

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA



Evaluación de la Diversidad de Aves del Pastizal Invernal en el Rancho Los Ángeles,
Municipio de Saltillo, Coahuila, México

Por:

BLANCA GORETY GONZÁLEZ HERNÁNDEZ

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA

Saltillo, Coahuila, México

Junio de 2014

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA

Evaluación de la Diversidad de Aves del Pastizal Invernal en el Rancho Los
Ángeles, Municipio de Saltillo, Coahuila, México

Por:

BLANCA GORETY GONZÁLEZ HERNÁNDEZ

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA

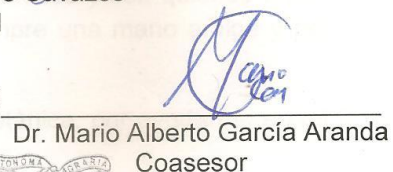
Aprobada



Dr. Eloy Alejandro Lozano Cavazos
Asesor Principal



Dr. Ismael Cabral Cordero
Coasesor



Dr. Mario Alberto García Aranda
Coasesor



Dr. Leobardo Bañuelos Herrera
Coordinador de la División de Agronomía

Coordinación
División de Agronomía
Saltillo, Coahuila, México

Junio de 2014

AGRADECIMIENTOS

A Dios por haberme dado la sabiduría y el entendimiento para poder llegar al final de mi carrera profesional, por proveerme de todo lo necesario para salir adelante y por todas las bendiciones que ha derramado en mi vida.

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, por haberme brindado la oportunidad de realizar mis estudios, por formarme como profesionista y por ser un vínculo para superarme como persona.

A mi familia quienes son mi motor y mi razón de seguir adelante superándome día con día. Gracias porque son para mí el mejor ejemplo de vida, a quienes les debo gran parte de lo que soy. A ti mami, por tu calidez única y especial que te distingue, a ti papi, por tus consejos y tus palabras sabias y mis hermanas, por acompañarme en las buenas y en las malas. Gracias por estar allí siempre.

Al Dr. Eloy Alejandro Lozano Cavazos, por su apreciable y valiosísima amistad, por la confianza que me brindo en los últimos semestres, por su apoyo y por compartir conmigo parte de sus conocimientos y experiencias.

A mis compañeros y amigos de campo, al Dr Alejandro, a Marisol, Checo, Fernando y a Lili. Muchísimas gracias por su amistad, tiempo, graciosidades y consejos. Sin duda me llevo muy gratos recuerdos de cada uno de ustedes.

No pueden faltar mis compañeros de generación quienes con un simple abrazo cambiaban los días haciéndolos aún más hermosos y con quienes pase momentos muy agradables. Gracias por brindarme siempre una mano amiga y por su apoyo incondicional.

A todos los maestros del Departamento de Botánica, por ayudarme en mi formación profesional, por sus enseñanzas y sus consejos.

A los miembros del comité de asesoría de tesis, al Dr. Mario García y al Dr. Ismael Cabral, por su apoyo en la revisión de este trabajo y sus sugerencias para la culminación del mismo. También quiero agradecer al Dr. Feliciano Heredia por su aportación y apoyo durante el proceso de mi tesis.

“El hombre tiene ilusiones como el pájaro alas. Eso es lo que lo sostiene”
Blas Pascal

DEDICATORIAS

A Dios, por guiarme en cada uno de mis pasos, por permitirme concluir un ciclo más en mi vida como profesional y por poner en mi camino las herramientas necesarias y a las personas indicadas.

A Mis padres Blanca Lucía Hernández Camarillo y Humberto Javier González de León, por haberme dado el regalo más valioso de este mundo “la vida” y por mostrarme lo maravilloso que se puede vivir, por toda la confianza puesta en mí como estudiante y como persona, por el apoyo que me han brindado en todo momento y porque con su gran ejemplo a seguir me han enseñado que la vida es un camino en el que cada uno decide como quiere vivir y hacia dónde quiere llegar.

A mis hermanas Carmen Lucía González Hernández y Cristina Alejandra González Hernández por estar conmigo en todo momento, por sus consejos y por el apoyo incondicional y confianza que han depositado en mí.

A Mario Molina quien desde hace tiempo es una persona muy valiosa en mi vida y con quien he compartido momentos maravillosos. Gracias por ser tú en todo momento mi vida, por tu comprensión, consejos y por hacer que cada día vuelva a salir el sol.

A toda mi familia y amigos, por acompañarme en el transcurso de mi vida, por compartir conmigo alegrías, aventuras, loqueras, sueños y por su incondicional apoyo en los momentos más difíciles.

A mis mascotas, porque también forman parte de mis alegrías y mis tristezas, porque aun sin que puedan pronunciar una sola palabra, pueden provocar grandes cambios en mi estado emocional colocando sonrisas en mi rostro.

INDICE DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	¡Error! Marcador no definido.
DEDICATORIA.....	¡Error! Marcador no definido.
INDICE DE CONTENIDO.....	v
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
ÍNDICE DE CUADROSviii
INDICE DE GRAFICAS.....	.vii
RESUMEN	viii
1.INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVO GENERAL.....	1
HIPOTESIS	3
2.REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1. Introducción	4
2.2. Estructura del hábitat y diversidad de especies de aves	7
2.3. La comunidad de aves y biodiversidad.....	9
2.4. El concepto de gremio.....	100
2.5. Especies sensibles al área	11
2.6. Relación hábitat-aves del pastizal	122
2.7. Abundancia o densidad de aves del pastizal	18
2.8. El uso de las parcelas para monitoreo de aves del pastizal	2323
2.9. Efectos del manejo del habitat en las aves del pastizal	24
2.10. Pastoreo	2626
3.MATERIALES Y MÉTODOS	32
3.1. Descripción del área	322
3.2. Metodología llevada a cabo en campo	32
3.3. Análisis estadístico	35
4. RESULTADOS.....	36
4.1. Curvas de esfuerzo de muestreo.....	36
4.2. Riqueza de especies de aves del pastizal en PMA y PMA+P	38

4.3. Caracterización del habitat estructural general de PMA y PMA +P	42
4.3.1. Caracterización del hábitat estructural de PMA y PMA+P en áreas internas	46
4.3.2. Caracterización del habitat estructural de PMA y PMA+P en área externas.....	49
5. DISCUSIÓN	55
6. CONCLUSIÓN	57
7. LITERATURA CITADA.....	58

INDICE DE FIGURAS

Páginas

1. Localización del rancho experimental “Los Ángeles” _____	32
2. Escenificación del establecimiento de unidades de muestreo en la evaluación estructural del hábitat _____	34

ÍNDICE DE CUADROS

Páginas

1. Especies presentes en áreas de pastizal mediano abierto (PMA) ¡Error! Marcador no definido.	
2. Especies presentes en áreas de pastizal mediano abierto con presencia de perro de la pradera (PMA+P)	40
3. Caracterización del hábitat estructural de (PMA) y (PMA+P).....	45
4. Caracterización del hábitat estructural de (PMA) y (PMA+P) en áreas internas..... ¡Error! Marcador no definido.	49
5. Caracterización del hábitat estructural de (PMA) y (PMA+P) en áreas de ecotonia	53
6. Descripción general de la estructura del hábitat en PMA y PMA+P.....	53

ÍNDICE DE GRAFICAS

Páginas

No se encuentran elementos de tabla de ilustraciones.

RESUMEN

Dentro de las aves de Norteamérica, las aves del pastizal han mostrado las disminuciones poblacionales más marcadas que las aves que habitan cualquier otro tipo de hábitat. En México estos ecosistemas se han visto afectados y modificados a través del tiempo por diversos factores como son el clima, el pastoreo, el fuego, entre otros. Para desarrollar planes de conservación es necesario evaluar las poblaciones y utilizar herramientas precisas que permitan conocer el estado de éstas. El objetivo

del presente estudio fue estimar la riqueza de especies de aves del pastizal y evaluar la estructura de la vegetación en pastizales medianos abiertos y en pastizales con presencia de perro de la pradera y posteriormente se realizó una comparación entre ambos parámetros. La cuantificación de las aves y la evaluación del hábitat se realizó en el rancho ganadero Los Ángeles en el periodo invernal 2013. La mayor riqueza de aves del pastizal, así como también la estructura de la vegetación se obtuvo en pastizales medianos abiertos con presencia de perros de la pradera (PMA+P) al registrar 24 especies de manera general. De igual manera el PMA+P fue el área con mayor heterogeneidad de la estructura de la vegetación.

Palabras clave: Aves del pastizal, hábitat, riqueza, heterogeneidad, estructura de la vegetación.

ABSTRACT

In respect to the North American birds, the grassland birds has shown the major descending population in numbers that's habits any other kind of environment. In Mexico that ecosystems has been affected and modified thorough time by several factors as climate, livestock grassing use, wildfires, among other causes. In order to develop conservation plans is necessary to evaluate wildlife populations and use accurate tools that allow us to know the real condition of these populations. The objective of the present study was to estimate species richness of grassland birds and evaluate the vegetation structure of mid open grasslands and grassland with presence of prairie dogs and after that we made a statistical comparison between both conditions. Birds quantifications and habitat evaluation was made in the cow livestock ranch Los Angeles, Saltillo Coahuila during the winter period of 2013. The major grassland bird species richness and vegetation structure was observed in mid open grasslands with presence of prairie dogs (PMA+P) with 24 species in general way. Also, the same condition PMA+P was the area with the major heterogeneity in vegetation structure.

Key words: Grassland birds, habits, richness, heterogeneity, vegetation structure.

1. INTRODUCCIÓN

Los pastizales de Norteamérica son ecosistemas considerados como los más diversos a nivel mundial extendiéndose desde el sur de Canadá, Estados Unidos, hasta el interior de México (Manzano-Fisher *et al.*, 1999; Samson *et al.*, 1996). Dentro de los dos últimos países antes mencionados se encuentra el desierto Chihuahuense con una extensión aproximada de 630,000 km² (ECOPAD, 2007).

Actualmente el desierto Chihuahuense cubre el 15% o menos de los pastizales naturales abarcando los estados de Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, hasta el Suroeste de E.U. en Arizona, Nuevo México y Texas (PACP-Ch, 2011; RMBO, 2012).

Los pastizales del Norte de México albergan una vasta riqueza biológica e importancia económica. Cuando éstos se encuentran sanos juegan un papel clave y esencial en la recarga de acuíferos y en la captura de carbono atmosférico. Además sirven como alimento para el ganado y también ofrecen hábitats para especies de flora y fauna, no solo regional sino también internacional (Duarte, 2011; RMBO, 2012). Entre los grupos funcionales más representativos de los pastizales se encuentra el de las aves del pastizal como el gremio más numeroso entre los vertebrados presentes en dicho ecosistema, el cual está representado por una vegetación dominada por gramíneas o también conocidos como zacatales (PACP-Ch, 2011).

Desde el punto de vista ecológico las aves del pastizal son aquellas especies que dependen específicamente de los pastizales, éstas pasan gran parte o la totalidad de su ciclo de vida en este ambiente ya que están adaptadas para reproducirse, alimentarse y protegerse en áreas con muy pocos árboles y arbustos (Cozzani *et al.*, 2009; Duarte *et al.*, 2011; ECOPAD, 2007).

Las aves del pastizal conforman un grupo heterogéneo de especies pertenecientes a diversas familias de aves (Rabuffetti, 2001). En México se encuentra aproximadamente el 12% de todas las especies de aves del planeta. Esto corresponde cerca de 1,060 especies de alrededor de 8,500 (Instituto nacional de Ecología, 1996) y solo una pequeña fracción conformada alrededor de 29 especies de aves que habitan y visitan México son representadas por pastizales (Duarte *et al.*, 2011).

Desafortunadamente, los pastizales se encuentran amenazados debido a su pérdida y fragmentación a causa de malas prácticas ganaderas como el sobrepastoreo, la sustitución de la vegetación nativa por un paisaje agrícola

moderno, el cambio climático, especies invasoras, así como también el desarrollo urbano. Por ende, los cambios en la estructura de la vegetación están produciendo importantes problemas de conservación como es la declinación o pérdida de numerosas especies de aves del pastizal reduciéndose hasta en un 60 % en los últimos 50 años, viéndose afectadas del mismo modo otras especies que dependen directa o indirectamente de los pastizales (Cozzani *et al.*, 2009; Duarte *et al.*, 2011; Flores, 2004; RMBO, 2012; Manzano-Fisher, 1999; Manzano *et al.*, 2006; Rabuffetti, 2001;).

En las últimas décadas, ornitólogos y ecólogos especialmente de América del norte han mostrado un creciente interés en estudiar diversos aspectos de la ecología de estas especies. Una de las razones de interés ha sido la notoria disminución de las poblaciones de varias aves de pastizal quienes también son los mejores indicadores de la precipitada reducción de los pastizales (PACP-Ch, 2011; Rabufferri, 2001). La escasa información sobre la invernación de estas aves es posiblemente el factor más importante que está limitando los esfuerzos de conservación en México (Levandoski y Panjabi, 2010).

México cuenta con áreas decretadas y legisladas para su protección llamadas Áreas Naturales Protegidas (ANPs) dentro del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (INE-Semarnat, 2001); sin embargo estas áreas no cumplen con las características básicas para mantener poblaciones viables a largo plazo debido a que los criterios para determinar y establecer estas áreas en el pasado estaban más enfocados hacia intereses propios que hacia el bien común (Pressey *et al.*, 1993; Scott *et al.*, 2001).

El programa de Áreas de importancia para la conservación de las Aves (AICAs) fue desarrollado por la Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves (Cipamex) y BirdLife International (Cipamex-Conabio, 1999; Arizmendi y Márquez, 2000). Este programa se inició en 1997 con el objeto de conservar los sitios donde anidan, se reproducen y alimentan numerosas especies de aves endémicas y migratorias de Canadá, Estados Unidos y México (Arizmendi y Márquez, 2000).

Con el presente estudio se pretende dar a conocer la diversidad de aves del pastizal invernal representativa de los pastizales medianos abiertos y pastizales medianos abiertos con perro de la pradera. Asimismo, entender cuál es el rol de la estructura de la vegetación con la presencia de aves invernales. Lo anterior dará pauta para incrementar el conocimiento de los requerimientos del hábitat de la comunidad de aves del pastizal invernal y así, desarrollar estrategias de conservación de sus poblaciones.

OBJETIVO GENERAL

1. Estimar la riqueza de especies de aves del pastizal en pastizales medianos abiertos y en pastizales con presencia de perro de la pradera.
2. Evaluar la estructura de la vegetación como hábitat para la comunidad de las aves del pastizal en pastizales medianos abiertos y en pastizales con presencia de perro de la pradera.
3. Comparar los parámetros anteriormente mencionados en pastizales medianos abiertos y pastizales medianos abiertos con presencia de perros de las praderas.

HIPOTESIS

Ha: La riqueza de especies de aves del pastizal será mayor en pastizal mediano abierto con presencia de perros de las praderas que en pastizal mediano abierto.

Ha: La estructura de la vegetación será más heterogénea en el pastizal mediano abierto con presencia de perros de las praderas que en pastizal mediano abierto.

Ha: La riqueza de especies de aves del pastizal estará directamente relacionada a la heterogeneidad estructural de la vegetación.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Introducción.

Por más de un siglo, factores antropogénicos han influido en la disminución actual de las aves del pastizal de Norteamérica. El asentamiento de los europeos inició este proceso mediante la eliminación de manadas de especies de fauna silvestre en libertad y limitando los movimientos del ganado conforme se establecían en las praderas de Texas. Lo anterior promovió un pastoreo continuo del ganado que a su vez llevó a la supresión del fuego y el enraizamiento o invasión del matorral, lo cual cambió los pastizales en comunidades de plantas leñosas que hasta ahora dominan los pastizales (Hamilton et al. 2004). Los Cambios de pastizales abiertos y sabanas a paisajes dominadas por especies leñosas han cambiado la comunidad de aves de un pastizal a una comunidad de aves del matorral. Por ejemplo, la diversidad y abundancia de muchas especies que son consideradas especialistas de pastizales han disminuido, mientras que muchas especies que tienen afinidades con los hábitats arbustivos de aves han aumentado (Askins 2000, Igl y Jonson 1997).

