



**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**“Efectos de la estructura vegetal, temporalidad y tipo de
manejo sobre la diversidad, abundancia y estado de salud en
aves invernales de pastizal en el altiplano mexicano”**

Tesis que presenta

Eréndira del Rocío Vargas Facundo

Para obtener el grado de

Maestro(a) en Ciencias Ambientales

Director de la Tesis:

Dr. Leonardo Chapa Vargas

San Luis Potosí, S.L.P., julio de 2022



Constancia de aprobación de la tesis

La tesis “**Efectos de la estructura de la vegetal, temporalidad y tipo de manejo sobre la diversidad, abundancia y estado de salud en aves invernales de pastizal en el altiplano mexicano**” presentada para obtener el Grado de Maestro(a) en Ciencias Ambientales fue elaborada por **Eréndira del Rocío Vargas Facundo** y aprobada el **día de julio del 2022** por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dr. Leonardo Chapa Vargas
Director/Codirectores de la tesis

Dr. David Douterlungne Rotsaert
Miembro del Comité Tutorial

Dr. Nombre
Miembro del Comité Tutorial



Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en el Laboratorio de Laboratorio de Ecología Experimental de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. Leonardo Chapa Vargas y David Douterlungne Rotsaert

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (727486) y del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C.

Dedicatorias

Con todo mi corazón dedico esta tesis a:

A Dios que ha sido mi guía y fortaleza en este proceso tan importante.

A mis padres, Armando y Tere, por ser mis principales pilares y estar siempre guiándome. Gracias por su amor, paciencia y esfuerzo de ayudarme a cumplir un sueño más.

A mi esposo Leo por recorrer conmigo este camino y creer en mí.

A mis hermanos, Armando y Alba por su cariño y amor incondicional en todo momento.

A Rigby, Santi y Regi por ser un motor y fuente de inspiración.

A Sebastián, Nicolás y Eva, los tengo en mi corazón.

Agradecimientos

Mi profundo agradecimiento al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo de beca (727486) y al Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C., por abrirme las puertas y darme la oportunidad de realizar mi trabajo de investigación.

De igual manera mis agradecimientos al Dr. Leonardo Chapa Vargas por ser la guía para realizar dicha investigación, por compartir sus conocimientos, total disposición para dar seguimiento y resolver dudas; por su paciencia, dedicación y apoyo incondicional.

A mi comité conformado por el Dr. David Douterlungne Rotsaert y Dr. Antonio Celis Murillo, por su apoyo y contribución de conocimiento a través de sus aportaciones en las revisiones y agradecer de todo corazón su tiempo y esfuerzo.

A la Organización de Vida Silvestre por el apoyo logístico y financiero a través del proyecto denominado “Reducción de las Amenazas de las Aves Neotropicales Migratorias del Altiplano Potosino”

A los pobladores del Ejido “El Salado”, por su apoyo logístico y acceso a los sitios de estudio.

A mi equipo de trabajo: Mine, Lupita, Larissa, Paty, Claudia, Toño y Alejandro.

A mi familia que siempre me ha apoyado siempre.

Contenido

| | |
|--------------------------------------|------|
| Constancia de aprobación de la tesis | ii |
| Créditos institucionales | iii |
| Acta de examen | iv |
| Dedicatorias | v |
| Agradecimientos | vi |
| Lista de tablas | viii |
| Lista de figuras | ix |
| Resumen | xi |
| Abstract | xii |

| | |
|----------------------|-----------|
| Introducción | Página 1 |
| Metodología | Página 6 |
| Análisis estadístico | Página 10 |
| Resultados | Página 13 |
| Discusión | Página 31 |
| Bibliografía | Página 37 |

Lista de tablas

| | |
|--|-----------|
| Tabla 1. Resultados del análisis de componentes principales. Se muestran los componentes principales (CP) en columnas, y en las celdas los coeficientes de correlación para cada variable en cada uno de los CP . | Página 14 |
| Tabla 2. Porcentajes y coberturas de herbáceas y arbustos en sitios de pastizal, pastizal-matorral y matorral. Las coberturas están representadas en porcentajes y las densidades en número de individuos por ha. | Página 14 |
| Tabla 3. Número de individuos de especies vegetales por tipo de vegetación en el sitio de estudio en el ejido El Salado, San Luis Potosí | Página 15 |
| Tabla 4. Abundancias de diferentes especies de aves en el ejido El Salado, SLP registradas por tipo de manejo, tipo de hábitat (estructura vegetal) y temporada (inicio = octubre 2019, Medio = diciembre 2019, Final = febrero 2020) en pastizales en el ejido El Salado, San Luis Potosí. El muestreo se llevó a cabo mediante el uso de redes ornitológicas entre octubre 2019 y marzo 2020 | Página 17 |
| Tabla 5. Parámetros de comunidad de aves en exclusión de ganado vs pastoreo moderado en el ejido El Salado, S.L.P. entre octubre 2019 y marzo 2020. Datos de rarefacción | Página 18 |
| Tabla 6. Parámetros de comunidad de aves en distintos tipos de vegetación (pastizal vs pastizal-matorral vs matorral) con base en su estructura vegetal en el ejido El Salado, S.L.P. entre octubre 2019 y marzo 2020. Los valores resaltados en negrillas representan el valor máximo de cada parámetro de la comunidad en los tres tipos de vegetación. | Página 18 |
| Tabla 7. Parámetros de comunidad de aves en distinta temporalidad inicio vs medio vs final en el ejido El Salado, S.L.P. entre octubre 2019 y marzo 2020.. | Página 19 |
| Tabla 8. Comparación de modelos de regresión que explican la variación en la abundancia de <i>Amphispiza bilineata</i> en el ejido El Salado, SLP. Entre octubre 2019 y marzo 2020. AICc = Criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, $\Delta AICc$ =diferencias de Akaike, w_i =pesos de Akaike | Página 20 |
| Tabla 9. Parámetros promediados y errores estándar para efectos que influyen la abundancia de <i>Amphispiza bilineata</i> . El muestreo se llevó a cabo en el ejido El Salado, SLP entre octubre 2019 y marzo 2020 | Página 20 |
| Tabla 10. Comparación de modelos que explican la variación en la abundancia de <i>Spizella breweri</i> en el ejido El Salado, SLP. Entre octubre 2019 y marzo 2020. AICc = Criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, $\Delta AICc$ =diferencias de Akaike, w_i =pesos de Akaike. | Página 23 |
| Tabla 11. Parámetros promediados y errores estándar para efectos | Página 24 |

que influyen la abundancia de *Spizella breweri*. El muestreo se llevó a cabo en el ejido El Salado, SLP entre octubre 2019 y marzo 2020

Tabla 12. Comparación de modelos que explican la variación en el índice de masa corporal en *Amphispiza bilineata* en el ejido El Salado, SLP entre octubre 2019 y marzo 2020. AICc = Criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, $\Delta AICc$ =diferencias de Akaike, w_i =pesos de Akaike

Página 26

Tabla 13. Parámetros promediados y errores estándar para efectos que influyen la masa corporal en *Amphispiza bilineata*. El muestreo se llevó a cabo en el ejido El Salado, S.L.P. entre octubre 2019 y marzo 2020.

Página 27

Tabla 14. Comparación de modelos que explican la variación en el índice de masa corporal en *Spizella breweri* en el ejido El Salado, SLP, entre octubre 2019 y marzo 2020. AICc = Criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, $\Delta AICc$ =diferencias de Akaike, w_i =pesos de Akaike

Página 28

Tabla 15. Parámetros promediados y errores estándar para efectos que influyen la masa corporal en *Spizella breweri*. El muestreo se llevó a cabo en el ejido El Salado, SLP entre octubre 2019 y marzo 2020.

Página 29

Lista de figuras

| | |
|---|-----------|
| Figura 1. Análisis “cluster”. Se aprecia la presencia de tres grupos que se forman con base en las variables de estructura vegetal mencionados en la Tabla 1 | Página 16 |
| Figura 2. Efecto del tipo de manejo (exclusión de ganado vs pastoreo moderado) en la abundancia de <i>Amphispiza bilineata</i> en el ejido El Salado entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan el estimador de abundancia \pm un error estándar | Página 21 |
| Figura 3. Efecto de la estructura vegetal (matorral vs pastizal-matorral vs pastizal) en la abundancia de <i>Amphispiza bilineata</i> en el ejido El Salado entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar | Página 21 |
| Figura 4. Abundancia de <i>Amphispiza bilineata</i> en diferentes momentos de la época de invierno en el ejido El Salado entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar. | Página 22 |
| Figura 5. Efecto de la estructura vegetal (matorral vs pastizal-matorral vs pastizal) en la abundancia de <i>Spizella breweri</i> en el ejido El Salado entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar | Página 24 |
| Figura 6. Efecto del tipo de manejo (exclusión de ganado vs pastoreo moderado) en la abundancia de <i>Spizella breweri</i> en el ejido El Salado entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar. | Página 25 |
| Figura 7. Índice de masa corporal en <i>Amphispiza bilineata</i> en el ejido El Salado en diferentes momentos de la época de invierno entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar | Página 27 |
| Figura 8. Índice de masa escalado en <i>Spizella breweri</i> en el ejido en diferentes tipos de estructura vegetal en invierno en el ejido el Salado entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar. | Página 29 |

Resumen

Efectos de la estructura vegetal, temporalidad y tipo de manejo sobre la diversidad, abundancia y estado de salud en aves invernales de pastizal en el altiplano mexicano.

Los pastizales son ecosistemas que soportan una diversidad de aves migratorias, incluyendo poblaciones en declive. Aunque proveen hábitat para estas especies, son uno de los ecosistemas más amenazados debido a las actividades humanas. El cambio de uso de suelo para la agricultura y la ganadería cambia la estructura vegetal y reduce el hábitat disponible, a su vez dichos cambios traen consigo la falta de disponibilidad de alimento e incremento en la depredación de aves, entre otros impactos. Por otro lado, la importancia del mantenimiento del sustento económico de las comunidades humanas es innegable. Las actividades productivas de bajo impacto, como el pastoreo moderado podrían ofrecer una alternativa viable para la conservación de los pastizales. Así, los objetivos de este trabajo incluyen: 1) Determinar la riqueza, abundancia relativa, diversidad y similitud de las comunidades de aves del tipo de manejo, y tipos de vegetación, 2) Examinar si hay relaciones en las abundancias e índices de masa corporal de dos especies, una residente y una migratoria (*Amphispiza bilineata* y *Spizella breweri*, respectivamente) relacionadas al tipo de manejo (pastoreo moderado y exclusión de ganado), estructura vegetal (pastizal, pastizal-matorral y matorral) y a la temporalidad del periodo de invierno (inicio, medio y fin). Los muestreos se llevaron a cabo mediante capturas con redes ornitológicas y los análisis a nivel de comunidad y población. Se encontró mayor riqueza en zonas de pastoreo moderado, en pastizales abiertos y en pastizal-matorral. La abundancia de la especie residente y migratoria fue mayor en áreas de pastoreo moderado, matorral, en áreas de exclusión de ganado y pastizal-matorral. La masa corporal respondió más a la temporalidad (intermedia) que al manejo de pastizal, lo cual es importante para identificar la calidad del hábitat que está disponible para las especies de aves migratorias en los pastizales del altiplano potosino. En conjunto, los resultados sugieren que el pastoreo provee hábitat de invierno para aves migratorias neotropicales de pastizal, siempre y cuando las cargas animales sean moderadas, ya que las aves migratorias mostraron estar en áreas determinadas con menor presencia de pastoreo y mayor conservación de los pastizales.

PALABRAS CLAVE. Pastoreo, aves migratorias de pastizal, salud de aves, invierno

Abstract

Effects of plant structure, seasonality and management type on diversity, abundance and health status in winter grassland birds in the Mexican highlands.

