe gnaphalodes</i>	DC.
	<i>Sanvitalia angustifolia</i>	Engelm. ex A. Gray
	<i>Sanvitalia ocymoides</i>	DC
	<i>Townsendia mexicana</i>	A. Gray
	<i>Verbesina longipes</i>	Hemsl.
	<i>Xanthisma spinulosum</i>	(Pursh) D.R. Morgan & R.L. Hartm.
	<i>Zinnia acerosa</i>	(DC.) A. Gray
Familia	Boraginaceae	
	<i>Cryptantha mexicana</i>	(Brandege) I.M. Johnst.
	<i>Tiquilia canescens</i>	(A. DC.) A.T. Richardson
Familia	Brassicaceae	
	<i>Lepidium virginicum</i>	L.
	<i>Physalis</i> sp.	
	<i>Physaria fendleri</i>	(A. Gray) O'Kane & Al-Shehbaz
Familia	Convolvulaceae	

Familia	Género y Especie	Autor
	<i>Convolvulus equitans</i>	Benth.
	<i>Dichondra argentea</i>	Humb. & Bonpl. ex Willd.
	<i>Evolvulus sericeus</i>	Sw.
Familia	Cyperaceae	
	<i>Carex schiedeana</i>	Kunze
Familia	Euphorbiaceae	
	<i>Acalypha phleoides</i>	Cav.
	<i>Croton dioicus</i>	Cav.
	<i>Euphorbia serrula</i>	Engelm.
Familia	Fabaceae	
	<i>Hoffmannseggia watsonii</i>	(Fisher) Rose
	<i>Rhynchosia senna</i>	Gillies ex Hook & Arn.
	<i>Schrankia subinermis</i>	S. Watson
Familia	Malvaceae	
	<i>Sida abutifolia</i>	Mill.
	<i>Sida spinosa</i>	L.
	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	(Cav.) G. Don
	<i>Sphaeralcea hastulata</i>	A. Gray
Familia	Oleaceae	
	<i>Menodora coulteri</i>	A. Gray
Familia	Onagraceae	
	<i>Calylophus berlandieri</i>	Spach
	<i>Calylophus</i> sp.	
Familia	Orobanchaceae	
	<i>Castilleja lanata</i>	A. Gray
Familia	Oxalidaceae	
	<i>Oxalis coniculata</i>	L.
Familia	Poaceae	
	<i>Amelichloa clandestina</i>	(Hack.) Arriaga & Barkworth
	<i>Aristida adscensionis</i>	L.
	<i>Aristida havardii</i>	Vasey
	<i>Aristida purpurea</i>	Nutt.

Familia	Género y Especie	Autor
	<i>Bouteloua curtipendula</i>	(Michx.) Torr.
	<i>Bouteloua dactyloides</i>	(Nutt.) Columbus
	<i>Bouteloua gracilis</i>	(Kunth) Lag. ex Griffiths
	<i>Bouteloua hirsuta</i>	Lag.
	<i>Bouteloua uniflora</i>	Vasey
	<i>Cynodon dactylon</i>	(L.) Pers.
	<i>Erioneuron avenaceum</i>	(Kunth) Tateoka
	<i>Hopia obtusa</i>	(Kunth) Zuloaga & Morrone
	<i>Muhlenbergia phleoides</i>	(Kunth) Columbus
	<i>Muhlenbergia setifolia</i>	Vasey
	<i>Muhlenbergia torreyi</i>	(Kunth) Hitchc. ex Bush
	<i>Muhlenbergia villiflora</i>	Hitchc.
	<i>Nassella leucotricha</i>	(Trin. & Rupr.) R.W. Pohl
	<i>Nassella tenuissima</i>	(Trin.) Barkworth
	<i>Panicum hallii</i>	Vasey
	<i>Urochloa meziana</i>	(Hitchc.) Morrone & Zuloaga
Familia	Polygalaceae	
	<i>Polygala barbeyana</i>	Chodat
	<i>Polygala dolichocarpa</i>	S.F. Blake
	<i>Polygala</i> sp	
	<i>Rhinotropis lindheimeri</i>	(A. Gray) J.R. Abbott
Familia	Portulacaceae	
	<i>Talinum aurantiacum</i>	Engelm.
Familia	Ranunculaceae	
	<i>Clematis drummondii</i>	Torr. & A. Gray
Familia	Scrophulariaceae	
	<i>Buddleja scordioides</i>	Kunth
Familia	Solanaceae	
	<i>Chamaesaracha coniodes</i>	(Moric. ex Dunal) Britton
	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	Cav.
Familia	Verbenaceae	
	<i>Verbena neomexicana</i>	(A. Gray) Briq..

Familia	Género y Especie	Autor
	<i>Verbesina hypomalaca</i>	B.L. Rob. & Greenm.
Familia	Violaceae	
	<i>Hybanthus verticillatus</i>	(Ortega) Baill.