La disminución estimada de pastizal alto, corto y mixto en Norteamérica ha sido del 90, 80 y 30% respectivamente (Samson y Knopf 1994; Knopf 1994). Esta fragmentación, junto con el deterioro de los pastizales ha provocado la pérdida generalizada del hábitat de los pastizales en Norteamérica (Brennan y Kuvlesky 2005). En una manera similar a la mayoría de los pastizales de Norteamérica, vastas áreas de pastizal del sur de Texas y norte de México han sido perdidos o degradados. Este proceso de pérdida inició hace unos 150 años y desafortunadamente continúa hasta estos días. Por ejemplo, como lo indican muchas referencias (Lehmann 1969, Scifres y Hamilton 1993) la región costera de Texas históricamente estuvo representada por pastizales y sabanas hace 300 años. Sin embargo, fuegos naturales que ocurrían en intervalos de 3 a 5 años junto con el uso del fuego por los nativos americanos fueron interrumpidos. Rompiendo

este ciclo en la frecuencia de fuegos se promovió la invasión de arbustivas en muchas áreas del Sur de Texas que históricamente habían tenido poco o nada de componente arbustivo (Cifres y Hamilton 1993). Por otra parte, la conversión de los pastizales a áreas agrícolas ha tenido un efecto sinérgico sobre la fragmentación del hábitat, junto con los factores antropogénicos anteriormente mencionados y finalmente sobre la estabilidad de la comunidad de aves del pastizal (Brennan y Kuvlesky 2005).

Brennan y Kuvlesky (2005) señalaron que los estudios más actuales de aves del pastizal en Norteamérica se han realizado sobre áreas de reproducción en las grandes planicies. Ellos resaltaron la necesidad de también considerar áreas invernales, donde muchas aves del pastizal pasan una cantidad considerable de tiempo, como es el caso del norte de México. Realizando lo anterior, una mejor imagen de la historia natural de las aves del pastizal puede ser obtenida para desarrollar programas de conservación a nivel Norteamérica. Por ejemplo, Vickery y Herkert (2001) también mencionaron que la mayoría de la investigación con aves del pastizal ha sido desarrollada en áreas de reproducción. Ellos resaltaron la necesidad de llevar a cabo investigación en áreas invernales, las cuales son poco conocidos, pero considerados como un componente importante de la historia de la vida de las aves del pastizal.

Los pastizales naturales del norte de México originalmente se encontraban distribuidos en áreas pequeñas y se restringían a una franja que corría paralela a la Sierra Madre Occidental, pequeñas áreas en la Meseta Central y extensiones cortas de sabanas en el sureste (Rzedowski 1975). Las lluvias provenientes del océano pacífico y el golfo de México pierden fuerza y humedad al momento de tocar tierra en el altiplano mexicano, lo cual genera las condiciones áridas y semiáridas que caracterizan esta zona. Además, dan el sustento al crecimiento vegetal escaso, lo que propicia el crecimiento de pastizales desérticos (Macías et al. 2011).

Son variados e impredecibles los factores que afectan los pastizales desérticos, pero principalmente el clima, el pastoreo y el fuego han propiciado la modificación estructural del pastizal año con año. Mucho antes del establecimiento de los ranchos ganaderos, existían grandes manadas de bisontes y berrendos que pastoreaban libremente en las pastizales naturales de la región, limitando el pastoreo a ciertas áreas solamente (Rzedowski 1975). Otro efecto en el cambio de los pastizales, fue la presencia y actividad de las colonias de perros de la pradera, así como el fuego que poco se sabe de su importancia ecológica, solo se tiene conocimiento de su uso por los nativos, quienes lo ocupaban para el mejoramiento del pastizal y la remoción de vegetación indeseable (Macías et al. 2011).

La ganadería tiene sus inicios a partir de la Conquista, con la introducción del ganado vacuno, ovino, caprino y caballar, el efecto del pastoreo como agente de deterioro se inicia y posteriormente la demanda provocó el desarrollo de pastizales inducidos en regiones que anteriormente tenía otro tipo de vegetación. La ganadería pronto cobró gran importancia convirtiéndose en una de las actividades principales para la región en aquellos tiempos (Vázquez et al. 1989). Otra de las cosas que favoreció el mantenimiento de los pastizales fue la distribución de las tierras en latifundios de tal manera de que unas cuantas personas eran los dueños de esas grandes propiedades, esto ocasionó la conservación de los pastizales al no tener una fuerte presión de pastoreo, a diferencia de Estados Unidos en los que era evidente la fragmentación de este tipo de vegetación (Macías et al. 2011). Como consecuencia del manejo inapropiado del pastoreo, a mediados del siglo XX los pastizales mostraban un evidente deterioro en su condición y por ende la desertificación en algunos casos extremos. La pérdida del pastizal ocasiona un efecto paralelo en la flora y fauna, y su consecuente extinción (Vázquez et al. 1989).

2.2. Estructura del hábitat y diversidad de especies de aves.

En términos generales, el número de especies encontradas en un determinado hábitat es conocido como diversidad alfa, y esta positivamente relaciona con la diversidad de la estructura del hábitat, que a su vez ofrece diferentes oportunidades para la utilización de recursos por las aves (Cody 1985a). En este sentido, aquellas especies con adaptaciones amplias deberían estar presentes en más tipos de hábitats que aquellas especies con requerimientos de hábitat más específicos.

La diversidad de una comunidad de aves ha sido relacionada con la estructura de la vegetación (MacArthur y MacArthur 1961, MacArthur 1964, MacArthur et al. 1966, Tramer 1969, Karr y Roth 1971, Tomoff 1974, y Roth 1976). En este sentido, MacArthur y MacArthur (1961:594) mencionaron que la diversidad de aves en un cierto tipo de hábitat puede ser representada como el número de nichos o modos de vida que cada hábitat provee, en otras palabras, existe un número de dimensiones estructurales que pueden ser explotadas por diferentes organismos, y las variaciones de la diversidad de aves refleja la estructura del hábitat. MacArthur y MacArthur realizaron censos sobre sitios de 2.5 hectáreas incrustadas en diferentes hábitats de tamaño variable, y encontraron que la diversidad de la altura del follaje (FHD) estuvo correlacionada con la diversidad de especies de aves (BSD). De este modo, entre más capas horizontales fueron encontradas en el hábitat, una mayor diversidad de aves fue encontrada. Tramer (1969) encontró que los hábitats que eran estructuralmente menos diversos, tales como las pastizales (1 capa vertical) tuvieron menos riqueza de especies (alrededor de 6 especies) en comparación con matorrales (3 capas verticales) (alrededor de 14 especies) o los bosques, que a menudo tuvieron cuatro o más capas verticales de vegetación. De esta manera, la diversidad de especies incrementa conforme la diversidad de altura del follaje incrementa, lo cual determina el número de nichos disponibles. Roth (1976) señala que los hábitats en parches tuvieron más especies

que aquellos con una configuración más homogénea, y también encontró una disminución en el traslape de especies, la complejidad del hábitat es más grande y viceversa. Roth explicó que el patrón de parches en hábitats del pastizal puede ser observado como diferentes capas de altura del pasto o densidad, las cuales permitirían a más especies usar los pastizales. Diferentes capas (ejemplo, altura de pasto, variación en el suelo desnudo y cobertura de pasto) o la heterogeneidad del hábitat puede ser promovida por disturbios tales como el pastoreo o la quema prescrita aplicada en forma de parches.

Tomoff (1974), por el contrario, no encontró una relación positiva entre la diversidad de altura del follaje y la diversidad de aves sobre hábitats estructuralmente menos diversos, tales como el matorral desértico. El estableció que una combinación de diversidad de altura del follaje y diversidad de cobertura fisionómica con diferentes formas de vida vegetal predijeron mejor la diversidad de especies de aves en comparación a la diversidad de altura del follaje por si solo. Tomoff encontró que conforme la complejidad del hábitat incrementa existió un incremento en la riqueza de especies. Por ejemplo, sitios en el mismo hábitat representado por tres o más clases fisionómicas (ejemplo, forma de vida de las plantas) tuvo una mayor diversidad de especies que aquellos sitios con 2 o menos clases fisionómicas.

Wilson (1974) comparó dos índices de la estructura de la vegetación, la diversidad de altura de follaje (FHD), el cual considera la obstrucción vertical por capas, y un índice del porcentaje de cobertura vegetal (PCVC) para el follaje total, el cual relaciona el volumen de la vegetación a la diversidad de especies de aves. Ella encontró que ambos índices se relacionaron positivamente con la diversidad de especies de aves, pero PCVC tuvo una correlación débil con la diversidad de especies de aves con respecto a FHD. Para FHD, el número de gremios incrementó desde el nivel del suelo con un gremio conteniendo una o dos especies, para la capa de arbustivas con cuatro gremios más y por encima de cuatro especies adheridas, y finalmente, cuando el estrato o la capa de arboles fue

adherida, hubo un incremento de siete gremios adicionales. Wilson concluyó, que aún y cuando (PCVC) predijo una diversidad de especies de aves baja en comparación con (FHD), éste contenía más información biológicamente valiosa.

Wiens (1973), menciona que una comunidad de aves de pastizal puede primariamente ser caracterizada por riqueza de especies, diversidad de especies y su densidad poblacional. Comparado con hábitats más complejos, tales como los arbustivos, los pastizales por lo general tenían un número bajo de especies durante la época reproductiva (típicamente un rango de 2 a 6 especies), junto con una baja densidad de individuos. Por ejemplo, Wiens y Rotenberry (1981) encontraron que las aves con afinidades a hábitats del pastizal aumentó cuando la diversidad del hábitat aumentó, así sus abundancias incrementaron conforme la cobertura de vegetación y altura se incrementó, disminuyendo con la heterogeneidad horizontal.

2.3. La comunidad de aves y biodiversidad.

En un estudio realizado en el sur de Texas durante el invierno por Emlen (1972), encontró que los hábitats de pastizales tuvieron la riqueza de especies más baja de aves (14 especies), comparado con 35 especies encontrados en dos estratos de hábitats arbustivos. Los pastizales fueron caracterizados por zacates amacollados (0.5-1.0 m) y arbustos dispersos de altura 1.0 a 1.5 metros, y los hábitats arbustivos fueron caracterizados por matorrales densos de 3.0 a 4.0 metros de altura, dominados por mezquites y acacias. Las especies de aves presentes fueron principalmente granívoros, pero los insectívoros estuvieron mejor representados sobre arbustivas que sobre pastizales. Las especies más dominantes en los pastizales fueron la codorniz común, y el gorrión sabanero que representaron alrededor del 50% de la comunidad de aves. Por otra parte, la codorniz común y cardenal norteño representaron alrededor del 40% de la comunidad de aves en el hábitat arbustivo. Los pastizales tuvieron una mayor

proporción de aves granívoras que insectívoras; y los hábitats arbustivos tuvieron una distribución más equitativa de las dos categorías anteriores.

Roth (1977) comparó cuatro comunidades de pastizales-arbustos durante la temporada de reproducción en cuatro localidades de la región costera en el sur de Texas. El encontró que la riqueza de especies fue similar entre las 4 áreas, y el rango fue de 13 a 15 especies, sin embargo, la composición de la comunidad fue distinta. Fuera de los cuatro sitios de estudio, la Fundación de Fauna Silvestre Welder en Sinton Texas, la cual representaba arbustos de 2.0 a 3.0 metros de altura y una densidad de 185 individuos/ha, tuvo exclusivamente la presencia de “pradero” y el arrocero americano, mientras que la codorniz común y el cenizote estuvieron presentes en todas las áreas. Roth concluyó que el coeficiente de variación de la riqueza de especies fue alrededor de 15 a 20% y la composición de la comunidad fue alrededor de 15 especies para la región.

Rotenberry y Wien (1980), examinaron el efecto de la vegetación en parches sobre la abundancia de las aves de pastizal. Ellos encontraron que la abundancia de especies en pastizales altos estuvo correlacionada negativamente con la heterogeneidad horizontal y correlacionada en cierta medida con la heterogeneidad vertical, mientras que las especies de aves de los hábitats arbustivos estuvieron correlacionados positivamente con la heterogeneidad vertical.

2.4. El concepto de gremio

El concepto de gremio ha sido sugerido como una herramienta que puede ser utilizada para la conservación y manejo de la fauna silvestre siempre y cuando un grupo de especies estén siendo consideradas. Wilson (1974) afirmó que los gremios son las unidades más apropiadas para poder hacer comparaciones para miembros que tienen estrategias de forrajeo similar, los cuales también incluyen una morfología similar. Mannan et al. (1984) señalaron que los gremios pueden ser usados en el manejo de fauna silvestre donde los recursos del medio

ambiente son utilizados en formas similares entre un grupo de especies. Sin embargo, los gremios pueden producir respuestas inconsistentes entre las especies, especialmente con grupos de más de 5 especies. Por otra parte, Block et al. (1987) recomendaron que el uso de los indicadores del gremio debiera ser aplicado a aquellas especies que están estrechamente relacionadas y que se encuentran en vegetación de características similares o asociaciones tales como comunidades tempranas o tardías. Block et al. (1995) sugirieron que la creación de un gremio debe ser posterior a la evaluación, con el fin de evitar la percepción subjetiva del sentido humano. Esta tarea puede ser obtenida mediante el agrupamiento de especies individuales por un análisis de clúster.

2.5. Especies sensibles al área

De acuerdo a lo referido por Krebs (2001) la teoría de la isla biogeografía desarrollada por MacArthur y Wilson (1967) menciona que las islas pequeñas tienen menos especies que las islas grandes. En base a lo anterior, comparaciones análogas entre las islas y tipos de hábitats en los hábitats del continente se puede realizar. Cody (1985b) menciona que las islas pequeñas pueden ser faltantes de especies que son sensibles al tamaño del área, y el nivel de sensibilidad varía entre las mismas.

Ribic et al. (2009:234) definieron la sensibilidad de área como “una relación positiva entre la probabilidad de la ocurrencia o la densidad de especies y área”.

Ribic et al. (2009), resumieron muchos estudios en relación al estatus de la sensibilidad al área por la ocurrencia y densidad de algunas especies obligadas al pastizal. Ellos encontraron que el chivirín sabanero, bisbita llanera, gorrión sabana, gorrión chapulín, arrocero americano y el pradero tortilla con chile aumentaron en ocurrencia o densidad cuando el área del parche se incrementó.

Herkert (1994b) encontró que la riqueza de aves en época reproductiva estuvo positivamente relacionada con el tamaño del área del pastizal. En este sentido, el gorrión chapulín, gorrión sabana, pradero fueron positivamente influidos por el área. Para el caso del gorrión coronirrufo pantanero, la probabilidad de ocurrencia dentro del área fue influenciada por la estructura del hábitat, y el arrocero americano no fue influido por el área ni tampoco por la estructura de la vegetación. La probabilidad de ocurrencia del 50% en fragmentos del hábitat para el pradero fue de 5 hectáreas, mientras que el gorrión chapulín y el gorrión sabana fueron encontrados en tamaños de parches de 30 y 40 hectáreas, respectivamente.

Helzer y Jelinsky (1999) evaluaron que tan importante era el área del parche y el radio de perímetro-área en relación a la riqueza de aves del pastizal durante la época reproductiva y de la ocurrencia de especies individuales. Ellos encontraron que la riqueza de especies estuvo positivamente afectada por el área del parche y negativamente afectada por un radio mayor de perímetro-área. A nivel de especies, el gorrión chapulín y el arrocero americano mostraron las mismas correlaciones. Además, ellos encontraron que los parches con mayor heterogeneidad representados por vegetación alta y corta combinados con sitios húmedos y secos promovieron la ocupación de un número mayor de especies de aves del pastizal como el chivirín sabanero. Helzer y Jelinsky (1999) concluyeron que el radio perímetro-área es un mejor predictor de la diversidad de aves y ocurrencia que un área por si misma debido a que esta representa el tamaño y la forma del parche. Finalmente, la riqueza de especies puede ser maximizada cuando los parches son más grandes que 50 hectáreas y también tienen un área interior abundante sin el efecto de ecotonia.

2.6. Relación hábitat-aves del pastizal

La selección de hábitat para la mayoría de las aves se debe a la elección de las características estructurales tales como el paisaje, áreas para el forrajeo y anidamiento, entre otros factores. La selección del hábitat por aves del

pastizal depende de la estructura de la vegetación, tales como la densidad y la altura (Cody 1985 a, b) estructura de la vegetación (la cobertura de las capas o la dispersión horizontal de los parches) ha sido frecuentemente asumida como el primer factor que determina dónde y cómo una especie utiliza los recursos (Block y Brennan 1993, Whitmore 1975), y cómo los individuos perciben su entorno (James 1971).

Wiens (1973) afirma que la vegetación tiene dos patrones verticales y horizontales que describe el nivel de parches del hábitat y puede ser expresado como un índice de heterogeneidad. Por ejemplo, Wiens mencionó que la altura de la vegetación puede ser una característica importante del hábitat para aquellas especies que perchan durante la temporada de reproducción. Wiens et al. (1987) mencionaron que los patrones de uso y selección de hábitat de las aves son sensibles a las escalas espaciales, y así, las respuestas a nivel geográfico, regional, parche de hábitat local, y el espacio utilizado por un individuo debe ser observado de acuerdo a su escala. En este sentido, ellos encontraron que el pradero tortilla con chile estuvo positivamente afectado a una escala más amplia (geográfica) de las áreas con mayor cobertura de pastos, y suelo desnudo. A una escala más fina, Wiens (1973) encontró que el gorrión chapulín fue más abundante en sitios con cobertura de pasto abundante por encima de los 10 cm de altura.