KEYWORDS. Grazing, migratory grassland birds, bird health, winter

Grasslands are ecosystems that support a diversity of migratory birds, including declining populations. Though they provide habitat for these species, they are one of the most threatened ecosystems due to human activities. The loss of grasslands to lands devoted to agriculture and livestock has promoted changes in the plant structure that reduces the available habitat. Consequently, these changes promote lack of food availability and an increased bird predation, among other impacts. On the other hand, the importance of maintaining the economic livelihood of human communities is undeniable. Low-impact productive activities such as moderate grazing could offer a viable alternative. Thus, the objectives of this work included determining the effect on richness, relative abundance, diversity and similarity of the bird communities of the type of management, and types of vegetation structure, as well as determining if there are effects on the abundances and body mass indices on two species, one resident and one migratory (*Amphispiza bilineata* and *Spizella breweri*, respectively) related to the type of management (moderate grazing vs exclusion of livestock), plant structure and seasonality. Birds were captured with ornithological nets and data were analyzed at the community and population level. The greatest richness values were recorded in moderate grazing areas, as well as in open grasslands and grassland-scrub vegetation types. The abundance of the resident species was higher in areas of moderate grazing and in scrublands. For the migratory species the abundances were higher in cattle enclosure and in grassland-scrublands. Body mass responded more to temporality, being highest at the intermediate portion of the winter than to grassland management. These results are important to identify the quality of the habitat that is available for migratory bird species in grasslands of the highland plateau of Mexico. Taken together, the results suggest that grazing provides winter habitat for migratory neotropical grassland birds, as long as stocking rates are kept moderate.

I. INTRODUCCIÓN

Los pastizales son ecosistemas que soportan comunidades vegetales y animales altamente diversas. Estos ecosistemas figuran entre los más amenazados, se estima que se ha perdido un 70% de estos en el centro de México y América del Norte (Samson y Knopf 1997, NABCI, 2016). En México los pastizales ocupan el 6.1% (118 320 km²) del territorio nacional (CONABIO 2022), se localizan en el norte del país en la región del Desierto Chihuahuense, del cual ocupan el 20% (Dinerstein *et al.* 2000), sin embargo cerca del 43% de estos pastizales se han perdido (Comer, *et al.* 2018), ya que enfrentan una continua degradación debido a su transformación en zonas de cultivo y ganadería que promueve la invasión de arbustos y matorrales (Pool *et al.* 2014, Dinerstein *et al.* 2000). Alrededor del 50 al 70% de los pastizales del Desierto Chihuahuense se han convertido en matorrales en los últimos 130 años (Dinerstein *et al.* 2000; Gori y Enquist 2003) y se ha documentado que especies como el Mezquite (*Prosopis glandulosa*) y la Gobernadora (*Larrea tridentata*) forman parte de estas transformaciones (Dinerstein *et al.* 2000; Gori y Enquist 2003).

Los pastizales proveen hábitat importante para un gran número de especies de aves migratorias obligadas de pastizales, y muchas de sus poblaciones se encuentran en declive (Pool *et al.* 2014). Se estima que en los últimos 50 años se ha perdido un 60% de las poblaciones de aves de pastizal en América del Norte (NABCI 2016, Sauer *et al.* 2017). Sin embargo, las aves del pastizal contribuyen a la dispersión de semillas, control de plagas (Karp *et al.* 2013; Bael *et al.* 2008) y polinización (Stiles 1978), además de que son buenos indicadores de la calidad del hábitat (Ehrlich *et al.* 1998; Gregory *et al.* 2009; Stotz *et al.* 1996).

En América del Norte y el Caribe existen 59 especies de aves que dependen de manera obligada del refugio y alimento que proveen los pastizales. Otras 97 especies se benefician de los recursos del hábitat que les brinda este ecosistema (Vickery *et al.* 1999). Cerca del 90% de las aves de pastizal de América del norte

pasan gran parte de su ciclo de vida en el Desierto Chihuahuense (Blancher 2003). La alteración de pastizales vulnerabiliza a las aves de pastizal, ya que la actividad humana modifica de manera directa sus hábitats de anidación, migración e invierno, trayendo consigo la falta de disponibilidad de alimento e incremento en la depredación, entre otros factores. Así se ha establecido que estas alteraciones de los pastizales contribuyen de manera importante a la reciente disminución de las poblaciones de muchas especies de aves de pastizales y matorrales (Askins *et al.* 2007). Sin embargo, para las especies migratorias se conoce poco acerca de la importancia relativa de los cambios en pastizales en zonas de anidación vs zonas de invierno en nuestro país.

Dentro de las actividades que promueven cambios en la estructura vegetal de los pastizales destaca el pastoreo por ganado doméstico, el cual promueve cambios en el ecosistema, modificación en la propiedades del suelo (Reeder *et al.* 2004; Derner y Schuman 2007; Stavi *et al.* 2008; Steffens *et al.* 2008) y la estructura vegetal (McSherry y Ritchie 2013; Qu *et al.* 2016). Existe evidencia que si esta actividad se lleva a cabo con un manejo adecuado, se crea heterogeneidad espacial en la vegetación, la cual proporciona una mayor variabilidad en la comunidad de aves de los pastizales (Fuhlendorf *et al.* 2006). Así, el pastoreo moderado, en el cual la altura de las especies dominantes se encuentran entre los 10-20 cm, debido a que la carga de ganado no es excesiva juega un papel importante en el mantenimiento de la vegetación típica de pastizales cortos y desérticos (Askins *et al.* 2007). Este pastoreo brinda la capacidad a los pastos para poder recuperarse y seguir creciendo sus tallos y hojas (Macias-Duarte *et al.* 2011), por lo tanto, la estructura del hábitat puede ser un importante predictor de supervivencia durante el invierno de las aves migratorias de pastizal, ya que la presencia de pastos brinda a muchas especies de aves un medio para esconderse de los depredadores y desplazarse para evitar ser vistos o bien quedarse inmóviles para confundirse con el fondo y evitar ser perseguidos (Macias-Duarte *et al.* 2011; Macias-Duarte *et al.* 2013).

Estudios recientes en el desierto de Sonora sugieren que un manejo con zonas de exclusión de ganado o pastoreo moderado pueden beneficiar a las poblaciones de aves de pastizal. La presencia de arbustos en sitios con altos niveles de pastoreo puede reducir la supervivencia invernal, puesto que los arbustos están asociados a distintos tipos de riesgos como la disponibilidad de perchas para depredadores aviares y la disminución de hábitat adecuado para las aves de pastizal (Macías-Duarte *et al.* 2017), ya que las aves de pastizal tienen mayor preferencia por hábitats donde los pastos tengan una altura de 10-20 cm debido a que les ayuda a ocultar sus movimientos y ser detectados por depredadores (Duarte *et al.* 2011) . Por otra parte un pastoreo intenso que promueva una mayor cantidad de especies arbustivas podría reducir el área de hábitat disponible debido a que da mayor disponibilidad de perchas para los depredadores. Esto permite establecer la hipótesis de que en zonas con pastoreo moderado se genera mayor heterogeneidad en la estructura vegetal, por lo tanto, las abundancias, riqueza y diversidad de aves serán mayores (Murray *et al.* 2016). La relación entre la estructura del hábitat y la abundancia de aves de pastizal en México está ligada positivamente a la presencia de pastos y esta abundancia se ve afectada en zonas de suelo desnudo, debido a que los pastos cortos propician que los depredadores puedan percibir cualquier movimiento de la presa (Desmond *et al.* 2005; Duarte *et al.* 2011). Sin embargo, las aves de pastizal tienen la capacidad de seleccionar los hábitats con las mejores condiciones para poder pasar en ellas la temporada invernal (Macías-Duarte *et al.* 2018).

Las aves de pastizal de América del Norte han tenido una disminución mayor del 50% en sus poblaciones desde 1996 (NABCI 2017). Los declives en las poblaciones de aves de pastizal (Sauer *et al.* 2017) implican la necesidad de seleccionar y manejar sitios para optimizar recursos humanos y económicos, minimizando esfuerzos (Caldecott *et al.* 1996; Kerr 1997; Margules y Pressey 2000; Kerley *et al.* 2003). Para el manejo de estas áreas es necesario conocer la capacidad de las condiciones actuales de la cantidad y calidad de hábitat para soportar a estos organismos. Es importante comprender cómo distintos tipos de

paisajes y de manejo contribuyen a la viabilidad de las especies y hasta qué punto los cambios en el paisaje afectan a la salud de las poblaciones de aves de pastizal. Este conocimiento permitirá desarrollar estrategias y programas para la conservación de estos organismos.

La condición corporal de los aves se usa para describir su salud fisiológica y como esta influye en su desempeño, es decir, productividad, actividad o respuesta a las condiciones ambientales (Brown 1996). Los factores que propician estrés han sido utilizados para medir la calidad del hábitat, e incluyen la disponibilidad reducida de alimento y la disminución de zonas de refugio apropiadas (Ellis *et al.* 2012). Así, es importante conocer cómo se comporta el índice de masa corporal en especies de aves residentes y migratorias con respecto a distintos tipos de manejo del hábitat, incluyendo exclusión de ganado y pastoreo moderado, esperando que las especies migratorias tengan un mayor índice de masa corporal en sitios donde prevalezca un hábitat con pastos cortos y un manejo moderado de pastoreo, los cuales den las condiciones adecuadas para la obtención de alimento y protección.

Los objetivos de este trabajo están enfocados a tres niveles de organización; comunidad, población e individuos, estos incluyen determinar el efecto de riqueza, abundancia, diversidad y similitud de las comunidades de aves por tipo de manejo (exclusión de ganado, vs pastoreo moderado), temporalidad (inicio vs etapa intermedia vs fin de la época de invierno) y tipos de vegetación (pastizal, pastizal-matorral y matorral). Así mismo se busca determinar si existen diferencias en las abundancias de dos especies de aves, una residente y una migratoria (*Amphispiza bilineata* y *Spizella breweri*, respectivamente) relacionadas al tipo de manejo, estructura vegetal y a la temporalidad. Como indicador de calidad de hábitat evaluar los efectos en el índice de masa corporal de individuos de las especies *Amphispiza bilineata* y *Spizella breweri*, con respecto al tipo de manejo, estructura vegetal y temporalidad. Las hipótesis son que dado que el pastoreo es una actividad determinante de la estructura vegetal, se espera que la riqueza, diversidad y dominancia no tengan diferencias muy grandes con respecto al tipo de manejo (exclusión de ganado vs pastoreo moderado). Se espera que el efecto

de la variación por tipo de vegetación sea más importante que el efecto por tipo de manejo (exclusión de ganado vs pastoreo moderado). Así mismo, se espera que las abundancias de la especie residente sean mayores en zonas de matorral, zonas con pastoreo moderado de ganado y en la etapa de inicio y fin de la temporada invernal, ya que al ser aves residentes tienen mayor ocupación en zonas con presencia de ganado moderado y matorrales por la presencia de recursos; y que al convivir estas aves residentes con aves migratorias a la mitad del invierno, las abundancias de las aves residentes disminuirían, sin embargo las abundancias para la especie migratoria serán mayores en pastizal-matorral, zonas de pastoreo moderado y al muestreo medio de la temporada de invierno, esto debido a que las aves migratorias se establecerán poco a poco al inicio de la temporada invernal y al final irán migrando poco a poco, así que a la mitad del invierno habrá mayor ocupación de hábitat por estas aves, así mismo buscarán hábitats con una presencia de vegetación de pastizal y matorral por la presencia de recursos y protección de depredadores. Con respecto a la condición de la salud, específicamente el índice de masa corporal se estableció la hipótesis de que debido a la calidad del hábitat y a la presencia de pastoreo moderado estos valores podrán ser menores en el muestreo intermedio en la temporada de invierno ya que hay una mayor competencia entre los individuos de las especies residentes y los individuos de las especies migratorias. También se estableció la hipótesis de que el índice de masa corporal sería mayor en sitios con pastoreo moderado y vegetación de pastizal y matorral, debido a la alta disponibilidad de recursos.

II. METODOLOGÍA

Sitio de estudio

El área donde se llevó a cabo el presente estudio se localiza en la zona altiplano del estado de San Luis Potosí, en el municipio de Vanegas, Ejido Estación Salado, dentro de la región terrestre prioritaria (RTP-080) para conservación de México denominada como Praderas del Tokio, que a su vez es Área Prioritaria para la Conservación de las Aves (Arizmendi *et al.* 2000). Esta región comprende parte sur del desierto Chihuahuense y la vegetación dominante incluye matorral desértico rosetófilo, matorral desértico micrófilo y pastizal gipsófilo. La primera de estas comunidades vegetales limita en las partes altas y escarpadas de los cerros, donde dominan los *Agave spp.* y *Yucca filifera*. El matorral desértico micrófilo es un matorral abierto con arbustos de hojas pequeñas con alturas de 1-1.5m, en donde la especie dominante es *Larrea tridentata*, pero se presentan otras como *Koeberlinea espinosa*, *Lycium berlandieri*, *Opuntia spp.* y el género *Yucca*. El pastizal gipsófilo está dominado por gramíneas que se desarrollan en suelos ricos en yeso, con una altura promedio de entre 10-20 cm y una cobertura de alrededor del 80%. La especie más dominante es *Bouteloua chasei* (CONABIO 2014).

La vegetación del sitio de estudio se caracteriza principalmente por la presencia de las siguientes gramíneas: navajilla salina (*Bouteloua chasei*), *Dalea gypsophila*, flor de cal (*Frankenia gypsophila*), mariola (*Parthenium incanum*), zacate de burro (*Scleropogon brevifolius*); y arbustos: cenizo (*Atriplex canescens*), abrojo (*Condalia ericoides*), cardón (*Cylindropuntia imbricata*), biznaga de barril (*Ferocactus wislizenii*), hoja sén (*Flourensia cernua*) abrojo (*Koeberlinia spinosa*), gobernadora (*Larrea tridentata*), cilindrillo (*Lycium berlandieri*), *Opuntia bulbispina*, *Opuntia kieiniae*, barchata (*Ziziphus obtusifolia*) y algunas especies arbóreas como mezquite (*Prosopis glandulosa*) y yuca (*Yucca filifera*).

En esta región destaca la presencia del perrito de la pradera mexicano (*Cynomys mexicanus*), por lo que dentro del sitio de estudio existen fragmentos de pastizal inscritos en el programa de pago por servicios ambientales y zonas que ya han sido delimitadas para la conservación de esta especie, impidiendo el acceso al ganado. Así mismo, existen pastizales con manejo de exclusión de ganado que no son ocupados por el perrito de la pradera, en los que destaca la presencia de algunas aves de pastizal residentes permanentes y migratorias (residentes de invierno). Dentro del sitio de estudio existen zonas de exclusión de ganado bien delimitadas, zonas con pastoreo moderado y zonas con pastoreo intenso. Para este estudio se tomaron en cuenta las zonas con pastoreo moderado donde hay presencia de arbustos alternada a la presencia de pastos cortos y largos. Tanto en los sitios de exclusión de ganado como en el pastoreo moderado se presentan gramíneas y arbustos y por lo tanto estos tipos de manejo se caracterizan por su equitatividad de especies vegetales, lo cual es importante debido a la variabilidad y tamaño de hábitat para las aves. Finalmente, se presentan zonas con pastoreo intenso, las cuales no fueron incluidas en el muestreo, en donde hay presencia de ganado, del cual destacan vacas y caballos, por lo que dicha actividad ha promovido la invasión de especies arbustivas, principalmente *L. tridentata*.

Colecta de medidas de Vegetación

Por cada sitio de muestreo se definieron 30 puntos al azar con ayuda de un sistema de información geográfica (QGIS 3.10). En cada uno de estos sitios se cuantificó el porcentaje de cobertura de herbáceas (PCH), dentro de un cuadrante de 1 m² dividido en 25 sub cuadrantes iguales y 16 intersecciones o nodos. Se contabilizaron el número de intersecciones con vegetación, lo cual genera un porcentaje de herbácea por sitio (Mostacedo y Fredericksen 2000).

Se midieron las siguientes variables de vegetación: densidad de herbácea, densidad de arbusto y densidad de árboles por el método de cuadrantes; cobertura de herbácea y cobertura de arbusto por la metodología de puntos de

intersección; y en cada uno de ellos se registró la altura de herbácea, ancho de herbácea, altura de arbusto, ancho de arbusto (Mostacedo y Fredericksen 2000).

Muestreo de aves

Se llevaron a cabo muestreos durante el invierno, entre octubre de 2019 y marzo de 2020. Se escogieron un total de 10 sitios con distinta estructura vegetal (pastizal, pastizal-matorral y matorral) y tipo de manejo (exclusión de ganado y pastoreo moderado); de los cuales se tuvieron:

- dos sitios con pastizal y exclusión de ganado,
- dos sitios con pastizal y pastoreo moderado,
- dos sitios de pastizal-matorral y exclusión de ganado,
- dos sitios con pastizal-matorral y pastoreo moderado,
- un sitio de matorral con exclusión de ganado y
- un sitio con matorral y pastoreo moderado.

En cada sitio, el muestreo se realizó con capturas con tres réplicas a través del tiempo y en cada sitio de muestreo (al inicio de noviembre-diciembre, intermedio en diciembre-enero y final de febrero a marzo de la temporada de muestreo).

En cada sitio se instalaron diez redes de niebla para captura de aves con dimensiones de 12m de longitud por 2.5m de altura, a una distancia no menor a 300 m de cualquier borde con hábitats diferentes para evitar efectos de borde. Se realizó un recorrido activo cada 45 minutos, donde el personal se colocaba a aproximadamente 200 m de las redes y caminaba, ahuyentando y dirigiendo las aves hacia las redes de niebla. Dichas redes permanecieron abiertas 6 horas, desde las 8:00 hasta las 14:00. Se hicieron revisiones periódicas, cada 30 minutos para evitar que las aves sufrieran algún tipo de daño en las redes.

Colecta de información de las aves

La identificación de las aves capturadas se llevó a cabo con el apoyo de guías ornitológicas (Sibley 2000; Pyle 1997). Posteriormente se registraron datos merísticos estándar propuestos por Pyle (1997): porcentaje de osificación del cráneo, edad, sexo, presencia/ausencia del cúmulo de grasa, presencia/ausencia de muda del plumaje, presencia/ausencia del parche de incubación, presencia/ausencia de protuberancia cloacal, longitud alar, longitud de la cola, longitud del culmen, longitud del tarso, longitud total, masa corporal, si se le tomó muestra de sangre o no al individuo. A las aves capturadas se les colocó un anillo ornitológico y se anotó el número del anillo de identificación; estas variables no fueron tomadas para el análisis estadístico, fueron importantes para la identificación de las especies en campo. Finalmente, todas las aves fueron liberadas en el sitio de captura. Se procuró llevar a cabo el procesamiento y liberación de cada uno de los individuos en no más de 30 min posterior a su captura. Para las capturas se utilizó un permiso de colecta científica expedido por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (permiso FAUT-0157).

Índice de masa escalado

El índice de masa escalado se estimó de acuerdo con Peig y Green (2009) para cada especie (*Amphispiza billineata* y *Spizella breweri*), el cual se basa en la proporción de una medida de masa corporal y una medida de longitud. En este caso se utilizó la masa corporal y la longitud del ala.

III. ANÁLISIS DE ESTADÍSTICO

Parámetros que determinan la Vegetación

Con el objetivo de identificar las variables con mayor contribución a la variación en la estructura vegetal, se implementó un Análisis de Componentes Principales contemplando las siguientes variables de vegetación: altura de herbácea, ancho de herbácea, altura de arbusto, ancho de arbusto, densidad de herbácea, densidad de arbusto, cobertura de herbácea, cobertura de arbusto y densidad de árboles. Se seleccionó un número reducido de componentes principales (3) tomando en cuenta que en conjunto explicaran un alto porcentaje de la variación en la estructura vegetal (>70%). Posteriormente, se examinaron los coeficientes para cada una de las variables en cada uno de estos componentes principales, para seleccionar a las variables con mayor contribución a estos componentes principales. Estas variables fueron utilizadas en un análisis posterior para definir grupos de vegetación con características estructurales similares de acuerdo a como se describe a continuación.

Se implementó un “cluster analysis” utilizando las variables más importantes identificadas previamente mediante el análisis de componentes principales. La finalidad de este análisis fue identificar un patrón de separación de grupos de acuerdo con su estructura vegetal. Finalmente, se verificó que estos grupos tuvieran una significancia ecológica de acuerdo con su estructura.

Parámetros de la comunidad de aves

Para los análisis de parámetros de comunidad se calcularon los índices de riqueza (S), diversidad (Shannon-Wiener), dominancia (Simpson) y similitud (Jaccard), para cada uno de los tipos de estructura vegetal previamente identificados mediante el “cluster analysis” (pastizal, pastizal-matorral, matorral), temporalidad

(inicio, medio, final) y por tipo de manejo (exclusión de ganado vs pastoreo moderado). Los valores de riqueza, diversidad, dominancia y similitud fueron calculados utilizando curvas de rarefacción mediante un re-muestreo MonteCarlo con base en el número de individuos (Gotelli y Colwell 2001). Estos análisis fueron realizados con el software EstimateS 9.1.0.

Abundancia de aves

Se llevó a cabo el análisis de abundancia de aves para una especie de ave residente permanente (*Amphispiza billineata*) y una especie migratoria, residente de invierno (*Spizella breweri*). Para esto se ajustaron modelos lineales generalizados (GLM) con distribución binomial negativa para evaluar los efectos del tipo de: 1) estructura vegetal (pastizal, pastizal-matorral, matorral), 2) temporalidad (inicio, medio y final) y tipo de manejo (exclusión de ganado y pastoreo moderado). Así, se ajustaron cinco modelos diferentes: (1) un modelo nulo sin variables explicativas; (2) un modelo que contempla la estructura vegetal (pastizal vs pastizal-matorral vs matorral) como predictor; (3) un modelo que contempla la temporalidad como predictor; (4) un modelo con tipo de manejo (pastoreo moderado vs exclusión) como predictor; y (5) un modelo global que incluyó todas las variables de los modelos anteriores. La finalidad de incluir un modelo nulo fue determinar si la ausencia de variables recibía mayor soporte que la inclusión de variables. Se realizó la comparación de modelos utilizando el Criterio de Información de Akaike, el cual permitió llevar a cabo un “ranqueo” de los modelos, ordenándolos desde el modelo que recibió mayor hasta el que recibió menor soporte por parte de los datos. Para este fin se utilizó la versión para tamaños de muestra pequeños del Criterio de información de Akaike (AICc), las diferencias de Akaike ($\Delta AICc$) y los pesos de Akaike (w_i). Siguiendo las recomendaciones de Burnham y Anderson (2002) se consideró que todos los modelos con valores de $\Delta AICc \leq 2$ son modelos equivalentes al modelo con mayor soporte. Adicionalmente, se calculó el parámetro de dispersión para el modelo global para verificar que no existiera sobredispersión de los datos; para los casos

en los que el parámetro de dispersión toma valores entre 0,75 y 1.4, se puede concluir que no existe sobredispersión (Korner-Nievergelt *et al.* 2015). Estos análisis se llevaron a cabo con las librerías MASS, bbmle y blmeco, en el programa R (R Developing Core Team 2019). Se calcularon los parámetros promediados a través de todos los modelos en una hoja de cálculo en el programa Excel, utilizando las fórmulas propuestas por Burnham y Anderson (2002), lo cual permitió considerar la incertidumbre entre modelos. Finalmente se generaron gráficas de las variables de respuesta en relación a los predictores.

Índice de masa escalado

Para este análisis se ajustaron los siguientes modelos: (1) un modelo nulo sin variables explicativas; (2) un modelo con los grupos de estructura vegetal; (3) un modelo con efectos de temporalidad; (4) un modelo con tipo de manejo y (5) un modelo global que incluye todas las variables de los modelos anteriores. En este caso, también se llevó a cabo el ordenamiento de los modelos con base en su soporte por parte de los datos, utilizando el Criterio de Información de Akaike, se generaron parámetros promediados y se graficaron las respuestas a las variables independientes, de manera similar a como se realizó para el análisis de abundancias. Sin embargo, en este caso se utilizó la distribución normal.