Rotenberry y Wiens (1980) encontraron que las aves respondieron de manera diferente a la estructura y el nivel de parches (horizontal y vertical) de la vegetación. Por ejemplo, el pradero tortilla con chile y el gorrión chapulín estuvieron asociados con pasto denso y materia orgánica profunda, pero negativamente asociado con suelo desnudo o características del hábitat asociadas con heterogeneidad horizontal. Por otra parte, el verdugo alcaudón mostró una correlación positiva con la cobertura de plantas leñosas y suelo desnudo y algunas características de la heterogeneidad horizontal, y fue negativamente afectado cuando la cobertura del pasto incrementó.

De acuerdo con Igl y Ballard (1999) la riqueza de especies de aves y la densidad total de aves fue más alta en hábitats leñosos comparados con los pastizales en el sur de Texas. Por ejemplo, los pastizales que habían tenido menos del 10% de cobertura arbustiva tuvieron 25 especies durante el invierno comparados con 46 especies encontrados en hábitats de pastizal-matorral, los cuales tuvieron menos de 30% de cobertura arbustiva. Además, las especies de aves del pastizal más abundantes a través de los hábitats fueron en orden descendente: pradero tortilla con chile, gorrión sabana, gorrión chapulín, gorrión cola blanca y el verdugo alcaudón; y el pradero tortilla con chile y el gorrión sabana conformaron al menos el 50% de la densidad total de los pastizales y hábitats de pastizales con arbustivas.

Conner et al. (1983) encontraron que los cardenales norteños fueron positivamente asociados con la densidad de ramas de arbustos, el volumen de follaje de 1 a 3 m de altura, porcentaje de las ramas de los pinos y el número de especies arbustivas y fue negativamente asociado con la altura de la vegetación, y la cobertura del dosel, principalmente.

Zimmerman (1988) describe las variables del hábitat que estuvieron asociadas con la presencia del gorrión de Henslow en la temporada de reproducción en los pastizales altos y encontró que los machos establecieron sus territorios en parches con una cobertura mayor de vegetación muerta en pie con al menos 90 cm de estructura vertical, poca cobertura de vegetación arbustiva y pastos más altos.

Herkert (1994a) encontró que el gorrión de Henslow usa parches de pastizal con más de 150 hectáreas, con una combinación de pastos altos (alrededor de 28 cm) y una altura total de la vegetación de 47 cm, y más densa (especialmente de 25 cm del suelo), y 45% de materia seca.

Grzybowski (1983) describió que la ocupación espacial utilizada por las aves paseriformes en pastizales abiertos durante en invierno, encontrando que el

gorrión sabana evitó hábitats con altura de vegetación por encima de 1 metro. Mills et al. (1991) encontraron que un índice del volumen de la vegetación total fue fuertemente correlacionada con la densidad de aves durante la época reproductiva sin importar la florística del sitio, mientras el volumen de la vegetación no estuvo fuertemente correlacionada con las densidades de aves invernal en dos áreas de estudio en hábitats del sur-oeste. Estas fuertes correlaciones proveen una evidencia de que las aves en época reproductiva responden a recursos críticos que fueron representados por el volumen de la vegetación. Mills y colaboradores sugirieron que los cambios en el volumen de la vegetación deberían ser considerados cuando se comparan las comunidades de aves dentro y entre hábitats, así como también sitios de área similar que difieren ampliamente en el volumen de la vegetación los cuales deberían de soportar diferentes números de individuos. Zimmerman (1971) encontró que la estructura de la vegetación afecta la selección del hábitat del arrocero americano. Él señaló que dos de los factores más importantes que influyen en su selección fueron la presencia de perchas junto con la cobertura densa y alta de la vegetación herbácea.

El hábitat de anidamiento ha sido identificado como un factor importante que determina en cierta medida el éxito de reproducción. Granfors et al. (1996) evaluaron el hábitat de anidamiento del pradero, el cual fue representado por un porcentaje alto, profundidad y densidad de materia orgánica; una cobertura herbácea más alta; menos cobertura herbácea; y más cobertura de materia orgánica que en los pastizales. Los sitios de anidamiento del pradero tuvieron una mayor cobertura de materia orgánica y pastos además de una estructura más homogénea comparados con sitios al azar. Hallazgos similares fueron encontrados por Rotenberry y Wiens (1980) con las densidades del pradero tortilla con chile correlacionadas con toda el área, donde la estructura y fisionomía de la vegetación poseen una fuerte limitante sobre la distribución y abundancia de las aves al estar asociadas con recursos críticos tales como la alimentación, sitios de anidamiento y refugio contra depredadores.

Whitmore (1979) examinó el efecto del crecimiento de la vegetación desde primavera hasta verano sobre hábitats utilizados por el gorrión chapulín, gorrión sabana y el gorrión cola blanca durante la época reproductiva. El encontró que el traslape en el uso del hábitat entre el gorrión chapulín y el gorrión sabana osciló entre 9 y 86% con las mayores diferencias en mayo y el mayor traslape en julio. Así, los hábitats cuando apenas llegaron las especies fueron estadísticamente diferentes de aquellos hábitats medidos en el pico de la temporada de reproducción.

Ostrand et al. (1996) caracterizaron el hábitat de forrajeo de la paloma huilota mediante la manipulación de la altura del pasto, densidad de la cobertura del pasto y materia orgánica además de adherirle alimento en cantidades iguales para atraer a las palomas. Ellos encontraron que las palomas forrajearon más en los sitios manipulados que en sitios que no fueron alterados en su estructura. Michaels y Cully (1998) encontraron que el verdugo alcaudón durante la época reproductiva estuvo más asociado con hábitats de sabana a nivel paisaje y la selección del microhábitat fue caracterizado por especies herbáceas altas y una estructura de la vegetación esparcida con alta cobertura de material muerto en pie y poca cobertura de materia orgánica.

Chávez-Ramírez et al. (1994) encontraron que el uso de parches por los verdugos alcaudones no difirió después de la reducción de los postes para cerca como una estructura para percha. Los verdugos alcaudones utilizaron estructuras leñosas como perchas sobre cualquier otro sustrato, y no utilizaron parches chapoleados que aquellos que no fueron chapoleados. Además, ellos señalaron que las poblaciones de verdugos alcaudones en los pastizales no se comportaron como aquellos en sistemas agrícolas, con respecto al hábitat de alimentación y uso de percha, y no encontraron evidencia de que la vegetación chapoleada o la manipulación de las perchas artificiales afectaron el uso del verdugo de parches de hábitat en pastizales naturales.

Las aves de pastizales tienen diferentes patrones de selección de hábitat que dependen básicamente de las características estructurales del hábitat. Por ejemplo, Grant et al. (2004) examinaron como las aves del pastizal en época reproductiva respondieron al hábitat que había sido variablemente fragmentado por el enraizamiento de la vegetación leñosa, y encontraron que la probabilidad de ocurrencia disminuyó notablemente para 11 de 15 especies conforme la cobertura de arbustivas incrementó y los pastizales llegaron a hacer ampliamente inadecuados para 9 especies conforme la cobertura arbustiva excedió el 25%. Por otra parte, Winter et al. (2005) investigaron el efecto de la estructura de la vegetación sobre la densidad y el éxito de anidamiento del gorrión sabana, tordo arrocero en pastizales altos. Los anteriores, encontraron que cada especie respondió diferente a las variables del hábitat evaluadas, además la densidad aviar y el éxito de anidación varió en escalas de tiempo y espacio entre años. Dados estos hallazgos los autores recomiendan la promoción de la heterogeneidad del hábitat para cumplir con los requisitos de diferentes aves del pastizal.

Gills et al. (2006) encontraron que la preferencia del hábitat para los territorios del gorrión chapulín fue influido más por la estructura de la vegetación que por la florística. Ellos recomiendan el uso del fuego prescrito con diferentes esquemas rotacionales en tiempo y en espacio para mejorar la heterogeneidad de la estructura del hábitat en vez de enfocarse en los factores florísticos. Ellos documentaron la colonización de pastizales restaurados dentro de 2 años después del tratamiento por especies como el gorrión cola blanca, codorniz común y el arrocero americano.

Herkert (1994b) evaluó las relaciones del hábitat de las especies de aves del pastizal en diferentes tamaños de pastizales y encontró que las aves respondieron de manera diferente a las características del hábitat, y por lo tanto, algunas especies se beneficiaron y otras se afectaron. Por ejemplo, la abundancia del chivirín sabanero estuvo positivamente relacionada con pastos y hierbas junto con materia orgánica y negativamente relacionados con la altura de la vegetación;

el gorrión sabana estuvo relacionado positivamente con la profundidad de la materia orgánica; la ocurrencia del gorrión chapulín fue afectada negativamente por la altura del pasto, y positivamente relacionada con la cobertura del mismo; la ocurrencia del pradero estuvo positivamente relacionada con el porcentaje de cobertura y afectado negativamente por la altura del pasto.

Coppedge et al. (2008) encontraron que las aves del pastizal en pastizales altos fueron afectadas por diferentes características del hábitat. Por ejemplo, la paloma huilota estuvo relacionada positivamente con el porcentaje de suelo desnudo; el gorrión chapulinero fue afectado negativamente por la altura de la vegetación, mientras que el arrocero americano estuvo positivamente relacionado; y el pradero estuvo negativamente asociado con el ángulo de obstrucción, mientras que el porcentaje de pastizal alto, corto, y cobertura de materia orgánica estuvieron positivamente relacionados con esta especie.

Emlen (1972) encontró que en el sur de Texas durante el invierno, la codorniz común, el gorrión sabana y el pradero fueron especies de aves dominantes en los pastizales. Los pastizales estuvieron dominados por pastos y hierbas con arbustos de tamaño pequeño y mediano comparado con hábitats con más dominancia arbustiva.

2.7. Abundancia o densidad de aves del pastizal

Vega y Rappole (1994) proporcionaron información sobre la composición de la comunidad de aves del matorral tamaulipeco en Texas. Ellos encontraron que los residentes permanentes estuvieron representados por el ceniztonle y el cardenal nortño, los residentes de verano estuvieron representados por el mosquero cola de tijera, y el papamoscas garganta ceniza entre otras especies; y los residentes de invierno estuvieron representados por fibí oriental, verdugo americano, gorrión sabanero, gorrión chapulinero y el gorrión de pantano. Vega y Rappole mencionaron que cuando las hierbas y pastos estuvieron presentes proporcionaron hábitat para el gorrión sabana, el gorrión chapulín y el

gorrión de pantano, pero las especies que necesitan suelo desnudo tales como el cenizote estuvieron presentes en baja abundancia. Ellos concluyeron que los eventos climáticos como la sequía pueden cambiar la composición y abundancia de aves.

La densidad de aves de pastizal se puede atribuir principalmente a los patrones de clima, los regímenes de pastoreo, y la depredación. Por ejemplo, (Wiens, 1974) examinó datos de cinco tipos de pastizales y encontró que aquellos pastizales fueron similares en bajo número de especies en reproducción, baja diversidad de especies, densidades relativamente uniformes, y en cierta medida, una composición similar de especies. Wiens sugirió que el número de especies reproductivas pueden exitosamente explotar hábitats del pastizal lo cual es limitado a una alta variabilidad en el clima, junto con la ausencia de hábitat adecuado.

Zimmerman (1992) sugirió que la sequía juega un rol importante en los pastizales regulando la abundancia de especies de aves, para los cuales solo pocas especies están bien adaptadas; y cuando el fuego está presente junto con la sequía la comunidad de aves experimenta un decremento en abundancia, pero no en la riqueza de especies.

Roth (1977) probó la predicción de que los hábitats con configuración de vegetación similar soportan similarmente comunidades de aves organizadas en la época reproductiva. Comunidades ocupando cuatro sitios de arbustivos con pastizales fueron comparadas taxonómicamente. La riqueza de especies fue muy similar a otros estudios de aves del pastizal (Wiens 1974), pero el total de la densidad poblacional, la abundancia de especies individuales, y la composición de especies difirió considerablemente entre las áreas. A pesar de las similitudes en riqueza, la composición de especies fue diferente, ya que solo 6 de las 24 especies fueron residentes en las cuatro áreas. Roth, finalmente señaló que el límite del paquete comunitario para el hábitat en estudio fue de 15 especies.

Webster (1996) analizó 25 estudios de censos de aves del pastizal y el número de especies promedio declinó del invierno al verano por cinco y la densidad declinó casi hasta la mitad. (Bollinger 1994) examinó los efectos de los cambios sucesionales en la vegetación sobre la dispersión de aves del pastizal en reproducción en cultivos agrícolas de varias edades. Conforme el tiempo transcurrió los cultivos cambiaron de altos, densos y homogéneos a vegetación corta, esparcida y con parches de pastizales. El pradero, gorrión chapulinero y el gorrión de Henslow fueron más abundantes en los cultivos más viejos, mientras que la abundancia de los gorriones sabana no difirió en los cultivos de diferentes edades. La riqueza de especies de aves y diversidad incrementó linealmente con la edad de los cultivos.

Johnson e Igl (1995) evaluaron la importancia de los programas de reservas de conservación (CRP) mediante la estimación de los cambios en las poblaciones de aves reproductoras en Dakota del Norte si la tierra de CRP se transformó en áreas de cultivo. Ellos encontraron 18 especies que fueron comunes en CRP o campos agrícolas o en ambos, 12 fueron más abundantes en los hábitats de CRP. Finalmente, señalaron que la terminación de los CRP y un retorno al registro del cultivo de la tierra es proyectado a causar disminuciones poblacionales en Dakota del Norte excediendo el 17% el chivirín sabanero, el gorrión chapulín, gorrión sabanero, arrocero americano y el llanero alipálido.

Vickery et al. (1992) probaron la densidad poblacional como una medida de la calidad del hábitat en relación al éxito reproductivo del gorrión chapulín, gorrión sabana y el gorrión cola blanca. Ellos encontraron que ninguno de los tres gorriones mostró una clara correlación entre una densidad alta del territorio y un éxito reproductivo alto. El gorrión chapulín fue más exitoso en parcelas de densidad media, y menos exitoso cuando la densidad del territorio fue baja. El gorrión sabana fue significativamente más exitoso en una densidad alta. Los gorriones cola blanca fueron la única especie cuyo éxito reproductivo no fue afectado por la densidad del territorio. Estos resultados soportan la tesis (Van

Horne, 1983) que el uso singular de la densidad puede ser un indicador pobre de la calidad del hábitat y que otros factores adicionales deberían ser considerados.

Danning y Brown (1982) utilizaron datos sobre las densidades de gorriones invernales del programa de conteo de las aves de Navidad y la precipitación de verano para probar la hipótesis de que las densidades locales de los gorriones invernales en el sureste de Arizona fueron afectados por la disponibilidad de alimentos. Ellos encontraron que la densidad de gorrión fue positivamente correlacionada con las lluvias de verano, y la densidad de especies de gorriones fue positivamente correlacionada, con la densidad total de todas las otras especies de gorriones debido a que ellos estuvieron limitados de alimento durante el invierno. Lawrence y Yensen (1985) encontraron que los gorriones en invierno no estuvieron limitados por la competencia directa del alimento en la región árida del norte del Great Basin; sin embargo otros factores climáticos estacionales, tales como la nieve y la temperatura, parecieron ser más importantes que lluvia, la cual influye la abundancia de los gorriones en invierno. Las densidades invernales de los gorriones que coexisten fueron estrechamente correlacionados, sugiriendo que las especie en este gremio responden similarmente a las condiciones de invierno variable en diferentes años. DeSante y Geupel (1987) examinaron la productividad de las aves en un pastizal de la costa y encontraron una relación entre el número de aves jóvenes anillados y el total anual de lluvias (invierno) durante la época anterior. La productividad fue baja en años de precipitación extremadamente baja, e incrementó al máximo en años de promedio o ligeramente por encima del promedio de lluvias, y declinó sustancialmente en años de lluvias muy fuertes o extremosas.

Grzybowski (1982) encontró que entre cuatro sitios de pastizal en Oklahoma y Texas durante el invierno, el sitio de estudio del sur de Texas aportó significativamente más biomasa de aves en pastizales pastoreados en forma moderada que en aquellos fuertemente pastoreados, y los números poblacionales de aves fueron más altos durante un período récord de lluvias. Las clases de aves

granívoras estuvieron positivamente correlacionadas con la producción de semillas. El gorrión sabana y el pradero fueron especies más abundantes en todos los sitios, y el gorrión sabana fue la especie dominante sobre el pastizal ligeramente pastoreado. Los praderos fueron más abundantes sobre sitios fuertemente pastoreados que sobre aquellos moderadamente pastoreados.