IV. RESULTADOS

Vegetación

El análisis de componentes principales mostró que el 78% de la variación acumulada estuvo explicada por los tres primeros componentes principales. Las variables de mayor influencia en estos componentes principales fueron: altura de herbáceas y de arbustos, ancho de herbáceas y de arbustos y densidad de herbáceas y de arbustos (Tabla 1). El análisis clúster mostró la formación clara de tres grupos (tipos de vegetación) bien delimitados (Figura 1), los cuales corresponden a pastizal, pastizal-matorral y matorral y están determinados principalmente por el porcentaje de cobertura y densidad de herbáceas y matorrales (Tabla 2). El grupo de pastizal está dominado por especies de pasto cortos, algunas especies con mayor presencia en este sitio son: *Bouteloua chasei*, *Flourensia cernua*, *Dalea gypsophilas*, *Scleropogon brevifolius* (Tabla 3). El grupo de pastizal-matorral estuvo dominado por las siguientes especies: *Flourensia cernua*, *Scleropogon brevifolius*, *Condalia warnockii*, *Larrea tridentata*, *Condalia ericoides*, *Bouteloua chasei*, *Frankenia gypsophila*, *Lycium berlandieri* y *Opuntia spp.* Finalmente, en el grupo dominado por especies de matorral se encontraron con mayor frecuencia las siguientes especies: *Flourensia cernua*, *Larrea tridentata*, *Opuntia spp.*, *Condalia warnockii*, *Ziziphus obtusifolia*, *Atriplex canescens* y *Cylindropuntia imbricata* (Tabla 3).

| Variable | CP 1 | CP 2 | CP 3 | CP 4 | CP 5 |
|---------------------|---------------|--------------|---------------|---------------|--------------|
| Altura.herbacea | 15.350 | 0.224 | 0.563 | 6.541 | 8.312 |
| Ancho.herbacea | 11.524 | 0.473 | 0.671 | 13.198 | 9.528 |
| Altura arbusto | 8.075 | 5.710 | 11.371 | 2.588 | 0.169 |
| Ancho.arbusto | 8.920 | 3.924 | 14.708 | 0.039 | 1.996 |
| Densida.herbacea | 10.757 | 8.881 | 0.021 | 3.314 | 4.288 |
| Densidad.arbusto | 11.285 | 3.648 | 0.286 | 6.818 | 15.983 |
| Cobertura.herbacea | 1.721 | 21.715 | 2.410 | 0.120 | 0.842 |
| Cobertura.arbusto | 1.721 | 21.715 | 2.410 | 0.120 | 0.842 |
| Densidad.arbol.ha | 3.587 | 6.273 | 17.706 | 5.442 | 0.157 |
| Frecab.herbacea | 9.451 | 12.020 | 0.421 | 0.082 | 3.256 |
| Frecab.arbusto | 10.522 | 2.286 | 1.672 | 13.348 | 14.372 |
| Proporcion.herbacea | 3.712 | 0.880 | 2.587 | 19.839 | 5.180 |
| Proporción.mantillo | 3.130 | 3.900 | 0.071 | 28.468 | 28.328 |
| Proporcion.suelo | 0.232 | 8.352 | 27.094 | 0.077 | 6.740 |

Tabla 1. Resultados del análisis de componentes principales. Se muestran los componentes principales (CP) en columnas, y en las celdas los coeficientes de correlación para cada variable en cada uno de los CP.

| | Cobertura herbáceas(promedio) | Cobertura de arbusto(promedio) | Desviación estándar | Densidad de herbáceas(promedio) | Densidad de arbustos(promedio) | Desviación estándar |
|--------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|----------------------------|--|---------------------------------------|----------------------------|
| Pastizal | 53 | 47 | 8.17 | 14 | 61 | 10.09 |
| Pastizal-matorral | 38 | 62 | 8.62 | 24 | 63 | 15.29 |
| Matorral | 23 | 77 | 1.43 | 34 | 66 | 15.35 |

Tabla 2. Porcentajes y coberturas de herbáceas y arbustos en sitios de pastizal, pastizal-matorral y matorral. Las coberturas están representadas en porcentajes y las densidades en número de individuos por ha.

| Orden | Familia | Especie | Número de individuos Exclusión de ganado | Número de individuos Presencia de ganado | Presencia en sitios | |
|--------------------------------|-----------------|-----------------------------------|--|--|---------------------|----------|
| Asterales | Asteraceae | <i>Flourensia cernua</i> | 673 | 661 | P, PM, M | |
| | | <i>Parthenium incanum</i> | 15 | 61 | P, PM | |
| Asparagales | Asparagaceae | <i>Yucca filifera</i> | 19 | 7 | P, PM, M | |
| Brassicales | Koeberliniaceae | <i>Koeberlinia spinosa</i> | 19 | 0 | P, PM, M | |
| Caryophyllales | Amaranthaceae | <i>Atriplex canescens</i> | 31 | 36 | P, PM, M | |
| | | Cactaceae | <i>Cylindropuntia imbricata</i> | 19 | 52 | P, PM, M |
| | | <i>Cylindropuntia leptocaulis</i> | 13 | 3 | P, PM, M | |
| | | <i>Ferocactus wislizenii</i> | 2 | 5 | M | |
| | | <i>Opuntia spp</i> | 70 | 125 | P, PM, M | |
| | | <i>Opuntia bulbispina</i> | 3 | 4 | PM, M | |
| | | <i>Opuntia kieiniae</i> | 1 | 0 | M | |
| | | Frankeniaceae | <i>Frankenia gypsophila</i> | 162 | 214 | P, PM, M |
| | Fabales | Fabaceae | <i>Dalea gypsophilas</i> | 158 | 349 | P, PM, M |
| | Poales | Poaceae | <i>Bouteloua chasei</i> | 109 | 22 | P, PM, M |
| Pasto corto | | | 888 | 1450 | P, PM | |
| <i>Scleropogon brevifolius</i> | | | 279 | 131 | P, PM, M | |
| Rosales | Rhamnaceae | <i>Condalia ericoides</i> | 33 | 39 | M | |
| | | <i>Condalia warnockii</i> | 112 | 0 | P, PM, M | |
| Solanales | Solanaceae | <i>Ziziphus obtusifolia</i> | 9 | 29 | P, PM, M | |
| | | <i>Lycium berlandieri</i> | 26 | 0 | P, PM | |
| Zygophyllales | Zygophyllaceae | <i>Larrea tridentata</i> | 144 | 39 | P, PM, M | |

Total: 21 especies, 11 familias

P: pastizal, PM: pastizal-matorral, M: matorral

Tabla 3. Número de individuos de especies vegetales por tipo de vegetación en el sitio de estudio en el ejido El Salado, San Luis Potosí.

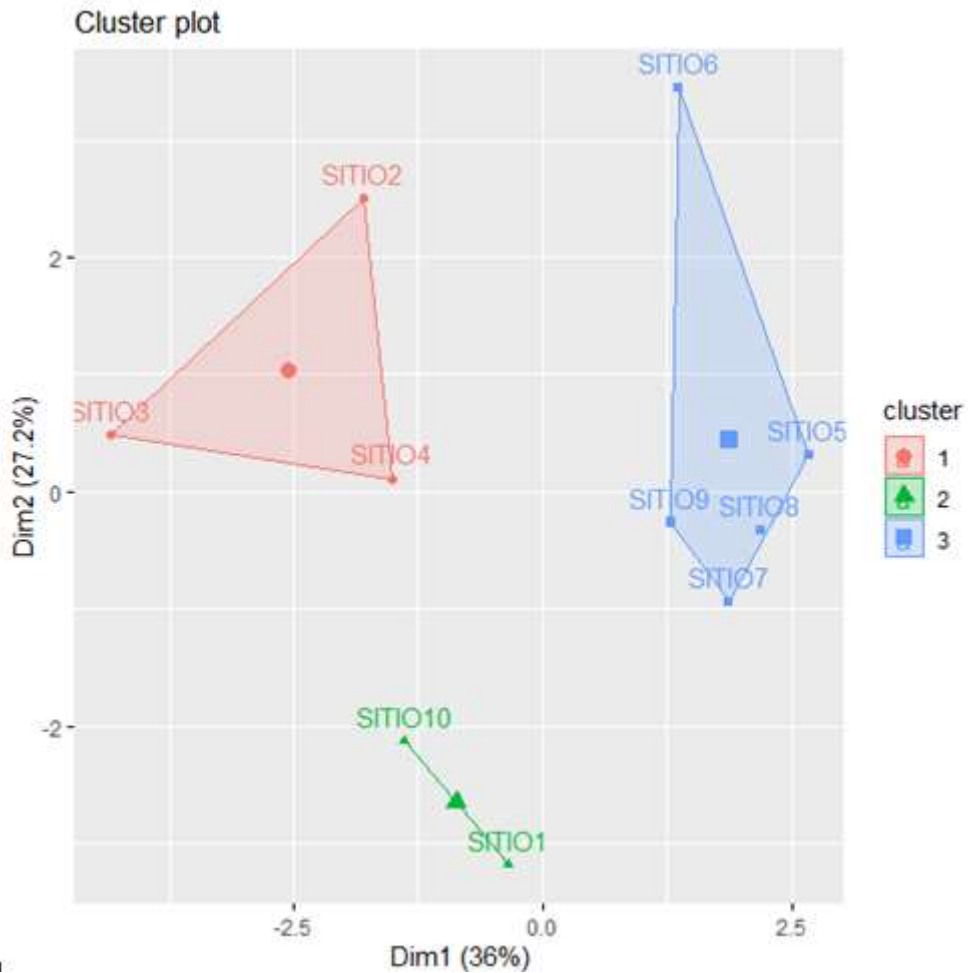


Figura 1. Análisis “cluster”. Se aprecia la presencia de tres grupos que se forman con base en las variables de estructura vegetal mencionados en la Tabla 1.

Capturas de aves

Durante la temporada de octubre 2019 a marzo 2020 se tuvieron un total de 328 capturas de aves. El muestreo incluyó 21 especies de aves de pastizal, 14 fueron residentes y 7 migratorias. De estos individuos 158 fueron capturados en zonas de exclusión de ganado y 170 en zona de pastoreo moderado. Con respecto al tipo de hábitat, 42 individuos fueron capturados en pastizales, 48 en pastizal-matorral y 238 en matorral (Tabla 4).

| Especie | Estatus migratorio | Tipo de manejo | | Tipo de hábitat | | | Temporalidad de muestreo | | |
|--|--------------------|---------------------|-------------------|-----------------|-------------------|----------|--------------------------|-------|-------|
| | | Exclusión de ganado | Pastoreo moderado | Pastizal | pastizal-matorral | Matorral | Inicio | Medio | Final |
| <i>Ammodramus savannarum</i> | Migratoria | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Amphispiza bilineata</i> | Residente | 45 | 69 | 9 | 19 | 86 | 60 | 17 | 37 |
| <i>Anthus spragueii</i> | Migratoria | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Auriparus flaviceps</i> | Residente | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Calamospiza melanocorys</i> | Migratoria | 51 | 41 | 12 | 0 | 80 | 3 | 73 | 16 |
| <i>Campylorhynchus brunneicapillus</i> | Residente | 4 | 11 | 0 | 3 | 12 | 6 | 3 | 6 |
| <i>Dryobates scalaris</i> | Residente | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Haemorhous mexicanus</i> | Residente | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Icterus parisorum</i> | Residente | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Lanius ludovicianus</i> | Residente | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Melospiza fusca</i> | Residente | 5 | 7 | 1 | 3 | 8 | 8 | 1 | 3 |
| <i>Oreoscoptes montanus</i> | Residente | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Passerculus sandwichensis</i> | Migratoria | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Peucaea cassinii</i> | Migratoria | 7 | 0 | 0 | 7 | 0 | 7 | 0 | 0 |
| <i>Poocetes gramineus</i> | Migratoria | 8 | 0 | 9 | 0 | 8 | 8 | 9 | 0 |
| <i>Spizella breweri</i> | Migratoria | 22 | 21 | 2 | 5 | 36 | 15 | 20 | 8 |
| <i>Spizella wortheni</i> | Migratoria | 0 | 1 | | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Thryomanes bewickii</i> | Residente | 6 | 1 | 0 | 4 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| <i>Toxostoma curvirostre</i> | Residente | 2 | 1 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> | Residente | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Zenaidura macroura</i> | Residente | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |

Tabla 4. Abundancias de diferentes especies de aves en el ejido El Salado, SLP registradas por tipo de manejo, tipo de hábitat (estructura vegetal) y temporada (inicio = octubre 2019, Medio = diciembre 2019, Final = febrero 2020) en pastizales en el ejido El Salado, San Luis Potosí. El muestreo se llevó a cabo mediante el uso de redes ornitológicas entre octubre 2019 y marzo 2020.

La riqueza de especies, diversidad y dominancia de aves fueron mayores en áreas con exclusión de ganado que en la zona de pastoreo moderado ($P < 0.05$, Tabla 5). Con respecto al tipo de estructura vegetal, la riqueza fue mayor en áreas de matorral ($P < 0.05$), sin embargo la diversidad fue mayor en pastizal-matorral ($P < 0.05$) y tanto la dominancia como la similitud fueron mayores en áreas de pastizal ($P < 0.05$, Tabla 6). En lo que respecta a la temporalidad (inicio vs medio vs

final) todos los parámetros de comunidad fueron mayores a finales de la temporada de muestreo $P < 0.05$, Tabla 7).

| Variable | Exclusión de ganado | Pastoreo moderado |
|-----------------------------|---------------------|-------------------|
| Riqueza (S) | 16 | 16 |
| Diversidad (Shannon-Wiener) | 1.9327 | 1.7618 |
| Dominancia (Simpson) | 0.7887 | 0.7512 |
| Similitud (Jaccard) | 0.6970 | 0.6354 |

Tabla 5 Parámetros de comunidad de aves en exclusión de ganado vs pastoreo moderado en el ejido El Salado, S.L.P. entre octubre 2019 y marzo 2020. Datos de rarefacción.

| Variable | Pastizal | Pastizal-Matorral | Matorral |
|-----------------------------|---------------|-------------------|-----------|
| Riqueza (S) | 8 | 12 | 17 |
| Diversidad (Shannon-Wiener) | 1.6374 | 1.8876 | 1.6707 |
| Dominancia (Simpson) | 0.7687 | 0.7610 | 0.7375 |
| Similitud (Jaccard) | 0.7874 | 0.7596 | 0.5896 |

Tabla 6. Parámetros de comunidad de aves en distintos tipos de vegetación (pastizal vs pastizal-matorral vs matorral) con base en su estructura vegetal en el ejido El Salado, S.L.P. entre octubre 2019 y marzo 2020. Los valores resaltados en negrillas representan el valor máximo de cada parámetro de la comunidad en los tres tipos de vegetación.

| Variable | Inicio | Medio | Final |
|-----------------------------|--------|--------|---------------|
| Riqueza (S) | 13 | 8 | 14 |
| Diversidad (Shannon-Wiener) | 1.7426 | 1.3439 | 1.8215 |
| Dominancia (Simpson) | 0.7029 | 0.6263 | 0.7443 |
| Similitud (Jaccard) | 0.6793 | 0.6462 | 0.6902 |

Tabla 7. Parámetros de comunidad de aves en distinta temporalidad inicio vs medio vs final en el ejido El Salado, S.L.P. entre octubre 2019 y marzo 2020.

Abundancias

Para la población de *Amphispiza. billineata* se contó con un total 102 registros, mientras que para *Spizella breweri* se obtuvieron 40.

El modelo global para *Amphispiza billineata* fue el que recibió mayor soporte por parte de los datos (Tabla 8) y ningún otro modelo recibió soporte equivalente al modelo global ($\Delta AIC > 2$). El valor obtenido para el parámetro de dispersión (1.4) indicó que no existe evidencia de sobredispersión. Con base en los parámetros promediados y sus errores estándar (Tabla 9), esta especie fue más abundante en áreas con presencia de pastoreo moderado que en exclusión de ganado (Figura 2) y tuvo mayor abundancia en áreas de matorral que en pastizal y pastizal-matorral (Figura 3) y al inicio y fin de la temporada de muestreo (Figura 4).

| Modelo | AICc | Δ AICc | Wi |
|---------------------------------|----------|---------------|--------|
| Estructura+Manejo+Tiempo | 119.8180 | 0 | 0.9999 |
| Estructura vegetal | 142.9912 | 23.1732 | <0.001 |
| Modelo nulo | 144.9942 | 25.1762 | <0.001 |
| Tiempo | 145.0124 | 25.1944 | <0.001 |
| Manejo | 145.8998 | 26.0818 | <0.001 |

Tabla 8. Comparación de modelos de regresión que explican la variación en la abundancia de *Amphispiza bilineata* en el ejido El Salado, SLP. Entre octubre 2019 y marzo 2020. AICc = Criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, Δ AICc=diferencias de Akaike, wi=pesos de Akaike.

| Parámetro | Nivel | Estimador | Error estándar |
|---------------------------|-------------------|-----------|----------------|
| Modelo nulo | Intercepto | 1.5824 | 0.3156 |
| Estructura vegetal | Pastizal-matorral | -0.6441 | 0.4717 |
| | Pastizal | -1.5824 | 0.6303 |
| Manejo | Pastoreo moderado | 0.32521 | 0.4861 |
| Temporalidad | Inicio | 0.4468 | 0.4851 |
| | Medio | -0.5724 | 0.5211 |

Tabla 9. Parámetros promediados y errores estándar para efectos que influyen la abundancia de *Amphispiza bilineata*. El muestreo se llevó a cabo en el ejido El Salado, SLP entre octubre 2019 y marzo 2020.

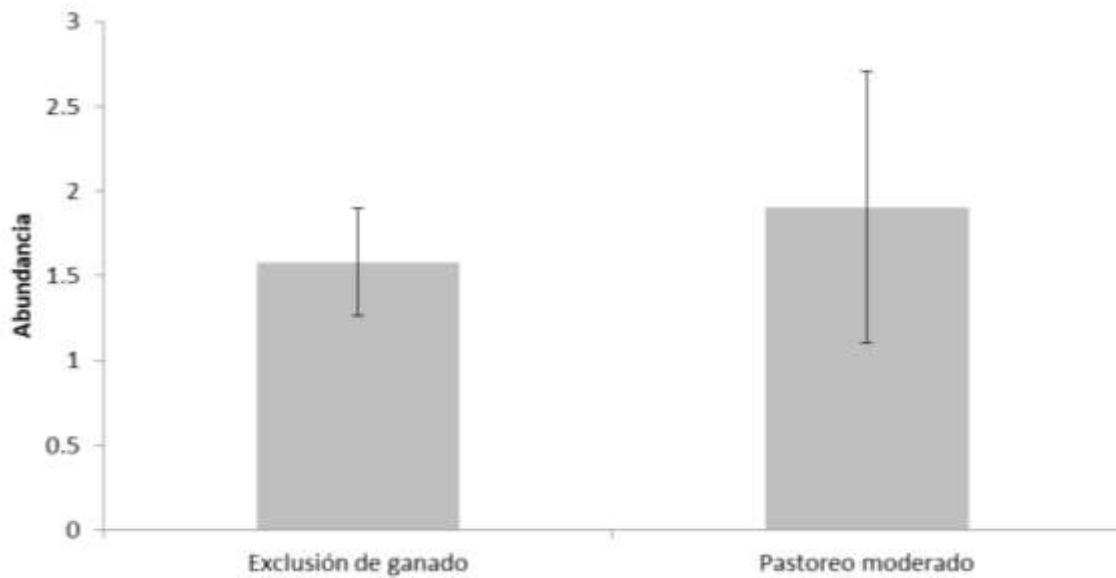


Figura 2. Efecto del tipo de manejo (exclusión de ganado vs pastoreo moderado) en la abundancia de *Amphispiza bilineata* en el ejido El Salado entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan el estimador de abundancia \pm un error estándar.

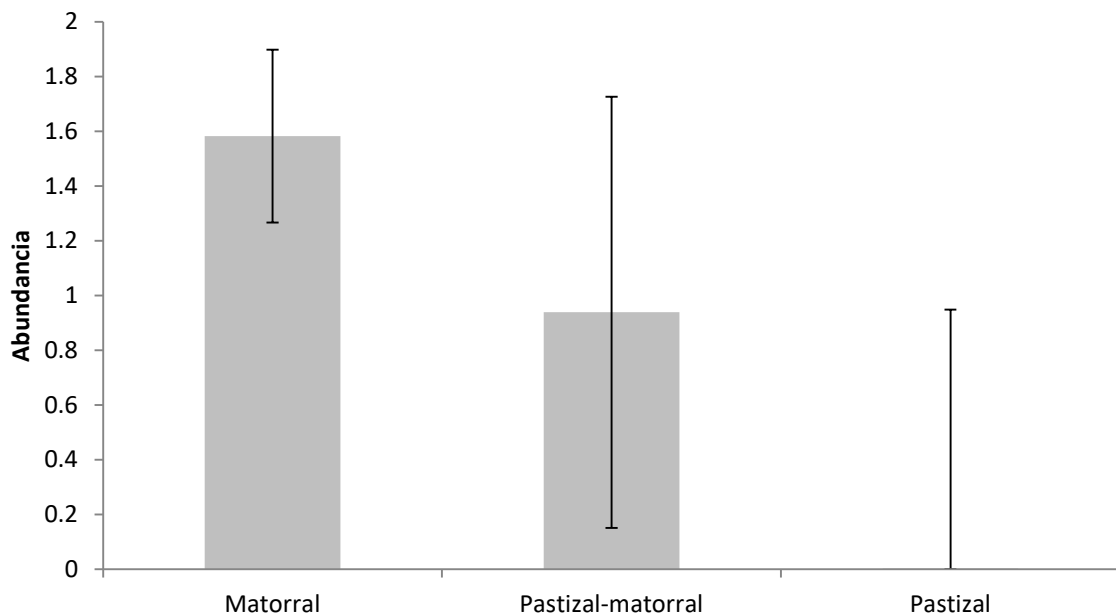


Figura 3. Efecto de la estructura vegetal (matorral vs pastizal-matorral vs pastizal) en la abundancia de *Amphispiza bilineata* en el ejido El Salado entre

octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar.

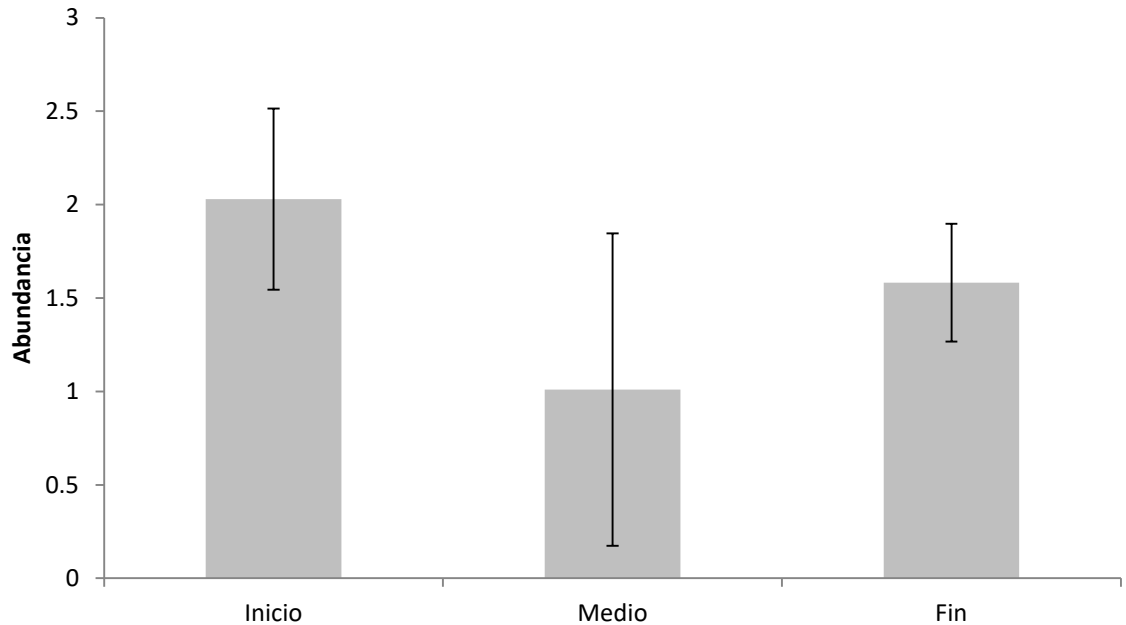


Figura 4. Abundancia de *Amphispiza bilineata* en diferentes momentos de la época de invierno en el ejido El Salado entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar.