Smith (1963) notó que cuando el pasto es cortado para ensilaje, el material requerido para el gorrión chapulín para construir su nido, a inicios de junio resulta en una pérdida temprana de la cobertura para el anidamiento. Los nidos restantes estuvieron expuestos al clima y depredadores. Por otra parte, el gorrión de Henslow abandona los sitios después de que el pasto es cortado. Smith y Kruse (1992) encontraron que el verdugo alcaudón en Illinois fue más común en pastas cercanas a cultivos de maíz y áreas residenciales. Un análisis de regresión reveló que la abundancia de los verdugos alcaudones estuvo positivamente correlacionada con las pastas para ensilaje y cultivos en general, y negativamente correlacionada con las áreas de cultivo cosechadas en áreas boscosas. Las prácticas de uso del suelo parecen influir sobre la distribución y abundancia de los verdugos alcaudones.

Lloyd et al. (1998), encontraron que la densidad y distribución del mezquite ejerció una influencia fuerte sobre la comunidad de aves del pastizal, por ejemplo, la abundancia del cardenal pardo y el chipe de Lucy y la abundancia total de aves estuvo positivamente correlacionada con el incremento de la densidad del mezquite mientras que la abundancia de la matraca del desierto tuvo negativamente correlacionada con el incremento de la densidad del mezquite. Igl y Ballard (1999) encontraron que el promedio de la densidad de las aves de pastizal fue la más alta en pastizales combinados con arbustivas y la más baja en áreas leñosas. La abundancia de especies de pastizal más comunes a través de los cinco hábitats fueron el pradero, el gorrión sabana, el gorrión chapulín, el gorrión cola blanca y el verdugo alcaudón.

Wray et al. (1982), encontraron que el pobre éxito reproductivo de los gorriones chapulín, gorriones sabana, gorriones cola blanca y los gorriones comunes durante la época reproductiva sobre la superficie de minas restauradas fue atribuido a una presión diferencial de depredación de los huevos y la pérdida de nidos. La variación de las densidades en épocas en reproducción reflejó los cambios en vegetación, disponibilidad de hábitat para el anidamiento más adecuado, y la mortalidad diferencial durante la migración sobre áreas invernales.

2.8. El uso de las parcelas para monitoreo de aves de pastizal

Los estudios de aves son de gran importancia para la observación de los patrones de distribución y abundancia de sus comunidades. Los primeros estudios de aves fueron hechos por la ex oficina de inspección biológica de los Estados Unidos de Norteamérica con la creación de los primeros censos de aves entre los años 1914-1920. Entre los años 1939-1984, la Sociedad Nacional Audubon se encarga del patrocinio de los programas y publicaciones anuales de las aves de Norteamérica. Posteriormente en el año 1985 el laboratorio de ornitología de Cornell se encarga de administrar la información de aves en sus años siguientes sin la publicación de los mismos. Es hasta el año de 1990 cuando es publicado como un suplemento en las revistas de ornitología (USGS, 2011).

La reproducción de aves y los programas de censos son basados en los estudios en parcelas individuales dentro de un solo tipo de hábitat. Así mismo el uso de otros métodos estandarizados para el estudio y evaluación de las comunidades de aves y la vegetación, proporcionando los cambios que ocurren dentro y fuera de la avifauna como las relaciones con otras especies de aves y especies pequeñas de mamíferos. La metodología es variable para el uso de las parcelas de estudio en aves, las cuales requieren de ciertas condiciones para su establecimiento que se deben de encontrar relativamente libres de toda perturbación, el numero depende de la disponibilidad de personas a realizar estos tipos de censos (USGS, 2011).

El tamaño exacto de las parcelas en las áreas de estudio también son relativamente al esfuerzo de muestreo necesario para el estudio, las dimensiones recomendadas abarcan desde 1ha hasta 100ha lo cual depende de la geografía del lugar (Ralph, 1993).

James y Shugar (1970) mencionan que la recopilación de la información obtenida de los estudios cuantitativos de aves y vegetación describe la composición de especies y la estructura de la vegetación de cierta comunidad en la comparación de los hábitats.

Robbins (1970) emplea la metodología de asignación de terreno para estimar las densidades de población en cada especie presente de aves utilizando las parcelas de estudio. Esta metodología mencionada solo ha sido ligeramente modificada desde que fueron inicialmente descritas y detalladas por Williams (1936), lo que permite la comparación entre parcelas en estudios de aves en dos tipos de hábitat.

2.9. Efecto del manejo del hábitat en las aves de pastizal

Fulbright (1996) desarrolló un modelo conceptual basado en la hipótesis de disturbio intermedio para sostener la riqueza de especies de plantas y animales, la cual depende de las escalas espaciales y temporales. De esta manera, el argumentó que la heterogeneidad del paisaje puede ser maximizada, resultando en una mayor variedad de especies de plantas las cuales proveen forraje para el ganado y al mismo tiempo promueven el hábitat para la fauna silvestre. Sin embargo, el advirtió que una vez que los tratamientos son duplicados, éstos deben ser utilizados permanentemente para mantener la arquitectura del paisaje deseado. La eficacia del control de plantas leñosas dependerá del tipo de método, flora del área, tipo de suelo y las referencias de precipitaciones antes y después de que los tratamientos fueran aplicados. Fullbright y Guthery (1996) afirmaron que si los métodos mecánicos son planeados de tal manera que la cantidad de arbustos removidos y la configuración de los arbustos restantes son planeados

adecuadamente, el hábitat para la comunidad de aves del pastizal puede ser mejorado.

Thatcher et al. (2006) evaluaron los efectos del tiempo transcurrido desde la quema prescrita y la temporada de quema sobre la tasa de sobrevivencia del gorrion de Henslow. Los gorriones en áreas con intervalos de quema de dos años tuvieron tasas de sobrevivencia bajas que aquellos sitios donde se quemó un año anterior. Así, ellos recomendaron que el intervalo de quemas debiera de ser en un año en vez del intervalo históricamente empleado (3 años) y que la configuración de la quema deba ser menos de 500 metros para mantener condiciones adecuadas para los gorriones. En un estudio distinto, Wilson y Crawford (1979) evaluaron la respuesta de la codorniz común a una quema controlada en los pastizales del sur de Texas. Ellos encontraron que el suelo desnudo y el número de codornices sobre áreas quemadas declinaron con el tiempo desde que el fuego fue aplicado. Sin embargo, para finales del segundo año de estudio, la ocurrencia de las codornices en las áreas quemadas y control fueron similares debido a que el porcentaje de suelo desnudo había disminuido en el área quemada. Ellos sugirieron que un programa de quemas frecuentes puede ser un esquema de manejo viable para esta región; sin embargo se debe tener cuidado debido a que esta frecuencia sugerida por Wilson y Crawford podría promover una etapa clímax del pastizal, por lo tanto, afectaría la calidad del hábitat para la codorniz a largo plazo.

Ransom y Shulz (2007) evaluaron los efectos de la quema prescrita sobre la codorniz común sobre un pastizal semiárido. Ellos encontraron que la densidad de codornices fue variable y baja entre los años y tratamientos. Ransom y Schultz encontraron que la codorniz fue inversamente relacionada a la obstrucción visual de la vegetación y positivamente relacionada a la heterogeneidad de la cobertura del pasto. Ellos señalaron que el uso del fuego prescrito en ambientes xericos puede ser neutral; sin embargo ellos recomendaron aplicar esta técnica

mediante la quema de parches a través del paisaje en vez de quemar superficies grandes.

Lueders et al. (2006) evaluaron la densidad poblacional de las aves de pastizal en el contexto de manejo de ganado y bisonte en las praderas de pastizal mixto. Ellos encontraron que las parcelas utilizadas por el bisonte tuvieron más heterogeneidad que aquellas utilizadas por el ganado con respecto a la cobertura de arbustivas. Sin embargo, la riqueza de especies y la densidad no fueron diferentes entre los tratamientos (pastoreo de ganado vs. pastoreo de bisontes), pero la densidad del gorrión sabana fue 4.9 veces mayor en parcelas pastoreadas por el ganado, las cuales tuvieron baja estructura de la vegetación. Por lo tanto, concluyeron que la presencia de aves puede ser mayor en las cargas animales moderadas sin uso del fuego en comparación con el uso de pastoreo de bisontes con cargas bajas y en combinación con el uso del fuego.

Winter et al. (2006:158) encontraron que la densidad del gorrión sabana, gorrión pálido, tordo arrocero, fueron influidos “por el tamaño del parche, paisaje, región, y la estructura de la vegetación local, más que la estructura de la vegetación local por si sola”, sin embargo la respuesta de la densidad al tamaño del parche fue diferente entre regiones, tiempo y especies. Por otra parte, los efectos del paisaje para estas especies fue similar entre regiones, tiempo y con el gorrión sabana. Ellos sugirieron que es importante implementar un enfoque adaptativo al manejo de recursos de acuerdo a la escala a la cual los parches fueron impactados.

2.10. Pastoreo

El pastoreo es considerado como una de las herramientas para mejorar el hábitat de fauna silvestre. Los sistemas de pastoreo los cuales integran el descanso o la rotación diferida son benéficos para muchas especies de fauna silvestre debido a que este enfoque provee hábitat sin disturbio durante la época de anidamiento (Holechek et al.1982, Campbell et al. 1984). Holechek y otros

sugirieron que si la intensidad del pastoreo estuvo basada sobre la altura de la biomasa (altura del rastrojo) en lugar de porcentaje de uso, los manejadores podrían tener mejor oportunidad para manejar recursos múltiples y especies como fauna silvestre y ganado, y sus requerimientos de hábitat. Debido a que los nichos de las aves pueden estar relacionadas con la estructura del hábitat, el pastoreo probablemente afectaría la estructura de la vegetación, y de esta manera los nichos disponibles para las especies de aves (Wiens 1973). Es este respecto, Wiens (1973) encontró que el gorrión chapulín fue más abundante en las parcelas sin pastorear debido a su mayor cobertura de pastos y altura de la vegetación comparado con los sitios pastoreados. Las características del hábitat que representaron la presencia del gorrión chapulín sobre los sitios pastoreados fue del 95% 20% y 0% de pastos, hierbas y cobertura de suelo desnudo respectivamente.

Por ejemplo, Wilson y Crawford (1981) evaluaron las respuestas de la codorniz común a dos sistemas de pastoreo rotacional y uno continuo en la costa del sur de Texas. Ellos encontraron que la codorniz fue más abundante bajo un sistema de pastoreo de alta intensidad y baja frecuencia comparado al pastoreo continuo o rotacional diferido. Además las codornices incrementaron significativamente del primer tiempo del muestreo al siguiente sobre el sistema de pastoreo rotacional diferido y disminuyó significativamente en el sistema continuo. Los autores relacionaron esta respuesta a un mayor porcentaje de suelo desnudo y cobertura de hierbas junto con menos cobertura de pasto, lo cual promovió espacio para el movimiento y alimentación de las codornices.

Resultados similares fueron encontrados por Shultz y Guthery (1988) quienes compararon los efectos del sistema de pastoreo de corta duración y continuo sobre la vegetación y la densidad de la codorniz común. Ellos encontraron que las codornices seleccionaron áreas con la mayor biomasa vegetal con respecto a los puntos al azar sobre el sistema de pastoreo de corta duración (SDG), y la tendencia opuesta en el sistema de pastoreo continuo (CG). Además, las densidades de codorniz fueron mayores en la SDG que sobre el CG. Los autores

creen que SDG afectó positivamente la densidad de las codornices mediante la modificación de la estructura del hábitat (con respecto a los 30 cm. del suelo), aumentando el espacio de movimiento y alimentación, especialmente cerca de las fuentes de agua para el ganado. Wilkins y Swank (1992) encontraron que la codorniz común fue beneficiada por el uso del sistema de pastoreo de corta duración (SDG), comparado con el sistema de pastoreo de rotación diferida a un corto plazo. Los sitios utilizados por la codorniz fueron caracterizados por un porcentaje mayor de hierbas y suelo desnudo, y una altura de plantas menor así como el porcentaje de materia orgánica. Los rangos de los parámetros de hábitat anteriores oscilaron entre 18% y 26% para la cobertura de arbustivas, 23% a 42% de cobertura de pastos, 15% al 29% de cobertura de hierbas y un porcentaje de suelo desnudo entre el 26 y el 30%. Wilkins y Swank concluyeron que el sistema de pastoreo de corta duración alteró la estructura del nivel del suelo durante las temporadas del otoño e invierno promoviendo el espacio utilizable para las codornices.

Es un estudio de invierno, Grzybowski (1983) encontró que los pastizales moderadamente pastoreados (1.5 m de altura del pasto) en la costa del sur de Texas, soportó significativamente más biomasa de aves que en sitios severamente pastoreados (menos de 0.5 m de altura de pastos). Por ejemplo, la densidad del gorrión sabana fue dos veces mayor sobre los pastizales ligeramente y moderadamente pastoreados, comparados con aquellos pastizales fuertemente pastoreados, y evitaron hábitats con una altura de vegetación mayor a 1 metro. Por otra parte, el gorrión chapulín fue encontrado en pastizales moderadamente pastoreados.

Bock et al. (1984) evaluaron la respuesta de las aves sobre un pastizal semidesértico pastoreado moderadamente, y sobre uno no pastoreado. Ellos encontraron que la comunidad de aves respondió de manera diferente en los sitios pastoreados y no pastoreados. Por ejemplo, el gorrión chapulín fue significativamente mayor en los tratamientos sin pastoreo que sobre los

tratamientos pastoreados durante la época de verano e invierno, en el caso del pradero no mostró una diferencia entre los dos tratamientos durante ambas épocas. Sin embargo, su abundancia fue ligeramente más baja sobre los tratamientos no pastoreados comparados con los tratamientos pastoreados. La abundancia del cenizote fue significativamente mayor en tratamientos pastoreados que sobre los tratamientos no pastoreados durante la temporada de verano. Los atributos del hábitat difirieron entre los tratamientos también. Por ejemplo, la cobertura del pasto fue significativamente mayor (80%) sobre los tratamientos no pastoreados que sobre los tratamientos pastoreados (56%), y la cobertura de hierbas fue significativamente mayor (12%) sobre los tratamientos no pastoreados que sobre los pastoreados (6%). La cobertura del suelo desnudo fue significativamente mayor (35%) sobre el tratamiento de pastoreo comparado con el tratamiento sin pastoreo (18%) y la cobertura de arbustivas fue similar entre los tratamientos pastoreados y sin pastoreo (12%, 14%) respectivamente. Bock y otros concluyeron que las especies de aves tales como el gorrión chapulín y el gorrión de Cassin fueron beneficiados por el tratamiento de no pastoreo debido a que necesitan sustancialmente mayor cobertura de pastos.

Baker y Guthery (1990) evaluaron los efectos de dos intensidades de pastoreo continuo en algunas aves del pastizal y características en la región sur de la costa de Texas. Ellos encontraron que el pastoreo moderado tuvo significativamente más baja cobertura de suelo desnudo (5%) que el pastoreo intensivo (17%) sobre suelos arcillosos, mientras que la cobertura de suelo desnudo en suelos arenosos no fue diferente (12 vs. 11) entre las intensidades de pastoreo intensivo y moderado. Ellos encontraron las más altas densidades del pradero sobre suelos arcillosos que sobre suelos arenosos, así como las densidades más altas sobre el pastoreo moderado en comparación con el pastoreo intensivo, mientras la paloma huilota mostró una respuesta opuesta. Por último, la abundancia de la codorniz común fue similar entre las intensidades del pastoreo y tipo de suelo. Baker y Guthery señalaron que las intensidades de pastoreo

utilizadas en su estudio no fueron suficientes para proveer hábitat adecuado para las especies de aves para forrajear semillas en el suelo. Por ejemplo, Guthery (1986) afirma que la cobertura óptima de suelo desnudo para la codorniz común oscila entre 30% y el 60%.

Fontaine et al. (2004) evaluaron el efecto de la distancia de los agujajes para el ganado sobre las especies de aves del pastizal y encontraron que la comunidad de especies de aves respondieron de manera diferente dependiendo de la especie de ave. Por ejemplo, aquellas especies que dependen de menor cobertura vegetal tales como el llanero alipálido, su abundancia disminuyó conforme la distancia se incrementó con respecto a los agujajes, y en un patrón similar fue encontrado para las alondras cornudas pero con una tendencia más débil. Entre las abundancias de las especies que no respondieron a la distancia con respecto a los agujajes estuvieron el gorrión sabana y el gorrión chapulín.