El modelo que incluyó estructura vegetal para *Spizella breweri* fue el que recibió mayor soporte por parte de los datos, y ningún otro modelo fue equivalente a este modelo ($\Delta AIC > 2$, Tabla 10). El valor del parámetro de dispersión (1.0) no mostró evidencia de sobredispersión. Con base en los parámetros promediados y sus errores estándar (Tabla 11), esta especie presentó su mayor abundancia en el matorral-pastizal, abundancia intermedia en el pastizal y su menor abundancia en el matorral (Figura 5) y tuvo una abundancia mayor en el sitio de exclusión de ganado que en el pastoreo moderado (Figura 6).

| Modelo | AIC | ΔAIC | wi |
|---------------------------------|------------|-------------------------------|------------|
| Estructura vegetal | 96.3127 | 0 | 0.6764 |
| Modelo nulo | 98.9427 | 2.6300 | 0.1816 |
| Manejo | 100.6413 | 4.3286 | 0.0777 |
| Tiempo | 101.0176 | 4.7049 | 0.0643 |
| Estructura+Manejo+Tiempo | 120.2500 | 23.9373 | 4.2882E-06 |

Tabla 10. Comparación de modelos que explican la variación en la abundancia de *Spizella breweri* en el ejido El Salado, SLP. Entre octubre 2019 y marzo 2020. AICc = Criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, Δ AICc=diferencias de Akaike, wi=pesos de Akaike.

| Parámetro | Nivel | Estimador | Error estándar |
|---------------------------|-------------------|-----------|----------------|
| Modelo nulo | Intercepto | 0.584 | 0.3131 |
| Estructura vegetal | Pastizal-matorral | -1.5686 | 1.1415 |
| | Pastizal | -1.1632 | 1.2026 |
| Manejo | Pastoreo moderado | -0.3024 | 0.1104 |
| Temporalidad | Inicio | 0.4055 | 0.1141 |
| | Medio | 0.9163 | 0.1100 |

Tabla 11. Parámetros promediados y errores estándar para efectos que influyen la abundancia de *Spizella breweri*. El muestreo se llevó a cabo en el ejido El Salado, SLP entre octubre 2019 y marzo 2020.

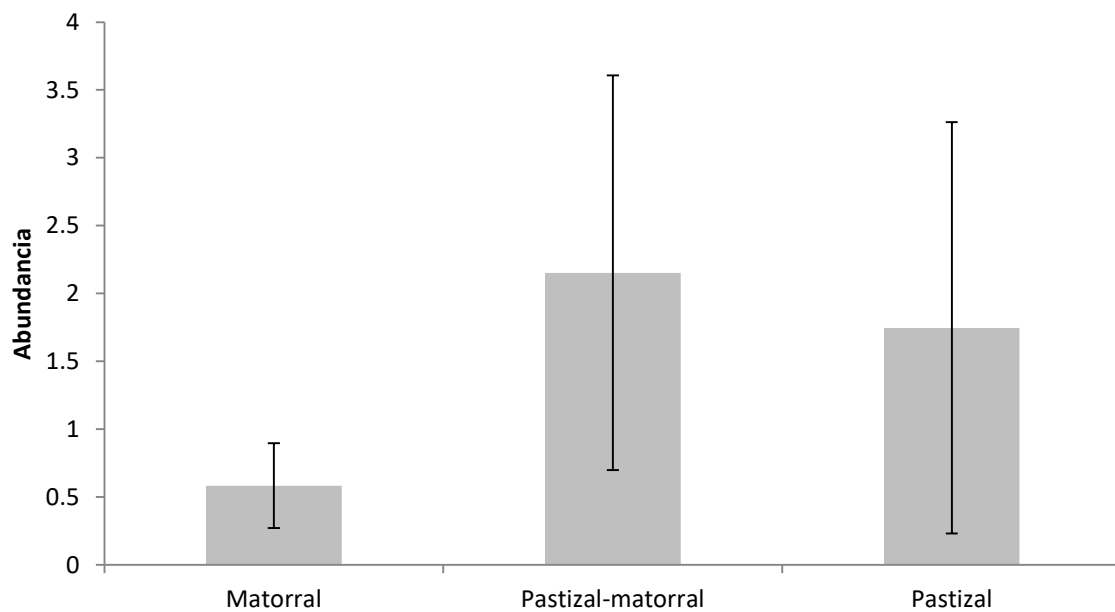


Figura 5. Efecto de la estructura vegetal (matorral vs pastizal-matorral vs pastizal) en la abundancia de *Spizella breweri* en el ejido El Salado entre octubre 2019 y

marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar.

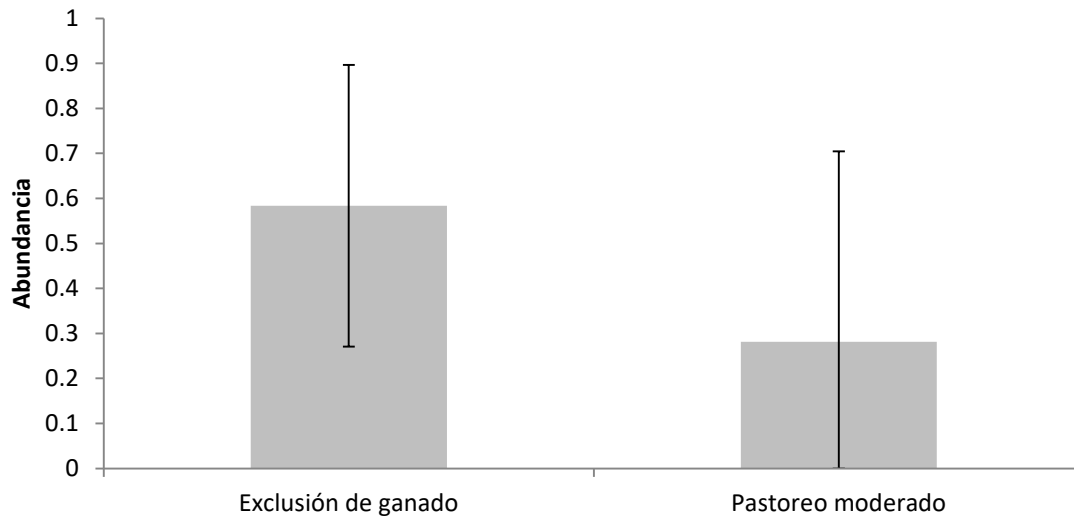


Figura 6. Efecto del tipo de manejo (exclusión de ganado vs pastoreo moderado) en la abundancia de *Spizella breweri* en el ejido El Salado entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar.

Índice de Masa Escalado

En lo que respecta al Índice de Masa Escalado, para *Amphispiza billineata*, el modelo que recibió mayor soporte por parte de los datos fue el que contenía a la temporalidad como variable explicativa (Tabla 12). Ningún otro modelo recibió soporte equivalente al mejor modelo ($\Delta AIC > 2$). Con base en los parámetros promediados y sus errores estándar (Tabla 13), el índice de masa escalado para estos individuos fue significativamente mayor al final de la temporada que al inicio y en la etapa intermedia (Figura 7).

| Modelo | AIC | Δ AIC | wi |
|------------------------------|----------------|--------------|------------|
| Tiempo | 460.482 | 0 | 0.9997 |
| Estructura | 476.882 | 16.4 | 0.0003 |
| Modelo nulo | 482.6872 | 22.2052 | 1.5069E-05 |
| Manejo | 502.9772 | 42.4952 | 5.9178E-10 |
| Estructura+Manejo +Tiempo | 1175.2 | 714.718 | 6.322E-156 |

Tabla 12. Comparación de modelos que explican la variación en el índice de masa corporal en *Amphispiza bilineata* en el ejido El Salado, SLP entre octubre 2019 y marzo 2020. AICc = Criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, Δ AICc=diferencias de Akaike, wi=pesos de Akaike.

| Parámetro | Nivel | Estimador | Error estándar |
|---------------------------|-------------------|-----------|----------------|
| Modelo nulo | Intercepto | 15.3161 | 0.3922 |
| Estructura vegetal | Pastizal-matorral | -0.9378 | 0.6574 |
| | Pastizal | 0.0013 | 0.0008 |
| Manejo | Pastoreo moderado | 0.0134 | 0.0571 |
| Temporalidad | Inicio | -2.7287 | 0.5089 |
| | Medio | -3.7175 | 2.1415 |

Tabla 13. Parámetros promediados y errores estándar para efectos que influyen la masa corporal en *Amphispiza bilineata*. El muestreo se llevó a cabo en el ejido El Salado, S.L.P. entre octubre 2019 y marzo 2020.

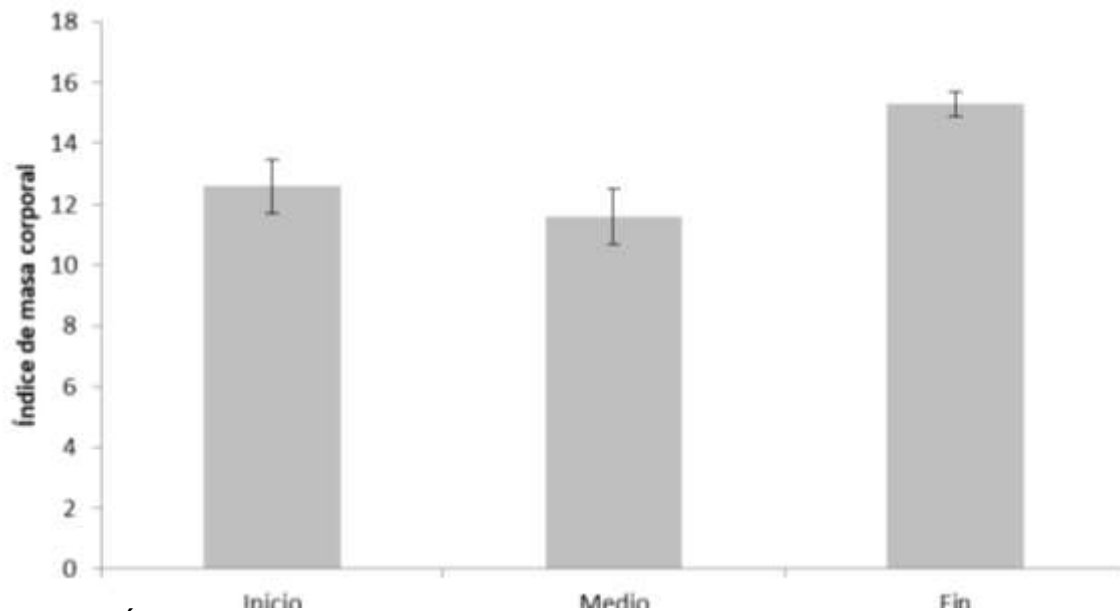


Figura 7. Índice de masa corporal en *Amphispiza bilineata* en el ejido El Salado en

diferentes momentos de la época de invierno entre octubre 2019 y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar.

Con respecto a *Spizella breweri*, el modelo que incluye a la estructura vegetal como variable explicativa recibió el mayor soporte de los datos (Tabla 14), y ningún otro modelo recibió soporte equivalente ($\Delta AIC > 2$). Con base en los parámetros promediados y sus errores estándar (Tabla 15) la tendencia para esta especie con respecto a la estructura vegetal refleja que el índice de masa corporal fue mayor en sitios donde predomina pastizal-matorral y menor en pastizal (Figura 8).

| Modelo | AIC | ΔAIC | wi |
|------------------------------|----------|--------------|--------|
| Nulo | 125.3438 | 0 | 0.9355 |
| Estructura | 126.6830 | 1.3391 | 0.4789 |
| Manejo | 127.3381 | 1.9943 | 0.3451 |
| Tiempo | 128.6855 | 3.3417 | 0.1760 |
| Estructura+Manejo +Tiempo | 158.822 | 33.4782 | <0.001 |

Tabla 14. Comparación de modelos que explican la variación en el índice de masa corporal en *Spizella breweri* en el ejido El Salado, SLP, entre octubre 2019 y marzo 2020. AICc = Criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, $\Delta AICc$ =diferencias de Akaike, wi=pesos de Akaike.

| Parámetro | Nivel | Estimador | Error estándar |
|--------------------|-------------------|-----------|----------------|
| NA | Intercepto | 10.7361 | 0.2114 |
| Estructura vegetal | Pastizal-matorral | 0.4464 | 0.5882 |
| | Pastizal | -0.7707 | 0.5882 |
| Manejo | Pastoreo moderado | -0.0267 | 0.3596 |
| Temporalidad | Inicio | 0.3541 | 0.5015 |
| | Medio | 0.0801 | 0.4602 |

Tabla 15. Parámetros promediados y errores estándar para efectos que influyen la masa corporal en *Spizella breweri*. El muestreo se llevó a cabo en el ejido El Salado, SLP entre octubre 2019 y marzo 2020.