Lauder et al. (2006) evaluaron las poblaciones de aves del pastizal en sistemas de pastoreo con bisontes y bovinos. Las parcelas de pastoreo con ganado tuvieron mayor riqueza de especies que aquellas parcelas con pastoreo de bisontes. Las densidades del gorrión chapulín y el pradero fueron similares entre los regímenes de pastoreo y años, las parcelas de ganado tuvieron significativamente más cobertura de suelo desnudo comparado con las parcelas con pastoreo de bisonte. Lauder y colaboradores hicieron hincapié en la diferencia de la heterogeneidad estructural del hábitat entre las parcelas de ganado y bisonte, siendo las del ganado más homogéneas debido a la distribución uniforme del ganado bajo una carga animal moderada.

Griebel et al. (1998) encontraron que la abundancia del pradero fue significativamente mayor en el tratamiento del pastoreo con ganado comparado con el tratamiento de pastoreo por el bisonte y fuego, aún y cuando la estructura de la vegetación en términos de altura (32 vs. 34 cm.) fue similar entre los tratamientos, la abundancia del gorrión chapulín fue similar entre tratamientos. En

el mismo estudio, la abundancia de la paloma huilota fue significativamente mayor en sitios quemados comparado con los sitios no quemados dentro de las parcelas de bisonte con fuego, aún y cuando la abundancia del gorrión chapulín fue similar entre los sitios quemados y sin quemar en las mismas parcelas de bisonte y fuego, ésta fue ligeramente mayor en los sitios no quemados.

Los efectos de la presión del pastoreo, la biomasa de presas y el tiempo estacional del pastoreo han sido documentados en relación con la selección del hábitat. Por ejemplo, Davis y colaboradores (1999) evaluaron la distribución y las asociaciones del hábitat para un ave del pastizal endémica tal como la bisbita llanera dentro de cuatro tipos de hábitat. Esta especie ocurrió más frecuentemente en pastas nativas y sembradas que en áreas agrícolas, y ocurrió menos frecuentemente en pastas fuertemente pastoreadas.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Descripción del área de estudio

El trabajo de campo se realizó en el rancho experimental ganadero “Los Ángeles” localizado al sur del municipio de Saltillo, Coahuila a 34 Km. por la carretera 54. En el Km. 319 entronca en un camino de terracería con dirección oriente rumbo al ejido “La Hedionda grande”. Las coordenadas geográficas son $100^{\circ} 58' 07''$ y $101^{\circ} 04' 14''$ longitud Oeste y entre los $25^{\circ} 02' 12''$ y $25^{\circ} 08' 51''$ latitud Norte (Detenal, 1970; Serrato, 1983).

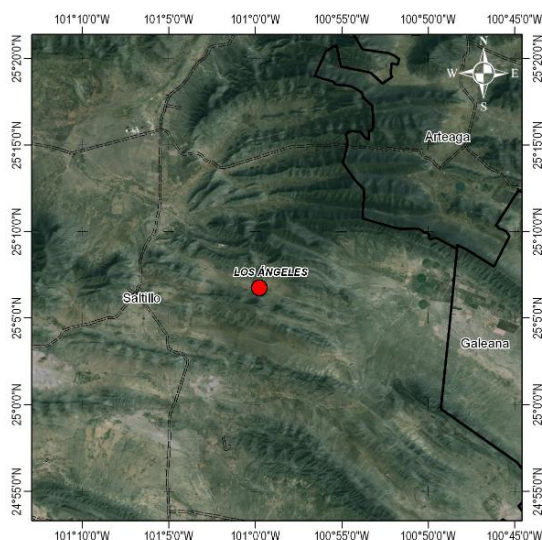


Figura 1. Localización del rancho experimental “Los Ángeles”.

3.2. Metodología llevada a cabo en campo

Inicialmente, a través de una prospección de campo, se eligieron 9 sitios de estudio, de los cuales 3 de estos estuvieron representados por pastizales medianos abiertos (PMA) y 6 por pastizales medianos abiertos con presencia de perro de la pradera (PMA+P).

Los muestreos se llevaron a cabo en el invierno 2012-2013 a partir de Enero 25 hasta el 18 de Febrero de 2013. El esquema de muestreo utilizado fue un sistemático estratificado utilizando transectos lineales de 300 metros de longitud con una

separación mínima entre éstos de 150 metros para evitar pseudoreplicación. Para los tres sitios de PMA se recorrieron 20 transectos y para los seis sitios de PMA+P se recorrieron 71 transectos, siendo en total 91 transectos.

El sitio número 1, 2 y 3 de PMA tuvieron 8, 7, y 5 transectos, respectivamente, mientras que el sitio 1, 2, 3, 4, 5, y 6 de PMA+P tuvieron 11, 11, 8, 12, 11, y 18 transectos, respectivamente. Cada uno de los 91 transectos fueron muestreados 3 veces en el periodo anteriormente mencionado. La hora de muestreo fue llevado a cabo entre las 7:00 a.m. y 12:00 p.m. y entre las 4:00 y 7:00 p.m. o hasta que las condiciones de luminosidad permitieron realizar la identificación de las aves.

Una vez iniciado el muestreo, cada vez que un individuo o grupo de aves de la misma especie era detectada, se procedía a determinar la distancia perpendicular con un distanciometro Nikon 550 en el sitio del avistamiento independientemente que el ave o grupo de estas se haya movido. Los recorridos se realizaron a una velocidad constante de aproximadamente 5 km/h y sin presencia de precipitación o neblina densa.

Para la evaluación estructural del hábitat se establecieron 3 puntos de evaluación en cada transecto utilizado para el muestreo de aves. El primero y tercero de éstos fueron ubicados en el origen y al final del transecto y el segundo en la parte intermedia a 150 m de distancia respecto al origen.

En cada uno de los puntos se establecieron 4 líneas de Canfield (Canfield, 1941) de 30 m de longitud en dirección de los cuatro puntos cardinales (N, S, E y O) con respecto al punto de origen de cada punto establecido. Lo anterior como base de la evaluación estructural del hábitat. Para evaluar la cobertura arbustiva (CA%) se utilizó cada línea de Canfield.

Para el caso de la densidad de arbustivas (DA) se utilizó la misma línea de Canfield con un ancho de 1 m por el lado derecho de cada línea para contabilizar los individuos que cayeran dentro de la parcela de 30 m². Cuando los arbustos estaban

parcialmente dentro de la parcela, se registro un individuo cuando al menos la mitad de la base del arbusto estaba dentro de la parcela. La (DA) se categorizó en tres alturas (0.0-1.0 m, 1.1-2.0 m y de 2.1-2.5 m).

Para la evaluación de la densidad de montículos totales (MT), densidad de montículos activos (MA) y la densidad de montículos inactivos (MI) de perro de las praderas se utilizó el mismo criterio que la (DA). Para la estimación de la obstrucción visual se estableció una baliza de 20 cm de ancho y 2 m de alto en el centro del punto de origen de los 4 transectos, segmentado en 4 categorías de altura (0.0–0.5, 0.51–1.0, 1.1–1.5, y de 1.5–2.0 m). La obstrucción visual de las 4 categorías anteriores fue estimada a una altura de 1 metro respecto al suelo y a una distancia de 5 metros en cada punto cardinal (Figura 2).

Para el caso de la evaluación del porcentaje de suelo desnudo (SD %), materia orgánica (MO %), hierbas (HI %) y pastos (PA %) se establecieron 3 parcelas de 50 x 50 cm (Daubenmire, 1958) a cada 10 metros siguiendo en forma paralela a dos metros de distancia la línea de Canfield. La altura del pasto (AP) fue registrada en la esquina superior derecha de cada cuadrante.

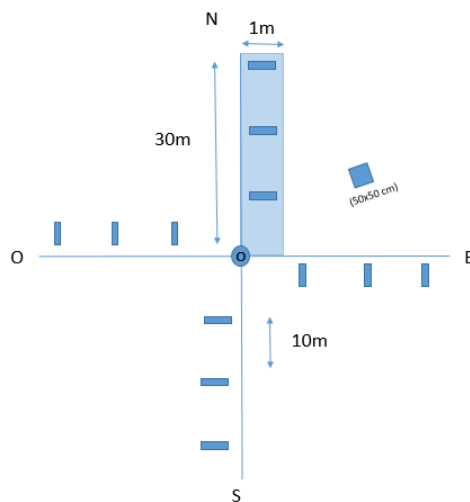


Fig.2 Escenificación del establecimiento de unidades de muestreo en la evaluación estructural del hábitat.

3.3. Análisis estadístico

El análisis estadístico utilizado fue a través de la obtención del promedio o media de cada variable anteriormente mencionada con sus correspondientes intervalos de confianza al 95% de confiabilidad utilizando el software STATISTICA versión 7.0. Para comparar si existió diferencia estadísticamente significativa de cualquier variable entre PMA y PMA+P, se utilizó la amplitud de los intervalos de confianza. Si los anteriores se traslaparon no existió diferencia alguna, por el contrario cuando éstos no se traslaparon existió diferencia significativa. Sin embargo, para aquellos casos donde existió traslape de intervalos de confianza pero los valores representaron una significancia biológica, la información fue tomada en cuenta para la discusión de resultados.

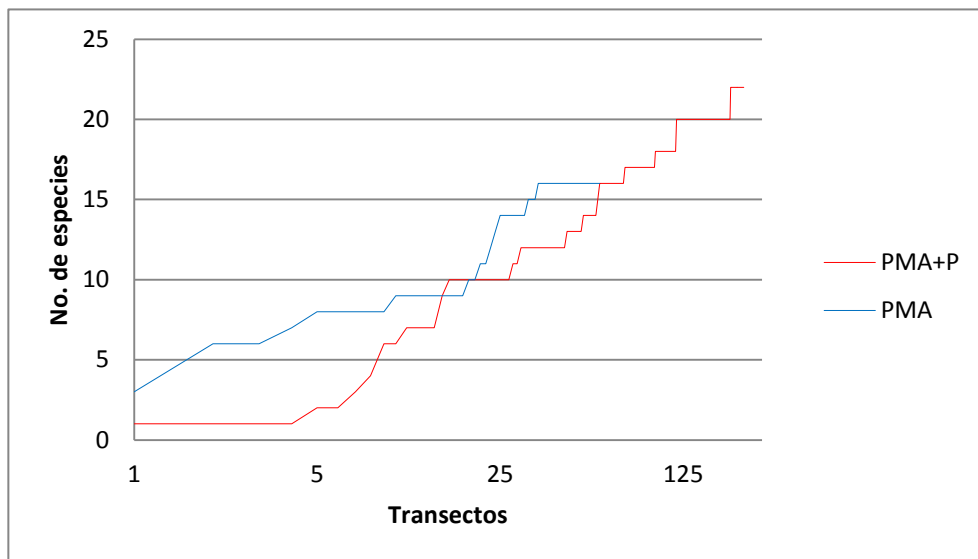
Para estimar el esfuerzo de muestreo en PMA y PMA+P se llevo a cabo una curva de acumulación de especies para evidenciar si el número de repeticiones por transecto fue lo suficiente para registrar la comunidad de aves representativas en cada sitio y por ende la riqueza de especies.

De acuerdo al número de especies acumuladas durante el periodo de muestreo, se asume que la probabilidad de añadir una nueva especie disminuye conforme se incrementa el esfuerzo de muestreo hasta que no aparezca una nueva especie.

4. RESULTADOS

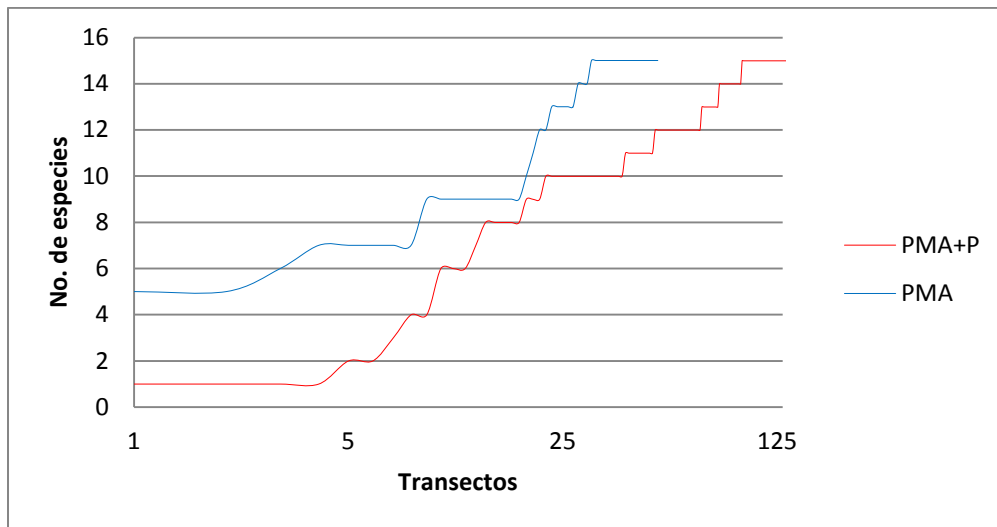
4.1. Curvas de esfuerzo de muestreo

Basado en el esfuerzo de muestreo general (áreas internas y de ecotonía) para estimar la riqueza de especies de aves del pastizal durante el invierno 2012-2013, el (PMA+P) requirió 190 transectos para estimar un total de 22 especies presentes, mientras que en (PMA) fueron requeridos 35 transectos para determinar el total de 16 especies de aves del pastizal (Gráfica 1).



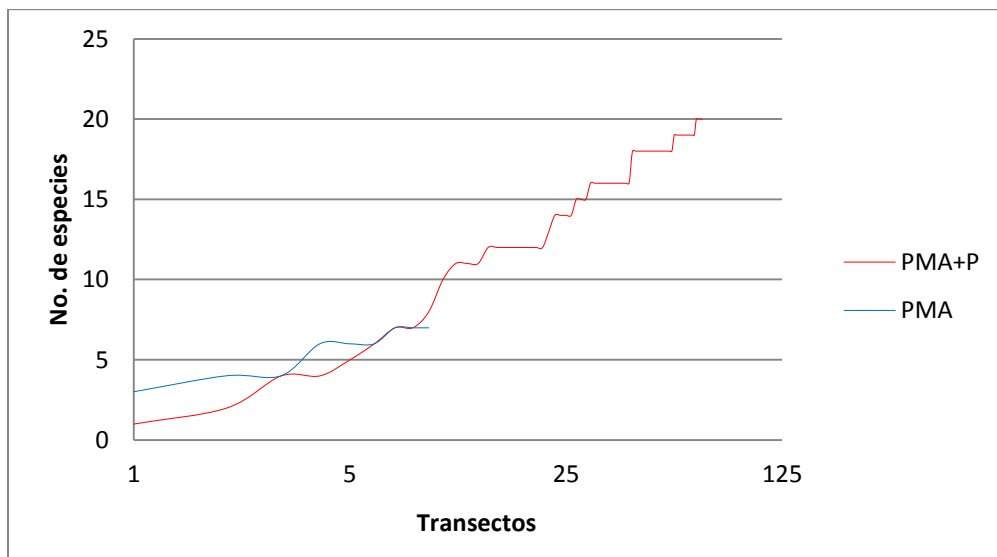
Gráfica 1. Curva de esfuerzo de muestreo en el PMA y PMA+P

El esfuerzo de muestreo en transectos internos para estimar la riqueza de especies de aves del pastizal durante el invierno 2012-2013, el (PMA+P) requirió 96 transectos para estimar un total de 15 especies presentes, en tanto que el (PMA) fueron requeridos 31 transectos para estimar un total de 15 especies de aves del pastizal mediano abierto (Gráfica 2).



Gráfica 2. Curva de esfuerzo de muestreo en el PMA y PMA+P en áreas internas.

El esfuerzo de muestreo en transectos de ecotono para estimar la riqueza de especies de aves de pastizal durante el invierno 2012-2013, el (PMA+P) requirió 66 transectos que estimaron 21 especies de aves del pastizal, mientras que en el (PMA) 7 transectos fueron necesarios para estimar la cantidad de 7 especies de aves presentes (Gráfica 3).



Gráfica 3. Curva de esfuerzo de muestreo en el PMA y PMA+P en áreas de ecotonía.

4.2. Riqueza de especies de aves del pastizal en PMA y PMA+P

En el presente estudio, en forma general se registraron un total de 24 especies de aves del pastizal. En PMA+P se registraron 22 especies, mientras que en PMA se registraron 16 especies. 14 especies estuvieron presentes en ambos tratamientos.

Las especies que estuvieron presentes en PMA fueron: Gorrión cola blanca (*Poecetes gramineus*), Gorrión chapulín (*Ammodramus savannarum*), Gorrión de bird (*Passer domesticus*), Paloma huilota (*Zenaida macroura*), Gorrión sabanero (*Passerculus sandwichensis*), Bisbita llanera (*Anthus spragueii*), Pradero tortilla con chile (*Sturnella magna*), Gorrión de brewer (*Spizella breweri*), Alondra cornuda (*Eremophila alpestris*), Codorniz escamosa (*Callipepla squamata*), Gorrión de worthen (*Spizella wortheni*), Alcaudón verdugo (*Lanius ludovicianus*), Cernícalo americano (*Falco sparverius*), Halcón mexicano (*Falco mexicanus*), Papamoscas llanero (*Sayornis saya*) y el Halcón aplomado (*Falco femoralis*).

Las especies que estuvieron presentes en PMA+P fueron: la Alondra cornuda (*Eremophila alpestris*), Gorrión de worthen (*Spizella wortheni*), Gorrión cola blanca (*Poecetes gramineus*), Bisbita llanera (*Anthus spragueii*), Pradero tortilla con chile (*Sturnella magna*), Gorrión de bird (*Passer domesticus*), Gorrión chapulín (*Ammodramus savannarum*), Zarapito pico largo (*Numenius americanus*), Cuitlacoche pico curvo (*Toxostoma curvirostre*), Papamoscas llanero (*Sayornis saya*), Codorniz escamosa (*Callipepla squamata*), Rascador pardo (*Pipilo fuscus*), Gorrión sabanero (*Passerculus sandwichensis*), Paloma huilota (*Zenaida macroura*), Cernícalo americano (*Falco sparverius*), Paloma ala blanca (*Zenaida asiatica*), Tecolote llanero (*Athene cunicularia*), Gorrión de brewer (*Spizella breweri*), Cuervo llanero (*Corvus cryptoleucus*), Gorrión pálido (*Spizella pallida*), Alcaudón verdugo (*Lanius ludovicianus*) y el Carpintero del norte (*Colaptes auratus*).

Las especies que estuvieron presentes en ambos tratamientos fueron: la Alondra cornuda (*Eremophila alpestris*), Gorrión de worthen (*Spizella wortheni*), Gorrión cola blanca (*Poecetes gramineus*), Bisbita llanera (*Anthus spragueii*),

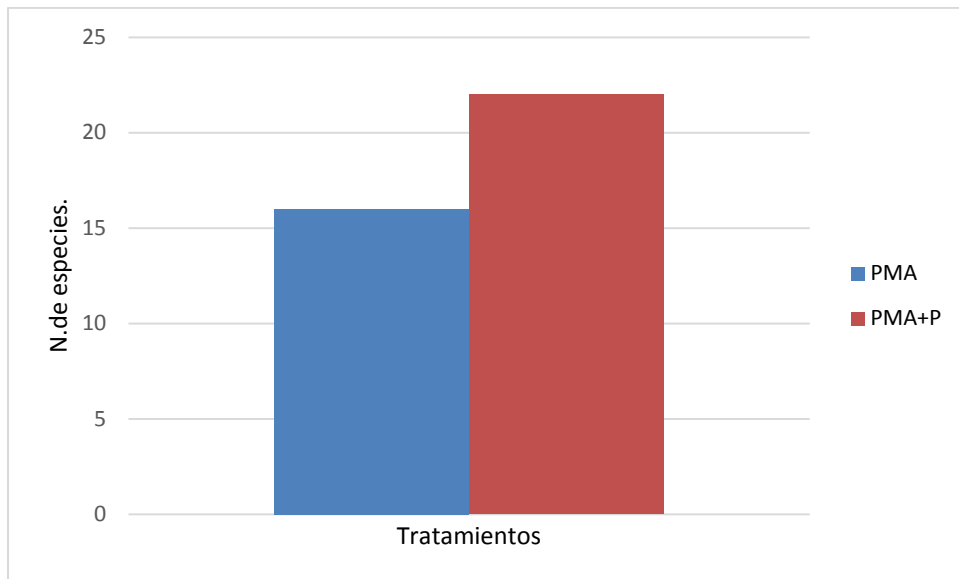
Pradero tortilla con chile (*Sturnella magna*), Gorrión de bird (*Passer domesticus*), Gorrión chapulín (*Ammodramus savannarum*), Papamoscas llanero (*Sayornis saya*), Codorniz escamosa (*Callipepla squamata*), Gorrión sabanero (*Passerculus sandwichensis*), Paloma huilota (*Zenaida macroura*), Cernícalo americano (*Falco sparverius*), Gorrión de brewer (*Spizella breweri*), y el Alcaudón verdugo (*Lanius ludovicianus*).

Cuadro 1. Especies presentes en áreas de pastizal mediano abierto (PMA).

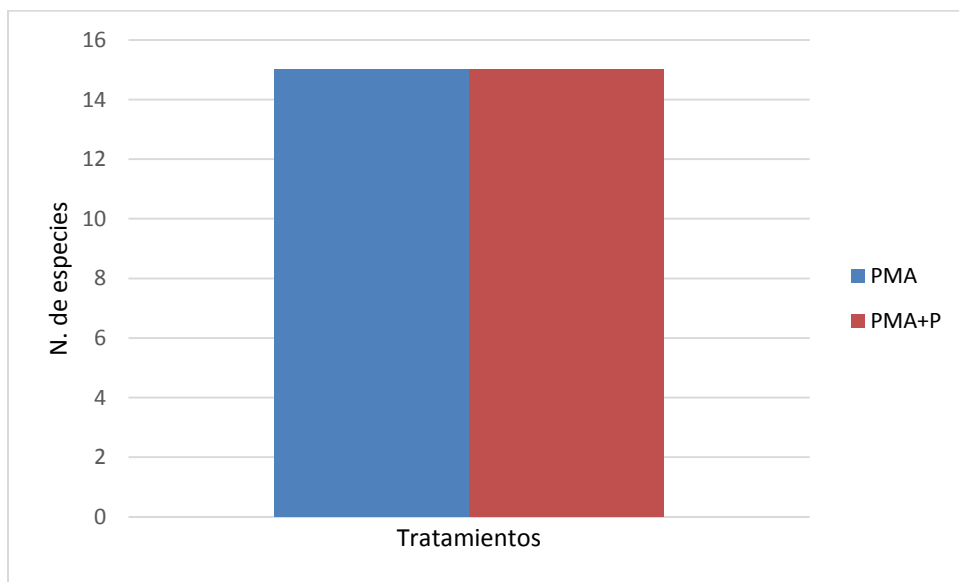
Especies en PMA	1	2	3	Total
Gorrión cola blanca (<i>Pooecetes gramineus</i>)	117	68	1	186
Gorrión chapulín (<i>Ammodramus savannarum</i>)	76	39	8	123
Gorrión de bird (<i>Passer domesticus</i>)	55	44	0	99
Paloma huilota (<i>Zenaida macroura</i>)	9	45	0	54
Gorrión sabanero (<i>Passerculus sandwichensis</i>)	3	21	0	24
Bisbita llanera (<i>Anthus spragueii</i>)	13	4	3	20
Pradero tortilla con chile (<i>Sturnella magna</i>)	9	3	3	15
Gorrión de brewer (<i>Spizella breweri</i>)	1	12	0	13
Alondra cornuda (<i>Eremophila alpestris</i>)	0	0	11	11
Codorniz escamosa (<i>Callipepla squamata</i>)	8	0	0	8
Gorrión de worthen (<i>Spizella wortheni</i>)	0	7	0	7
Alcaudón verdugo (<i>Lanius ludovicianus</i>)	1	1	0	2
Cernícalo americano (<i>Falco sparverius</i>)	2	0	0	2
Halcón mexicano (<i>Falco mexicanus</i>)	2	0	0	2
Papamoscas llanero (<i>Sayornis saya</i>)	1	0	0	1
Halcón aplomado (<i>Falco femoralis</i>)	1	0	0	1
Total	298	244	26	568

Cuadro 2. Especies presentes en áreas de pastizal mediano abierto con presencia de perro de la pradera (PMA+P).

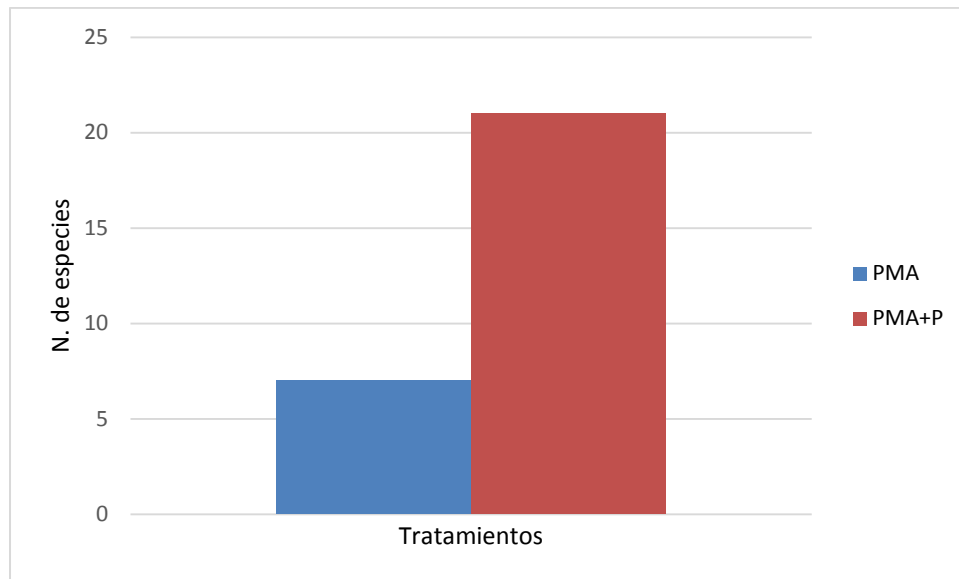
Especies en PMA+P	1	2	3	4	5	6	TOTAL
Alondra cornuda (<i>Eremophila alpestris</i>)	111	116	6	61	22	85	401
Gorrión de worthen (<i>Spizella wortheni</i>)	0	43	121	0	0	18	182
Gorrión cola blanca (<i>Pooecetes gramineus</i>)	1	4	83	8	18	2	116
Bisbita llanera (<i>Anthus spragueii</i>)	5	32	8	32	0	20	97
Pradero tortilla con chile (<i>Sturnella magna</i>)	8	1	8	17	2	34	70
Gorrión de bird (<i>Passer domesticus</i>)	0	21	12	11	0	10	54
Gorrión chapulín (<i>Ammodramus savannarum</i>)	1	1	13	9	4	2	30
Sarapito pico largo (<i>Numenius americanus</i>)	0	0	0	24	5	0	29
Cuitlacoche pico curvo (<i>Toxostoma curvirostre</i>)	1	0	5	2	0	9	17
Papamoscas llanero (<i>Sayornis saya</i>)	1	0	4	7	3	1	16
Codorniz escamosa (<i>Callipepla squamata</i>)	0	0	0	0	0	12	12
Rascador pardo (<i>Pipilo fuscus</i>)	0	6	0	0	0	3	9
Gorrión sabanero (<i>Passerculus sandwichensis</i>)	0	2	1	4	0	1	8
Paloma huilota (<i>Zenaida macroura</i>)	0	0	0	5	0	0	5
Cernícalo americano (<i>Falco sparverius</i>)	1	0	0	0	2	1	4
Paloma ala blanca (<i>Zenaida Asiatica</i>)	0	4	0	0	0	0	4
Tecolote llanero (<i>Athene cunicularia</i>)	2	0	0	0	1	0	3
Gorrión de brewer (<i>Spizella breweri</i>)	0	0	0	2	0	0	2
Cuervo llanero (<i>Corvus cryptoleucus</i>)	0	0	0	0	2	0	2
Gorrión pálido (<i>Spizella pallida</i>)	0	0	0	0	0	2	2
Alcaudón verdugo (<i>Lanius ludovicianus</i>)	0	0	0	1	0	0	1
Carpintero del norte (<i>Colaptes auratus</i>)	0	0	0	0	1	0	1
Total	131	230	261	183	60	200	1065



Gráfica 4. Riqueza de especies de aves del pastizal en PMA y PMA+P.



Gráfica 5. Riqueza de especies de aves del pastizal en PMA y PMA+P en áreas internas.



Gráfica 6. Riqueza de especies de aves del pastizal en PMA y PMA+P en áreas de ecotonía.

4.3. Caracterización del hábitat estructural general de (PMA) y (PMA+P).

El porcentaje de cobertura arbustiva (CA %) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto al (PMA+P). El promedio del (CA %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.123 ± 0.093) y en (PMA+P) fue (0.241 ± 0.181). Por lo tanto los valores del (CA %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

La densidad arbustiva (DEN) (plantas/30m²) con una categoría de altura de (0.0-1.0m) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de (DEN) en (PMA) fue (Promedio \pm 95 I.C.; 0.199 ± 0.155) y en (PMA+P) fue (0.222 ± 0.175). Por lo tanto los valores de (DEN) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

La densidad arbustiva (DEN) (plantas/30m²) con una categoría de altura de (1.1-2.0m) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de (DEN) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.016 ± 0.034) y en (PMA+P) fue

(0.033 ± 0.036). Por lo tanto los valores de (DEN) en ambos tratamientos son similares debido a l traslape de sus intervalos de confianza.

La densidad arbustiva (DEN) (plantas/30m²) con una categoría de altura de (2.1-2.5 m) en (PMA) como en (PMA+P) fue de cero individuos.

La densidad de montículos totales de perro de la pradera (MT) (montículos/30m²) en (PMA), fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de la densidad de (MT) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.083 ± 0.085) y en (PMA+P) fue (0.709 ± 0.118).

La densidad de montículos activos (MA) (montículos/30m²) en (PMA), fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de la densidad de (MA) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.00 ± 0) y en (PMA+P) fue (0.289 ± 0.083). Por lo tanto los valores de (MA) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

La densidad de montículos inactivos (MI) (montículos/30m²) en (PMA), fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de la densidad de (MI) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.083 ± 0.085) y en (PMA+P) fue (0.415 ± 0.090). Por lo tanto los valores de (MI) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) en el primer estrato horizontal correspondiente a una altura de 0.0 a 0.5m en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (OV %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 67.133 ± 10.395) mientras que en (PMA+P) fue de (25.536 ± 5.634). Por lo tanto los valores del (OV %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) en el segundo estrato horizontal correspondiente a una altura de 0.51-1.0m en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (OV %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.;

12.166 ± 6.392) mientras que en (PMA+P) fue de (3.236 ± 2.263). Por lo tanto los valores del (OV %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) en el tercer estrato horizontal correspondiente a una altura de 1.1-1.5m en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (OV %) en (PMA) fue (Promedio ± 95% I.C.; 0.166 ± 0.348) mientras que en (PMA+P) fue de (0.294 ± 0.492). Por lo tanto los valores del (OV %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) del último estrato horizontal correspondiente a una altura de 1.5-2.0m tanto en (PMA) como en (PMA+P) fue de cero.

El porcentaje de suelo desnudo (SD %) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (SD %) en (PMA) fue (Promedio ± 95% I.C.; 28.180 ± 4.691) y en (PMA+P) fue (46.192 ± 3.188). Por lo tanto los valores del (SD %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de materia orgánica (MO %) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (MO %) en (PMA) fue (Promedio ± 95% I.C.; 20.555 ± 2.719) y en (PMA+P) fue (12.207 ± 1.503). Por lo tanto los valores del (MO %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de pastos (PA %) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (PA %) en (PMA) fue (Promedio ± 95% I.C.; 43.67 ± 3.725) y en (PMA+P) fue (31.559 ± 3.010). Por lo tanto los valores del (PA %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de hierbas (HI %) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (HI %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 7.59 ± 1.682) y en (PMA+P) fue (10.086 ± 1.843). Por lo tanto los valores del (HI %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

La altura de pasto (AP) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de la (AP) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 16.166 ± 4.271) y en (PMA+P) fue (6.242 ± 0.806). Por lo tanto los valores de la (AP) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan. (Cuadro 3).

Cuadro 3. Caracterización del hábitat estructural de (PMA) y (PMA+P).