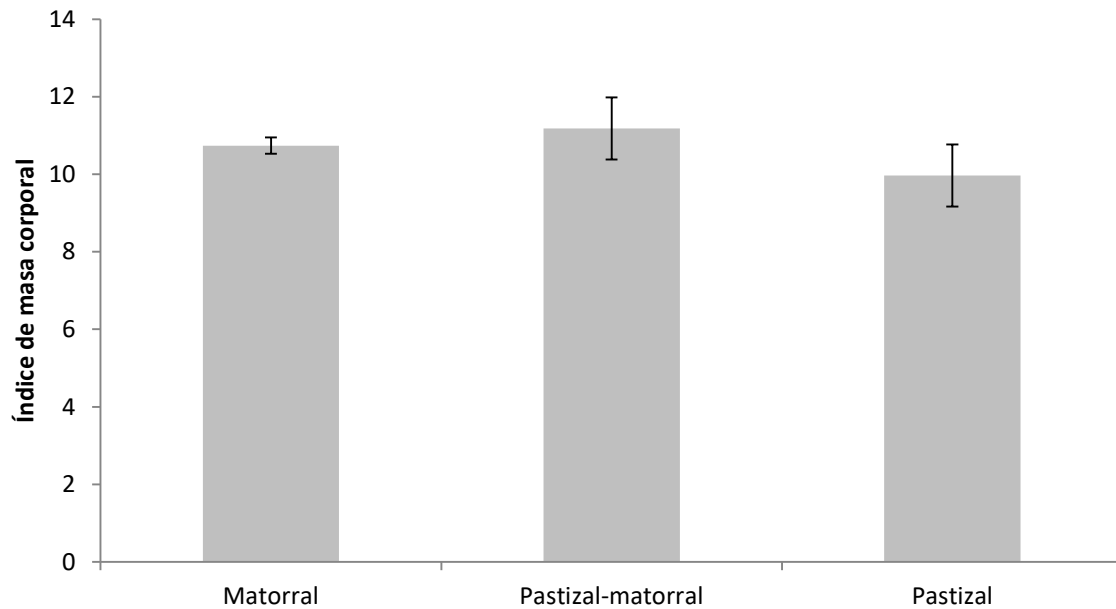


Figura 8. Índice de masa escalado en *Spizella breweri* en el ejido en diferentes tipos de estructura vegetal en invierno en el ejido el Salado entre octubre 2019

y marzo 2020. Las barras de error representan las medias estimadas de abundancia \pm un error estándar.

V. DISCUSIÓN

Existen efectos significativos de la estructura vegetal y manejo del pastoreo en algunos aspectos de la ecología de aves durante el invierno. La ecología de las aves también cambia a través del tiempo durante el invierno. A nivel de comunidad, un adecuado manejo de pastoreo moderado que no llegue a promover la dominancia de especies arbustivas es deseable. Esto permite un balance en la conservación de los pastizales, con una riqueza y diversidad vegetal que beneficia a las aves residentes y migratorias, ya que existen especies de aves como *Ammodramus savannarum*, *Passerculus sandwichensis* y *Pooecetes gramineus* que son especies sensibles al cambio de uso de suelo (Murphy 2003). *Pooecetes gramineus* presenta preferencia por hábitats con mayor densidad de pastos y cobertura de herbáceas de 60 % (Panjabi *et al.* 2010), *Passerculus sandwichensis*, *Calamospiza melanocorys* y *Peucaea cassinii* tienen preferencia por pastos largos (Panjabi *et al.* 2010), sin embargo, para *Amphispiza billineta* la presencia de ganado tiene efectos indirectos positivos, ya que sus abundancias se ven favorecidas con la presencia de ganado (Panjab, *et al.*, 2010). La presencia de pastoreo moderado con pastos altos es favorable para *Anthus spragueii*, *Calamospiza melanocorys* y *Ammodramus savannarum* y para *Peucaea cassinii* y *Passerculus sandwichensis* se han registrado efectos indirectos negativos. Finalmente, una especie que no responde o que muestra respuestas inciertas al pastoreo es *Spizella breweri* (Macías-Duarte y Panjabi 2013). Las abundancias de la especie residente fueron mayores en hábitats con presencia de pastoreo moderado con matorral y durante el invierno temprano (octubre 2019) y tardío (febrero 2020). En contraste, la especie migratoria fue más abundante en áreas con exclusión de ganado y presencia de pastizal-matorral. Finalmente, a nivel de individuos, la variable que más determinó el cambio en el índice de masa escalado fue el tipo de estructura vegetal, ya que los mayores valores de este índice fueron en pastizal-matorral y sus menores valores se registraron en el pastizal.

Los resultados del presente estudio muestran la importancia de un manejo del ganado adecuado en donde un pastoreo moderado o la exclusión promueven la presencia de una estructura vegetal que permite tener alta riqueza, diversidad y dominancia en la comunidad de aves. La presencia del ganado en densidades moderadas en la zona de estudio favorece una estructura de paisaje con una interspersión de manchones de gramíneas con manchones de matorral, sin que este último llegue a dominar todo el paisaje, y manchones mixtos, permitiendo así la presencia de algunas especies de aves migratorias como *Anthus spragueii*, *Calamospiza melanocorys* y *Ammodramus savannarum*, así como para aquellas que no responden al pastoreo como *Pooecetes gramineus* y *Spizella breweri* (Macías-Duarte y Panjabi 2013) que requieren este tipo de estructura mixta característica de una actividad de pastoreo moderado. Posiblemente este tipo de manejo promueve una estructura que contiene recursos alimenticios y refugio ante la presencia de depredadores, ya que la eliminación de arbustos aumenta la supervivencia de los gorriones al reducir la disponibilidad de perchas para los depredadores (Macías-Duarte y Panjabi 2013; Macias-Durte *et al.* 2017).

En consistencia con los resultados del presente estudio, trabajos previos han reportado una relación significativa entre la estructura vegetal en pastizales y la presencia de comunidades de aves migratorias (Agustine y Baker 2013). Estos autores también reportaron efectos importantes del manejo el cual influye en la estructura vegetal. Así, la presencia de especies de gorriones insectívoros de cuerpo pequeño (*Ammodramus spp.*), alondras omnívoras (*Calamospiza melanocorys*) y gorriones vespers (*Pooecetes gramineus*) se asocia a zonas con una estructura vegetal predominante de pastizal. Otras especies como *Ammodramus savannarum*, *Passerculus sandwichensis* y *Pooecetes gramineus* son sensibles al cambio de uso de suelo (Murphy 2003). El gorrion de cola blanca (*Pooecetes gramineus*) tiene preferencia por mayor cobertura de pastos de mayor altura, por lo que no prefiere pastizales cortos y tiende a presentar mayor densidad en áreas con cobertura del 60% de pastos (Panjabi *et al.* 2010). Otras especies que también tienen preferencia por habitas con mayor cobertura y altura de pastos

son el gorrión sabanero (*Passerculus sandwichensis*), zacatonero de cassin (*Peucaea cassinii*) (Macías-Duarte *et al.* 2010), el gorrión alas blancas (*Calamospiza melanocorys*) y gorrión sabanero (*Passerculus sandwichensis*) (Panjabi *et al.* 2010). Específicamente, *Passerculus sandwichensis* prefiere coberturas mayores al 50% de pasto (Panjabi *et al.* 2010). Así, la conservación de aves migratorias de pastizal requiere de áreas con pastoreo moderado y estructura vegetal mixta. El hallazgo del presente estudio de la mayor riqueza de gorriones en pastizal y pastizal-matorral es consistente con los reportes de Macias-Duarte *et al.* (2017).

Otra variable de estudio fue la presencia de ganado. Barzan *et al.* (2021) confirmaron que la presencia de ganado tiene un efecto negativo significativo sobre la abundancia y riqueza de especies de aves, sin embargo, este efecto depende de la intensidad del pastoreo, ya que una actividad de pastoreo intermedia o moderada es apropiada para mantener la abundancia y riqueza de aves, mientras que la alta intensidad de pastoreo se asocia con abundancias y riquezas reducidas de aves (Barzan *et al.* 2021). Estos autores también reportaron que una baja intensidad de pastoreo se asocia con riquezas reducidas de especies de aves. Así, la evidencia sugiere que mantener actividades de pastoreo con intensidad moderada es favorable para la abundancia y riqueza de aves. Históricamente en los pastizales del norte de México habitaban especies de herbívoros (Leopold 1959), entre los que destacaban bisontes (*Bison bison*), borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) y venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), los cuales mantenían un hábitat adecuado para las aves de pastizal que se caracterizaba por su heterogeneidad ambiental, por lo que la presencia de la actividad del pastoreo moderado que se presenta actualmente es similar al efecto que tenían estos herbívoros.

A nivel poblacional, las abundancias registradas para la especie residente fueron consistentes con la hipótesis de este estudio, en donde se esperaban mayores abundancias en zonas de matorral, zonas con pastoreo moderado y durante el

invierno temprano y tardío. Por otro lado las abundancias para la especie migratoria fueron mayores en pastizal-matorral, zonas de pastoreo moderado y al muestreo medio de la temporada. Estos resultados también son consistentes con estudios previos que reportan que *Amphispiza bilineata* presenta una preferencia por zonas de pastoreo (Bock *et al.* 1984). La abundancia de esta especie es mayor en pastos nativos (Flanders *e. al.* 2006). Sin embargo, para *Spizella breweri* otros estudios reportan mayores abundancias en áreas con presencia de pastoreo (Bock *et al.* 1984). Sin embargo, para la temporalidad no se cuenta con datos de estudios previos que puedan ayudar a sustentar la hipótesis planteada.

Con respecto al estado de salud, se tenía la hipótesis de que estos valores podrían ser menores en el muestreo intermedio, en el que hay una mayor competencia entre los individuos, debido a que los individuos de las especies migrantes ya están totalmente compartiendo el hábitat con los individuos de las especies residentes. Esta hipótesis se cumplió para la especie residente, para la cual el índice de masa escalado fue mayor al inicio (octubre 2019) y final (febrero 2020) del invierno. Para la especie migratoria, se esperaba que el índice de masa escalado fuera mayor en sitios con pastoreo moderado y vegetación de pastizal y matorral, debido a la disponibilidad de recursos, sin embargo, el efecto del manejo del hábitat, tipo de vegetación y temporalidad sobre el índice de masa escalado no fueron significativos. Para el caso de la especie residente, el resultado se atribuye a la cantidad de recursos que comparten con las especies migratorias, por otro lado, este es el primer estudio que reporta valores de índice de masa escalado para *Spizella breweri*, por lo que podrán servir para futuras investigaciones como valores de referencia. Esta especie tuvo sus mayores valores para el índice de masa escalado en sitios con vegetación de pastizal-matorral, en donde sus abundancias también fueron las mayores, lo que permite concluir que la especie es beneficiada por la presencia de pastos y arbustos, donde posiblemente existe una mayor abundancia de recursos que les permiten mantener un estado de salud óptimo.

En general, los resultados de este estudio fueron consistentes con las hipótesis. Así, se puede concluir que el tipo de manejo y la estructura vegetal son los factores de mayor importancia para determinar los parámetros de poblaciones y comunidades de aves. El pastoreo moderado asemeja al efecto de grandes herbívoros que históricamente habitaron la región y por lo tanto permite mantener una estructura vegetal ideal para las especies de aves nativas, tanto residentes como migratorias, ya que estas especies dejaban efectos a su paso, sin embargo tardaban en regresar a los sitios, lo cual posiblemente permitía la recuperación de las zonas, distinto al pastoreo intensivo que es en un mismo sitio de manera permanente. Estos resultados son útiles para implementar un manejo sustentable, en el cual el efecto del pastoreo sea moderado para el cuidado del hábitat, el mantenimiento de servicios ecosistémicos y el uso adecuado del ganado en esta zona que de manera simultánea proporcione las condiciones adecuadas para las aves y los modos de vida de los pobladores locales.

Por otro lado, para complementar los hallazgos de este trabajo, es importante implementar estudios de mayor duración tanto para incrementar tamaños de muestra para estas y otras especies, como para evaluar tendencias interanuales, la relación con factores climáticos y evaluar aspectos como tasas de retorno, supervivencia de aves migratorias, ocupación de hábitat, patrones de movimiento a través del paisaje por especie, tipo de alimentación, etc. También es importante evaluar el efecto de la carga del ganado sobre el ecosistema y la avifauna. Sin embargo, en un principio, los hallazgos del presente estudio sugieren que se puede optar por implementar en la zona un correcto manejo mixto con ganado y especies que históricamente se distribuían en la región, como el bisonte americano, venado cola blanca y borrego cimarrón. Sin duda esto promovería la conservación de los pastizales para aves residentes y migratorias de invierno, permitiendo seguir ofreciéndoles un sitio con alta calidad y estructura vegetal adecuada para su estancia durante esta temporada.

El manejo del ganado de manera sustentable, donde el impacto del pastoreo sea de tal magnitud que permita al hábitat recuperarse en poco tiempo, es de gran

importancia por los efectos que genera sobre el medio ambiente y la vida silvestre, este estudio se enfocó en el impacto de la ganadería sobre la estructura vegetal en sitios que son ocupados como hábitats para aves residentes y migratorias, aunque es una importante y novedosa aportación en el sitio de estudio aún falta por evaluar aspectos como la supervivencia, estado de salud, etc. Esta información permitirá conocer estrategias de manejo del pastoreo para proveer hábitat de calidad para estas especies de aves migratorias y residentes. Tanto las exclusiones como el pastoreo moderado proveen hábitat adecuado. El pastoreo moderado y las exclusiones permiten mantener en la zona un tipo de estructura vegetal predominada por pastizal-matorral, en la que se registraron los mejores resultados para las especies de aves. Dentro de estas áreas existen variaciones internas de vegetación que forman una interspersión de manchones de pastizal y matorral, los cuales son aparentemente favorables para las aves, permitiendo la presencia de una variedad de hábitats para proveer condiciones apropiadas para una riqueza considerable de especies. Simultáneamente, este tipo de manejo puede proveer oportunidades para que los pobladores locales tengan actividades que les sostengan su estilo de vida. Si este tipo de manejo de pastoreo se mantiene en la zona, probablemente se seguirá proporcionando un hábitat adecuado para que las especies migratorias de pastizal retornen cada año a este sitio y también pueda generar más aportes a los servicios ecosistémicos en esta zona, así como un modo de ingreso para la población del ejido el salado. Finalmente, los resultados de este estudio son lo suficientemente robustos que permiten concluir que este modelo podría aplicarse a otros sitios en el desierto chichuahense.

VI. BIBLIOGRAFÍA

- Augustine D. J., y Baker B. W. (2013). *Associations of grassland bird communities with black-tailed prairie dogs in the North American Great Plains*. Conservation Biology, 27(2), 324-334. <https://doi.org/10.1111/cobi.12013>
- Arizmendi C., y Márquez-Valdelamar L. (2000). Áreas de importancia para la conservación de las aves en México (AICA). Cipamex-Conabio-CCN-FMCN, México.
- Askins R. A. Chávez-Ramírez F., Dale B. C., Haas C. A., Herkert J. R., Knopf F. L., y Vickery P. D. (2007). *Conservation of grassland birds in North America: understanding ecological processes in different regions:* Report of the AOU Committee on Conservation". *Ornithological Monographs*, iii-46.
- Bael S. A. V., Philpott S. M., Greenberg R., Bichier P., Barber N. A., Mooney K. A., y Gruner D. S. (2008). *Birds as predators in tropical agroforestry systems*. Ecology, 89(4), 928-934.
- Barzan F. R., Bellis L. M., y Dardanelli S. (2021). *Livestock grazing constrains bird abundance and species richness: A global meta-analysis*. Basic and Applied Ecology, 56, 289-298
- Blancher P. (2003). *Importance of North America's grasslands to birds. Report to the Commission for Environmental Cooperation. Montreal, Canada..* [www. bsc-eoc.org/grassbirds rpt.html](http://www.bsc-eoc.org/grassbirds rpt.html).
- Bock C. E., Bock J. H., Kenney W. R., y Hawthorne V. M. (1984). *Responses of birds, rodents, and vegetation to livestock exclosure in a semidesert grassland site*. Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives, 37(3), 239-242.
- Burnham K. P., Anderson D. R., (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, New York.
- Comer P. J., Hak J. C., Kindscher K., Muldavin E., and Singhurst J. (2018). *Continent-Scale Landscape Conservation Design for Temperate Grasslands of the Great Plains and Chihuahuan Desert*. Natural Areas Journal 38:196–211.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (2014). *La biodiversidad en Chihuahua: Estudio de Estado*. Disponible en: http://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/pdf/Chihuahua_Final_Web.pdf

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (2022). Obtenido de <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/pastizales>

Derner, J.D., and G.E. Schuman. (2007). *Carbon sequestration and rangelands: A synthesis of land management and precipitation effects*. J. Soil Water Conserv. 62:77–85.

Desmond M. J., Young K. E., Thompson B. C., Valdez R., y Lafón-Terrazas A. (2005). *Habitat associations and conservation of grassland birds in the Chihuahuan desert region: two case studies in Chihuahua* (pp. 439-451). New York: Oxford University Press.

Dinerstein E., Olson D., Atchley J., Loucks C., Contreras-Balderas S., Abell R., Iñigo E., Enkerlin E., Williams C. y Castilleja G. (2000). *Ecoregion-based conservation in the Chihuahuan Desert: a biological assessment*. World Wildlife Fund.

Ehrlich P., Dobkin D. S., Wheye D. (1988). *Birder's handbook*. Simon and Schuster.

Flanders A. A., Kuvlesky Jr W. P., Ruthven III D. C., Zaiglin R. E., Bingham R. L., Fulbright T. E., y Brennan L. A. (2006). *Effects of invasive exotic grasses on south Texas rangeland breeding birds*. *The Auk*, 123(1), 171-182.

Fuhlendorf S. D., Harrell W. C., Engle D. M., Hamilton R. G., Davis C. A., y Leslie Jr D. M. (2006). *Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing*. *Ecological applications*, 16(5), 1706-1716.

Gori D.F., Enquist C. A. F.. (2003). *An Assessment of the Spatial Extent and Condition of Grasslands in Central and Southern Arizona, Southwestern New Mexico and Northern Mexico*. The Nature Conservancy, Arizona Chapter. 28 pp.

Gotelli N. J., y Colwell R. K. (2001). *Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness*. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.

- Gregory R. D., Willis S. G., Jiguet F., Voříšek P., Klvaňová A., Van Strien A. y Green R. E. (2009). *An indicator of the impact of climatic change on European bird populations*. PloS one, 4(3), e4678.
- Jing Z., Cheng J., Su J., Bai Y. y Jin J. (2014). *Changes in plant community composition and soil properties under 3-decade grazing exclusion in semi-arid grassland*. Ecol. Eng. 64:171–178.
- Karp D. S., Mendenhall C. D., Sandí R. F., Chaumont N., Ehrlich P. R., Hadly E. A., y Daily G. C. (2013). *Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield*. Ecology letters, 16(11), 1339-1347.
- Korner-Nievergelt F., Roth T., Felten S.V., Guelat J., Almasi B., Korner-Nievergelt P., (2015). *´blmeco´Data Files and Functions Accompanying the Book Bayesian Data Analysis in Ecology using R, BUGS and Stan*. Elsevier, New York.
- Leopold, A. S. (1959). *Wildlife of Mexico: the game birds and mammals*. Univ of California Press.
- Macías-Duarte A., Panjabi A. y Levandoski G. (2011). *Wintering Grassland Bird Densities in Chihuahuan Desert Grassland Priority Conservation Areas, 2007-2011*. Rocky Mountain Bird Observatory
- Macías-Duarte A. y Panjabi A. O. (2013). *Association of habitat characteristics with winter survival of a declining grassland bird in Chihuahuan Desert grasslands of Mexico*. The Auk, 130(1), 141-149.
- Macías-Duarte A., Panjabi A. O., Strasser E. H., Levandoski G. J., Ruvalcaba-Ortega I., Doherty P. F., y Ortega-Rosas C. I. (2017). *Winter survival of North American grassland birds is driven by weather and grassland condition in the Chihuahuan Desert*. Journal of Field Ornithology, 88(4), 374-386.
- McSherry M. E. y Ritchie M.E. (2013). *Effects of grazing on grassland soil carbon: A global review*. Glob. Change Biol. 19:1347–1357.
- Mostacedo B. y Fredericksen T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal* (Vol. 87). Santa Cruz, Bolivia: Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOS).
- Murphy M. T. (2003). *Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States*. The Auk, 120(1), 20-34.

Murray C., Minderman J., Allison J. y Calladine J. (2016). *Vegetation structure influences foraging decisions in a declining grassland bird: the importance of fine-scale habitat and grazing regime*. *Bird Study*, 63(2), 223-232.

North American Bird Conservation Initiative (NABCI). (2016). *The State of the Birds 2016*. U.S. Department of Interior, Washington D.C.

Panjabi A., Youngberg E. y Levandoski G. (2010). *Wintering Grassland Bird Density in Chihuahuan Desert Grassland Priority Conservation Areas, 2007-2010*. Rocky Mountain Bird Observatory, Brighton, CO, RMBO Technical Report I-MXPLAT-08-03. 83 pp.

http://rmbo.org/v3/Portals/0/Documents/International/Chihuahuan_Desert_Wintering_Grassland_Bird_Tech_Report_2010_FINAL.pdf

Pyle P. (1997). *Identification guide to North American birds: a compendium of information on identifying, ageing, and sexing" near-passerines" and passerines in the hand*. Slate Creek Press

Pool D. B., Panjabi A. O., Macias-Duarte A., Solhjem D. M. (2014). *Rapid expansion of croplands in Chihuahua, Mexico threatens declining North American grassland bird species*, *Biological Conservation*, Volume 170, Pages 274-281, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.019>.

Qu T., Du W., Yuan X., Yang Z., Liu D., Wang D. y Yu L. (2016). *Impacts of grazing intensity and plant community composition on soil bacterial community diversity in a steppe grassland*. *PLoS One* 11:e0159680.

Reeder J.D., Schuman G. E., Morgan J. A. y LeCain D.R. (2004). *Response of organic and inorganic carbon and nitrogen to long-term grazing of the shortgrass steppe*. *Environ. Manage.* 33:485–495.

Samson F. y Knopf F. (1994). *Prairie conservation in North America*, *BioScience*, Volume 44, Issue 6, Pages 418–421, <https://doi.org/10.2307/1312365>

Sauer J. R., Niven D. K., Hines J. E., Ziolkowski D. J., Pardieck K. L., Fallon J. E., y Link W. A. (2017). *The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966-2015*. Version 2.07.2017. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD.

Sibley D. (2000). *The Sibley guide to birds*. New York: Alfred A. Knopf.

- Stavi I., Ungar E. D., Lavee H., y Sarah P. (2008). *Grazing-induced spatial variability of soil bulk density and content of moisture, organic carbon and calcium carbonate in a semi-arid rangeland*. *Catena* 75:288–296. doi:10.1016/j.catena.2008.07.007
- Steffens M., Kölbl A., Totsche K. U., y Kögel-Knabner I. (2008). *Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (P.R. China)*. *Geoderma* 143:63–72
- Stiles F. G. (1978). *Ecological and evolutionary implications of bird pollination*. *American Zoologist*, 18(4), 715-727.
- Stotz D. F., Fitzpatrick J. W., Parker T. A. y Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press.
- Vickery P. D., Tubaro P. L., Silva J. M. C. D., Peterjohn B. G., Herkert J. R. y Cavalcanti R. B. (1999). *Conservation of grassland birds in the western hemisphere*. *Studies in Avian Biology* 19:2-26.