VARIABLE	PMA			PMA+P		
	Promedio	I.I.C. 95 %	I.S.C. 95 %	Promedio	I.I.C. 95 %	I.S.C. 95 %
CA %	0.12395	0.03018	0.21772	0.24176	0.06046	0.42306
DA 1	0.19985	0.04474	0.35496	0.22213	0.04863	0.39563
DA 2	0.01665	-0.0182	0.0515	0.0338	-0.0029	0.07049
DA 3	0			0		
MT	0.0833	-0.00251	0.16911	0.70978	0.59173	0.82784
MA	0			0.28964	0.20625	0.37303
MI	0.083	-0.00275	0.16875	0.4152	0.32475	0.50566
OV 1 %	67.13305	56.73763	77.52847	25.536	19.90156	31.17044
OV 2 %	12.1664	5.77365	18.55915	3.23664	0.97294	5.50033
OV 3 %	0.16665	-0.18215	0.51545	0.29409	-0.19845	0.78663
OV 4 %	0			0		
SD %	28.18	23.4887	32.8713	46.19283	43.0048	49.38085
MO %	20.555	17.83587	23.27413	12.20764	10.70422	13.71106
PA %	43.67	39.94434	47.39566	31.55983	28.54952	34.57013
HI %	7.59	5.90728	9.27272	10.08658	8.24341	11.92975
AP	16.166	11.89471	20.43729	6.24283	5.43615	7.0495

4.3.1 Caracterización del hábitat estructural de (PMA) y (PMA+P) en áreas internas.

Dentro de las áreas internas, el porcentaje de cobertura arbustiva (CA %) en el tratamiento de pastizal mediano abierto (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto al tratamiento de pastizal mediano abierto en colonias de perro de la pradera (PMA+P). El promedio del (CA %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.154 ± 0.113) y en (PMA+P) fue (0.038 ± 0.042). Por lo tanto los valores del (CA %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

La densidad arbustiva (DEN) (individuos/30m²) con una categoría de altura de (0.0-1.0m) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de (DEN) en (PMA) fue (Promedio \pm 95 I.C.; 0.249 ± 0.189) y en (PMA+P) fue (0.057 ± 0.056). Por lo tanto los valores de (DEN) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

La densidad arbustiva (DEN) (Individuos/30m²) con una categoría de altura de (1.1-2.0m) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de (DEN) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.020 ± 0.044) y en (PMA+P) fue (0.00 ± 0). Por lo tanto los valores de (DEN) en ambos tratamientos son similares debido a l traslape de sus intervalos de confianza.

La densidad arbustiva (DEN) (individuos/30m²) con una categoría de altura de (2.1-2.5 m) en (PMA) como en (PMA+P) fue de cero individuos.

La densidad de montículos totales (MT) (montículos/30m²) en (PMA), fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de la densidad de (MT) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.041 ± 0.060) y en (PMA+P) fue (0.818 ± 0.141). Por lo tanto los valores de (MT) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

La densidad de montículos activos (MA) (montículos/30m²) en (PMA), fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de la densidad de (MA)

en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.00 ± 0) y en (PMA+P) fue (0.347 ± 0.110). Por lo tanto los valores de (MA) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

La densidad de montículos inactivos (MI) (montículos/30m²) en (PMA), fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de la densidad de (MI) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.041 ± 0.060) y en (PMA+P) fue (0.463 ± 0.113). Por lo tanto los valores de (MI) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) en el primer estrato horizontal correspondiente a una altura de 0.0 a 0.5m en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (OV %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 71.770 ± 9.518) mientras que en (PMA+P) fue de (15.130 ± 2.753). Por lo tanto los valores del (OV %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) en el segundo estrato horizontal correspondiente a una altura de 0.51-1.0m en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (OV %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 14.166 ± 7.556) mientras que en (PMA+P) fue de (0.108 ± 0.161). Por lo tanto los valores del (OV %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) en el tercer estrato horizontal correspondiente a una altura de 1.1-1.5m en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (OV %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.208 ± 0.444) mientras que en (PMA+P) fue de (0.00 ± 0). Por lo tanto los valores del (OV %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) del último estrato horizontal correspondiente a una altura de 1.5-2.0m tanto en (PMA) como en (PMA+P) fue de cero.

El porcentaje de suelo desnudo (SD %) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (SD %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 24.987 ± 3.472) y en (PMA+P) fue (49.21 ± 3.73). Por lo tanto los valores del (SD %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de materia orgánica (MO %) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (MO %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 21.287 ± 3.087) y en (PMA+P) fue (11.109 ± 1.514). Por lo tanto los valores del (MO %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de pastos (PA %) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (PA %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 45.687 ± 3.738) y en (PMA+P) fue (28.990 ± 3.622). Por lo tanto los valores del (PA %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan.

El porcentaje de hierbas (HI %) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (HI %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 7.931 ± 1.845) y en (PMA+P) fue (10.733 ± 1.960). Por lo tanto los valores del (HI %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

La altura de pasto (AP) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de la altura en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 16.722 ± 4.874) y en (PMA+P) fue (4.788 ± 0.603). Por lo tanto los valores de (AP) en ambos

tratamientos son diferentes debido a que sus intervalos de confianza no se traslapan. (Cuadro 4).

Cuadro 4. Caracterización del hábitat estructural de (PMA) y (PMA+P) en áreas internas.

VARIABLE	PMA			PMA+P		
	Promedio	I.I.C. 95 %	I.S.C. 95 %	Promedio	I.I.C. 95%	I.S.C. 95 %
CA %	0.15494	0.04098	0.26889	0.0384	-0.00416	0.08095
DA 1	0.24981	0.0608	0.43882	0.05793	0.00156	0.11431
DA 2	0.02081	-0.02355	0.06517	0		
DA 3	0			0		
MT	0.04163	-0.01898	0.10223	0.81841	0.67732	0.95951
MA	0			0.34759	0.23729	0.45788
MI	0.04125	-0.01881	0.10131	0.46348	0.3502	0.57675
OV 1 %	71.77056	62.2524	81.28872	15.13022	12.37677	17.88366
OV 2 %	14.16638	6.60968	21.72307	0.10867	-0.05302	0.27037
OV 3 %	0.20831	-0.2357	0.65232	0		
OV 4 %	0			0		
SD %	24.9875	21.51454	28.46046	49.2147	45.48416	52.94523
MO %	21.2875	18.20028	24.37472	11.10917	9.59468	12.62367
PA %	45.6875	41.9486	49.4264	28.99065	25.36855	32.61276
HI %	7.93125	6.08539	9.77711	10.73398	8.77396	12.694
AP	16.722	11.84715	21.59685	4.78841	4.18485	5.39198

4.3.2 Caracterización del hábitat estructural de (PMA) y (PMA+P) en áreas de ecotonía.

Dentro de las áreas externas o de ecotonía, el porcentaje de cobertura de arbustivas (CA %) en el tratamiento de pastizal mediano abierto (PMA) fue estadísticamente diferente respecto al tratamiento de pastizal mediano abierto en colonias de perro de la pradera (PMA+P). El promedio del (CA %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.00 ± 0) y en (PMA+P) fue (0.648 ± 0.522). Por lo tanto los valores del (CA %) en ambos tratamientos son diferentes debido a que los intervalos de confianza no se traslapan.

La densidad arbustiva (DEN) (individuos/30m²) con una categoría de altura de (0.0-1.0) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de (DEN) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.00 \pm 0) y en (PMA+P) fue (0.550 \pm 0.506). Por lo tanto los valores de (DEN) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus valores de intervalo de confianza no se traslapan.

La densidad arbustiva (DEN) (individuos/30m²) con una categoría de altura de (1.1-2.0) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de (DEN) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.00 \pm 0) y en (PMA+P) fue (0.101 \pm 0.110). Por lo tanto los valores de (DEN) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

La densidad arbustiva (DEN) (individuos/30 m²) con una categoría de altura de (2.1-2.5m) en (PMA) como en (PMA+P) fue de cero individuos.

La densidad de montículos totales (MT) (montículos/30m²) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a la densidad en (PMA+P). El promedio de la densidad de (MT) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.250 \pm 0.508) y en (PMA+P) fue (0.492 \pm 0.198). Por lo tanto los valores de (MT) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

La densidad de montículos activos (MA) (montículos/30m²) en (PMA) fue estadísticamente diferente respecto a la densidad en (PMA+P). El promedio de la densidad de (MA) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.00 \pm 0) y en (PMA+P) fue (0.173 \pm 0.113). Por lo tanto los valores de (MA) en ambos tratamientos son diferentes debido a que sus valores de intervalos de confianza no se traslapan.

La densidad de montículos inactivos (MI) (montículos/30m²) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a la densidad en (PMA+P). El promedio de la densidad de (MI) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.250 \pm 0.509) y en (PMA+P) fue (0.318 \pm 0.153). Por lo tanto los valores de (MI) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) en el primer estrato horizontal correspondiente a una altura de 0.0 a 0.5m en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (OV %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 48.583 \pm 49.194) mientras que en (PMA+P) fue (46.347 \pm 12.572). Por lo tanto los valores del (OV %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) en el segundo estrato correspondiente a una altura de 0.51-1.0m en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (OV %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 4.166 \pm 13.259) mientras que en (PMA+P) fue (9.492 \pm 6.303). Por lo tanto los valores del (OV %) en ambos tratamientos son similares debido a que sus intervalos de confianza se traslapan.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) en el tercer estrato horizontal correspondiente a una altura de 1.1-1.5m en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (OV %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 0.00 \pm 0) mientras que en (PMA+P) fue (0.869 \pm 1.503). Por lo tanto los valores del (OV %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

El porcentaje de obstrucción visual (OV %) del último estrato horizontal correspondiente a una altura de 1.5-2.0m tanto en (PMA) como en (PMA+P) fue de cero.

El porcentaje de suelo desnudo (SD %) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (SD %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 40.950 \pm 19.629) y en (PMA+P) fue (40.149 \pm 5.542). Por lo tanto los valores del (SD %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

El porcentaje de materia orgánica (MO %) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (MO %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 17.625 ± 8.950) y en (PMA+P) fue (14.404 ± 3.357). Por lo tanto los valores del (MO %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

El porcentaje de pastos (PA %) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (PA %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 35.600 ± 10.867) y en (PMA+P) fue (36.698 ± 5.110). Por lo tanto los valores del (PA %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

El porcentaje de hierbas (HI %) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio del (HI %) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 6.225 ± 6.893) y en (PMA+P) fue (8.791 ± 4.107). Por lo tanto los valores del (HI %) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza.

La altura de pasto (AP) en (PMA) no fue estadísticamente diferente respecto a (PMA+P). El promedio de la (AP) en (PMA) fue (Promedio \pm 95% I.C.; 13.942 ± 15.975) y en (PMA+P) fue (9.151 ± 1.567). Por lo tanto los valores de (AP) en ambos tratamientos son similares debido al traslape de sus intervalos de confianza. (Cuadro 5).

Cuadro 5. Caracterización del hábitat estructural de (PMA) y (PMA+P) en áreas de ecotonía.

VARIABLE	PMA			PMA+P		
	Promedio	I.I.C. 95 %	I.S.C. 95 %	Promedio	I.I.C. 95 %	I.S.C. 95 %
CA %	0	---	---	0.64848	0.12612	1.17084
DA 1	0			0.55052	0.04448	1.05656
DA 2	0			0.10139	-0.00881	0.2116
DA 3	0			0		
MT	0.25	-0.25801	0.75801	0.49252	0.29402	0.69103
MA	0			0.17374	0.05994	0.28754
MI	0.25	-0.25969	0.75969	0.31865	0.16517	0.47214
OV 1 %	48.583	-0.61145	97.77745	46.34757	33.77483	58.9203
OV 2 %	4.1665	-9.09316	17.42616	9.49257	3.1891	15.79603
OV 3 %	0			0.86948	-0.63395	2.3729
OV 4 %	0			0		
SD %	40.95	21.32069	60.57931	40.14909	34.60637	45.69181
MO %	17.625	8.6741	26.5759	14.40457	11.04683	17.7623
PA %	35.6	24.73298	46.46702	36.69817	31.58784	41.80851
HI %	6.225	-0.668	13.11872	8.79178	4.68425	12.89931
AP	13.942	-2.033	29.917	9.15165	7.58442	10.71889

Cuadro 6. Descripción general de la estructura del hábitat en PMA y PMA+P.

Variables	General		Áreas Internas		Áreas de ecotonía	
	PMA	PMA+P	PMA	PMA+P	PMA	PMA+P
Cobertura de arbustivas (CA%)	=	=	=	=	-	+
Densidad de arbustivas 1	=	=	=	=	-	+
Densidad de arbustivas 2	=	=	=	=	=	=
Densidad de arbustivas 3	0	0	0	0	0	0

Montículos totales (MT)	-	+	-	+	=	=
Montículos activos (MA)	-	+	0	+	-	+
Montículos inactivos (MI)	-	+	-	+	=	=
Obstrucción visual	+	-	+	-	=	=
Obstrucción visual	+	-	+	-	=	=
Obstrucción visual	=	=	+	-	=	=
Obstrucción visual	0	0	0	0	0	0
Suelo desnudo (SD %)	-	+	-	+	=	=
Materia orgánica (M0 %)	+	-	+	-	=	=
Pastos (PA %)	+	-	+	-	=	=
Hierbas (HI %)	=	=	=	=	=	=
Altura de pasto (AP)	+	-	+	-	=	=

(=) existe similitud entre un área y la otra.

(+) la tendencia es mayor

(-) la tendencia es menor.

5. DISCUSIÓN

De los resultados antes mencionados, se observó que hubo una diferencia entre los dos tipos de hábitat: pastizal mediano abierto (PMA) y pastizal mediano abierto con presencia de perro de la pradera (PMA+P) respecto a la riqueza de especies de aves del pastizal, así como también en la estructura del hábitat, dependiendo de esta última la riqueza de especies de aves del pastizal en cada tipo de hábitat.

La riqueza de especies de aves del pastizal se incrementa más en áreas donde el conjunto de las variables que conforman la estructura del hábitat es más heterogénea, es decir, más compleja. En base a lo anterior, el PMA+P representó un hábitat más complejo y heterogéneo en comparación al PMA. En este sentido, las áreas internas y de ecotonía en conjunto dentro de PMA+P registraron 22 especies a comparación de 16 en PMA. El mismo patrón de riqueza de especies estuvo presente en áreas de ecotonía donde PMA+P registró 21 especies a comparación de 7 especies en PMA. Sin embargo, exclusivamente en áreas internas de PMA+P y PMA la riqueza de especies de aves del pastizal fue igual con 15 especies.

En base a lo anterior, estudios realizados por Manzano-Fisher *et. al.* (1999) en época invernal reportaron una riqueza de 12 especies correspondientes a 8 sitios (seis sitios con presencia de perro de la pradera, un sitio donde los perros de la pradera fueron envenenados y ya no están presentes, y un sitio sin perros de la pradera), al igual que en el presente estudio, el área de pastizal mediano abierto con presencia de perro fue el hábitat que presentó mayor cantidad de especies de aves de pastizal. En comparación con la riqueza de especies de ambos estudios, el presente trabajo presentó mayor cantidad de especies del pastizal al obtener una riqueza de 24 especies.

En cuanto a la caracterización del hábitat se encontraron diferencias en la comunidad de aves del pastizal entre hábitats (pastizal mediano abierto y pastizal mediano abierto con presencia de perro de la pradera). Las variables cobertura de arbustivas

y la primera categoría de densidad de arbustivas (0.0-1.0m) mostro un incremento en las áreas de ecotonía en PMA+P. Las siguientes categorías métricas mostraron una similitud entre ambos hábitats.

De manera general y en las áreas internas, el PMA mostro mayor obstrucción visual en cuanto a las dos primeras categorías de altura (0.0-0.5, 0.51-1.0m), mientras que la tercera categoría (1.1-1.5m) se obtuvo solo en las áreas internas, ya que de manera general y en áreas de ecotonía, al igual que la última categoría de altura (1.5-2.0m) de manera general, en las áreas internas y las áreas de ecotonía mostraron similitudes de obstrucción visual.

De acuerdo a las variables que conforman la vegetación herbácea tanto de manera general y las áreas internas, mostraron mayor porcentaje de suelo desnudo (SD%) en PMA+P, lo contrario ocurrió con las variables de porcentaje de materia orgánica (MO%), porcentaje de pastos (PA%) y la altura del pasto (AP), donde el PMA, fue quien mostro mayor porcentaje y altura. De acuerdo a las áreas de ecotonía no se mostraron diferencias significativas en ninguna de las variables que conforman la vegetación herbácea.

6. CONCLUSION

Las áreas con una estructura heterogenia proveen amplias variedades de hábitat preferenciales para las aves en las cuales pueden encontrar condiciones benévolas y satisfactorias para satisfacer sus necesidades. Por ende, aumenta la riqueza de especies en dichas áreas, además los pastizales son importantes sitios de invernación para las aves migratorias de Norteamérica.

El mantener y conservar sanos los pastizales así como también las especies que en ellos habitan traería consigo amplios beneficios, pues se ha documentado que el perro de la pradera tiene una influencia importante en la preservación de las aves del pastizal al prevenir la expansión de matorrales y otras plantas leñosas, manteniendo así el pastizal como un hábitat definido y preferencial para las especies de aves del pastizal.

Para contribuir a que las aves disfruten de una variedad de hábitats en donde puedan encontrar condiciones favorables y que les permitan satisfacer satisfactoriamente sus necesidades (alimento, agua, áreas para anidar, áreas de descanso, etc.), es necesario tomar medidas en la administración de los recursos del pastizal para garantizar su permanencia. Por lo tal, se sugiere controlar la carga animal mediante la rotación de potreros para permitir la recuperación de los pastizales, para ello es necesario mantener las pastas sin pastoreo o con pastoreo ligero durante la primavera ya que es ésta la época de anidación de las aves. Otra época de suma importancia es la temporada de crecimiento de los pastizales, es decir, durante y después de las lluvias de verano (junio y septiembre), ya que es en esta temporada del año cuando las plantas se vuelven más susceptibles al daño por pastoreo.

7. LITERATURA CITADA

1. Arizmendi, C. y L. Márquez, 2000. Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves en México. CONABIO. México
2. Askins, R. A. 2000. Restoring North America's birds: lessons from landscape ecology. Yale University Press, New Haven, USA.
3. Baker, D. L., and F. S. Guthery. 1990. Effects of continuous grazing on habitat and density of ground-foraging birds in south Texas. *Journal of Range Management* 43(1):2-5.
4. Block, W. and L. A. Brennan. 1993. The habitat concept in ornithology: theory and applications. *Current Ornithology*, Volume 11: 35-91.
5. Block, W. M., Brennan, L. A., and R. J. Gutierrez. 1987. Evaluation of guild indicator species for use in resource management. *Environmental Management* 11:265-269.
6. Block, W. M., D. M. Finch, and L. A. Brennan. 1995. Single-species versus multiple-species approaches for management. Pages 461-476 *in*: Martin, T.E., and D.H. Finch, eds. *Ecology and management of neotropical migratory birds*. New York: Oxford University Press.
7. Bock, C. E., J. H. Bock, W. R. Kenney, and V. M. Hawthorne. 1984. Responses of birds, rodents, and vegetation to livestock exclusion in a semidesert grassland site. *Journal of Range Management* 37:239-242.
8. Bollinger, E. K. 1994. Successional changes and habitat selection in hayfield bird communities. *The Auk* 112:720-730.

9. Brennan, L. A., and W. P. Kuvlesky, Jr. 2005. North American grassland birds: an unfolding conservation crisis. *Journal of Wildlife Management* 69:1-13.
10. Campbell, L., L. H. Blankenship, and L. D. White. 1984. Grazing management impacts on quail during drought in the northern Rio Grande plain, Texas. *Journal of Range Management* 37:442-446.
11. Chavez-Ramirez, F., Gawlik, D. E., Prieto, F. G., and R. D. Slack. 1994. Effects of habitat structure on patch use by Loggerhead shrikes wintering in a natural grassland. *The Condor* 96:228-231.
12. Cody, M. L. 1985a. An introduction to Habitat Selection in Birds. Pages 3-46 *in* *Habitat Selection in Birds* (M.L. Cody, Ed.). Academic Press, New York.
13. Cody, M. L. 1985b. Habitat selection in grassland and open-country birds. Pages 191-226 *in* *Habitat Selection in Birds* (M.L. Cody, Ed.). Academic Press, New York.
14. Conner, R. N., Dickson, J. G., Locke, B. A., and C. A. Segelquist. 1983. Vegetation characteristics important to common songbirds in East Texas. *The Wilson Bulletin* 95: 349-361.
15. Coppedge, B. R., S. D. Fuhlendorf, W. C. Harrell, and D. M. Engle. 2008. Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. *Biological Conservation* 141:1196-1203.
16. Cozzani N, Zalba SM. 2009. Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecología Austral* 19:35-44.

17. Davis, S. K., Duncan, D. C., and M. Skeel. 1999. Distribution and habitat associations of the three endemic grassland songbirds in southern Saskatchewan. *The Wilson Bulletin* 111: 389-396.
18. DeSante, D. F. and G. R. Geupel. 1987. Landbird productivity in central coastal California: The relationship to annual rainfall, and a reproductive failure in 1986. *The Condor* 89:636-653.
19. Macías-Duarte, A., Arvind O. Panjabi y Carlos E. Aguirre Calderón. 2011. *Compartiendo sus Agostaderos con las Aves del Pastizal*. Rocky Mountain Bird Observatory. Brighton, Colorado, EE.UU.
20. Dunning, J. B. and J. H. Brown. 1982. Summer rainfall and winter sparrow densities: a test of the food limitation hypothesis. *The Auk* 99: 123-129.
21. ECOPAD, 2007. Aguirre, C., J. Holth y A. Lafón (Editores). *Estrategia para la Conservación de Pastizales del Desierto Chihuahuense*. Chihuahua, México. 23pp.
22. Emlen, J. T. 1972. Size and structure of a wintering avian community in southern Texas. *Ecology* 53:317-329.
23. Flores, P., R. y J. Galindo-González. 2004. Abundancia y diversidad de aves depredadoras de semillas de *Pinus teocote* Schl. Et Cham. En hábitats contrastantes de Veracruz, México. *Foresta Veracruzana*. México. 6(2):47-53.
24. Fontaine, A. L., P. L. Kennedy, and D. H. Johnson. 2004. Effects of distance from cattle water developments on grassland birds. *Journal of Range Management* 57:238-242.

25. Fulbright, T. E. 1996. Viewpoint: a theoretical basis for planning brush management to maintain species diversity. *Journal of Range Management* 49:554-559.
26. Fulbright, T. E., and F. S. Guthery. 1996. Mechanical manipulation in plants, in *Rangeland Wildlife*, P.R. Krausman (ed.), Chapter. 20. Denver: Society of Range Management.
27. Gill, D. E., P. Blank, J. Parks, J. B. Guerarad, B. Lohr, B. E. Schwartzman, J. G. Gruber, G. Dodge, C. H. Rewa, and H. F. Sears. 2006. Plants and breeding bird response on a managed Conservation Reserve Program grassland in Maryland. *Wildlife Society Bulletin* 34:944–956.
28. Granfors, D. A., Church, K. E., and L. M. Smith. 1996. Eastern meadowlarks nesting in rangelands and conservation reserve program in Kansas. *Journal of Field Ornithology* 67: 222-235.
29. Grant, T. A., E. M. Madden, and G. B. Berkey. 2004. Three and shrub invasion in northern mixed-grass prairie: implications for breeding grassland birds. *Wildlife Society Bulletin* 32:807-818.
30. Griebel, R. L., S. L. Winter, and A. A. Steuter. 1998. Grassland birds and habitat structure in sanhills prairie managed using cattle or bison plus fire. *Great Plains Research* 8:255-268.
31. Gruver, B. J. and F. S. Guthery. 1986. Effects of brush control and game bird management on non game birds. *Journal of Range Management* 39:251-253.

32. Grzybowski, J. A. 1982. Population structure in grassland bird communities during winter. *The Condor* 84:137-152
33. Grzybowski, J. A. 1983. Patterns of space use in grassland bird communities during winter. *The Wilson Bulletin* 95: 591-602.
34. Guthery, F. S. 1986. Beef, brush and bobwhites: quail management in cattle country. Caesar Kleberg Wildlife Research Institute Press. Kingsville, Texas.
35. Hamilton, W. T., A. McGinty, D. N. Ueckert, C. W. Henselka, and M. R. Lee. 2004. Brush management. Past, present, future. 1st Ed. 282 pp.
36. Helzer, C. J., and D. E. Jelinski. 1999. The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. *Ecological Applications* 9:1448-1458.
37. Herkert, J. R. 1994a. Status and habitat selection of the Henslow's sparrow in Illinois. *The Wilson Bulletin* 106: 35-45.
38. Herkert, J. R. 1994b. The effects of habitat fragmentation on midwestern grasslands bird communities. *Ecological applications* 4:461-471.
39. Holechek, J. L., R. Valdez, S. D. Schemnitz, R. D. Pieper, and C. A. Davis. 1982. Manipulation of grazing to improve or maintain wildlife habitat. *Wildlife Society Bulletin* 10:204-210.
40. Igl, L. D., and D. H. Johnson. 1997. Changes in breeding bird populations in North Dakota: 1967 to 1992-93. *The Auk* 114:74-92.
41. Igl, L. D. and B. M. Ballard. 1999. Habitat association of migrating and overwinter grassland birds in South Texas. *The Condor* 101:771-782.

42. James, F. C. 1971. Ordinations of habitat relationships among breeding birds. *Wilson Bulletin* 83:215-236.
43. Johnson, D. H. and L. D. Igl. 1995. Contributions of the conservation reserve program to populations of breeding birds in North Dakota. *The Wilson Bulletin* 107: 709-718.
44. Karr, J. R., and R. R. Roth. 1971. Structure of avian communities in selected Panama and Illinois habitats. *Ecological Monographs* 41:207-233.
45. Knopf, F. L. 1994. Avian assemblages on altered grasslands. *Studies in Avian Biology* 5:247-257.
46. Krebs. 2001. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance.*
47. Lauders, A. S., P. L. Kennedy, and D. H. Johnson. 2006. Influences of management regimes on breeding bird densities and habitat in mixed-grass prairie: an example from North Dakota. *The Journal of Wildlife Management* 70:600-606.
48. Laurence, W. F. and E. Yensen. 1985. Rainfall and winter sparrow densities: a view from the northern Great Basin. *The Auk* 102: 152-158.
49. Lehmann, V. W. 1969. *Forgotten legions: sheep in the Rio Grande Plain of Texas.* Texas Western Press, El Paso.
50. Lewandowski, I., A. O. Panjabi. 2010. Distribución y Abundancia de Aves Invernantes en los Pastizales del Desierto Chihuahuense. X Congreso para el Estudio y Conservación de las Aves en México. Xalapa, México. 33pp.

51. Lloyd, J., Mannan, R. W., Destefano, S., and C. Kirkpatrick. 1998. The effects of mesquite invasion on a southeastern Arizona grassland bird community. *The Wilson Bulletin* 110:403-408.
52. Lueders, A. S., P. L. Kennedy, and D. H. Johnson. 2006. Influences of management regimes on breeding bird densities and habitat in mixed-grass prairie: an example from North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 70:600–606.
53. MacArthur, R. H., and J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598.
54. MacArthur, R. H. 1964. Environmental factors affecting species diversity. *American Naturalist* 98:387-398.
55. MacArthur, R. H., H. R. Recher, and M. Cody. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *American Naturalist* 100:319-322.
56. MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
57. 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.
58. Manzano-Fischer, P. R. List, G. Ceballos, and J.E. Cartron. 2006. Avian diversity in a priority area for conservation in North America: the Janos-Casas Grandes Prairie Dog Complex and adjacent habitats in northwestern Mexico. *Biodiversity and Conservation*. 15:3801–3825.

59. Mannan, R. W., M. L. Morrison, and E. C. Meslow. 1984. The use of guilds in forest bird management. *Wildlife Society Bulletin* 12:426-430.
60. Michaels, H. L. and J. F. Cully, Jr. 1998. Landscape and fine scale habitat associations of the Loggerhead shrike. *The Wilson Bulletin* 110:474-482.
61. Mills, G. S., Dunning, J. B., and J. M. Bates. 1991. The relationships between breeding bird density and vegetation volume. *The Wilson Bulletin* 103: 468-479.
62. Ostrand, W. D., Bissonette, J. A., and M. R. Conover. 1996. Selection of foraging habitat by mourning doves: a structural approach. *Journal of Field Ornithology* 67:691-697.
63. PACP-Ch, 2011. Plan de Acción para la Conservación y Uso Sustentable de los Pastizales del Desierto Chihuahuense en el Estado de Chihuahua 2011-2016, Guzmán-Aranda, J.C., J. Hoth y E. Blanco (Eds.), Gobierno del Estado de Chihuahua, México.
64. Pressey RL, Humphries CJ, Margules CR, Vane-Wright RI, Williams PH. 1993 Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.* 8: 124-128.
65. Rabuffetti, F.L. 2001. Ecología y conservación de aves de pastizal (Vickery y Herkert: Ecology and conservation of grassland birds of the Western Hemisphere). *Hornero* 016(02): 104-105.
66. Ransom, Jr. D., and G. G. Shulz. 2007. Northern bobwhites and post fire succession. *Journal of Wildlife Management* 71:565-570.

67. Ribic, C. A., R. R. Koford, J. R. Herkert, D. H. Johnson, N. D. Niemuth, D. E. Naugle, K. K. Baker, D. W. Sample, and R. B. Renfrew. 2009. Area sensitivity in north american grassland birds: pattern and processes. *The Auk* 126:233-244.
68. RMBO. 2011. Compartiendo sus agostaderos con las aves de pastizal. Rocky Mountain Bird Observatory, Brighton, Colorado, USA.
69. Rotenberry, J. T., and J. A. Wiens. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 61:1228-1250.
70. Roth, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57:773-782.
71. Roth, R. R. 1977. The composition of four bird communities in south Texas brush-grasslands. *The Condor* 79:417-425.
72. Samson, F. and F. Knopf. 1994. Prairie conservation in North America. *Bioscience* 44:418-421.
73. Samson, F. y F. Knopf. 1996. *Prairie Conservation: Preserving North America's Most Endangered Ecosystem*. Island Press. USA
74. Scifres, C. J., Hamilton, W. T., 1993. Prescribed burning for brushland management: the South Texas example. Texas A&M University Press, Texas, p. 246.

75. Scout JM, Davis FW, McGhie RG, Wright RG, Groves C, Estes J. 2001. Nature reserves: Do they capture the full range of Americas biological diversity? *Ecol. Applicat.* 11: 999-1007.
76. Shultz, P. A., and F. S. Guthery. 1988. Effects of short duration grazing on Northern bobwhites: a pilot study. *Wildlife Society Bulletin* 16:18-24.
77. Smith, E. L. and K. C. Kruse. 1992. The relationship between land-use and the distribution and abundance of Loggerhead shrikes in south-central Illinois. *Journal of Field Ornithology* 63:420-427.
78. Smith, R. L. 1963. Some ecological notes on the Grasshopper sparrow. *The Wilson Bulletin* 75:159-165.
79. Tatcher, B. S., D.G. Johnson, and M. S. Woodrey. 2006. Henslow's sparrow winter-survival estimates and response to prescribed burning. *Journal of Wildlife Management* 70:198-206.
80. Tomoff, C. S. 1974. Avian species diversity in desert scrub. *Ecology* 55:396-403.
81. Tramer, E. J. 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology* 50:927-929.
82. Vega, J. H. and J. H. Rappole. 1994. Composition and phenology of an avian community in the Rio Grande plain of Texas. *Wilson Bulletin* 106:366-380.
83. Vickery, P. D., Hunter Jr. M. L., and J. V. Wells. 1992. Is density an indicator of breeding success? *The Auk* 109:706-710.

84. Vickery, P. D. and J. R. Herkert. 2001. Recent advances in grassland bird research: where do we go from here? *The Auk* 118:11-15.
85. Webster, J. D. 1966. An analysis of winter bird-population studies. *The Wilson Bulletin* 78:456-461.
86. Whitmore, R. C. 1975. Habitat ordination of passerines birds of the Virgin River Valley, southwestern Utah. *Wilson Bulletin* 87:65-74.
87. Whitmore, R. C. 1979. Temporal variation in the selected habitats of a guild of grassland sparrows. *The Wilson Bulletin* 91: 592-598.
88. Wiens, J. A. 1973. Pattern and process in grassland bird communities. *Ecological monographs* 43: 237-270.
89. Wiens, J. A. 1974. Climatic instability and the "ecological saturation" of bird communities in North American grasslands. *The Condor* 76:385-400.
90. Wiens, J. A., and J. T. Rotenberry. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs* 51:21-41.
91. Wiens, J. A., J. T. Rotenberry, and B. V. Horne. 1987. Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos* 48:132-147.
92. Willson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55:1017-1029.
93. Wilson, M. H., and J. A. Crawford. 1979. Response of bobwhites to controlled burning in south Texas. *Wildlife Society Bulletin* 7:53-58.

94. Wilson, M. H., and J. A. Crawford. 1981. Response of bobwhites to cover changes within three grazing systems. *Journal of Range Management* 34:213-215.
95. Winter, M., D. H. Johnson, and T. A. Shaffer. 2005. Variability in vegetation effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 69:185-197.
96. Winter, M., D. H. Johnson, J. A. Shaffer, T. M. Donovan, and W. D. Svedarsky. 2006. Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 70:158-172.
97. Zimmerman, J. L. 1971. The territory and its density dependent effect in *Spiza Americana*. *The Auk* 88: 591-612.
98. Zimmerman, J. L. 1988. Breeding season habitat selection by the Henslow's sparrow (*Ammodramus henslowii*) in Kansas. *The Wilson Bulletin* 100:17-24.
99. Zimmerman, J. L. 1992. Density-independent factors affecting the avian diversity of the tallgrass prairie community. *Wilson Bulletin* 104:85-94.