

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



EFFECTO DE UN PASTOREO NO SELECTIVO Y CORTE SOBRE LA
PRODUCTIVIDAD, ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN
ZACATAL DE *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth

Tesis

Que presenta SAIT JUANES MÁRQUEZ

como requisito parcial para obtener el Grado de
DOCTOR EN PRODUCCIÓN AGROPECUARIA

Torreón, Coahuila

Septiembre 2025

EFFECTO DE UN PASTOREO NO SELECTIVO Y CORTE SOBRE LA
PRODUCTIVIDAD, ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN ZACATAL DE
Amelichloa clandestina (Hack.) Arriaga & Barkworth

Tesis

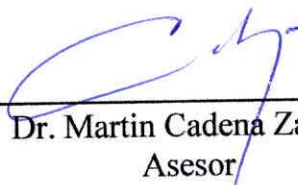
Elaborada por SAIT JUANES MÁRQUEZ como requisito parcial para
obtener el grado de Doctor en Ciencias en Producción Agropecuaria con la
supervisión y aprobación del Comité de Asesoría



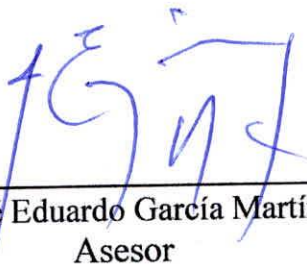
Dr. Perpetuo Álvarez Vázquez
Director de Tesis



Dr. Miguel Ángel Mellado Bosque
Asesor



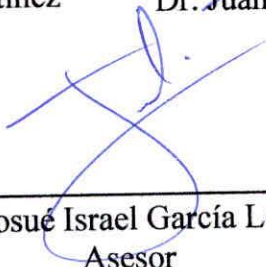
Dr. Martin Cadena Zapata
Asesor



Dr. José Eduardo García Martínez
Asesor



Dr. Juan Antonio Encina Domínguez
Asesor



Dr. Josué Israel García López
Asesor



Dra. Dalia Ivette Carrillo Moreno
Jefe del Departamento de Postgrado



Dr. Antonio Flores Naveda
Subdirector de Postgrado

AGRADECIMIENTOS

A mi *Alma Mater*, por la oportunidad que me brindo para llevar a cabo mis estudios.

Mis más sinceros agradecimientos al *Dr. perpetuo Álvarez Vázquez*, mi asesor de tesis, por su incondicional apoyo en cada una de las etapas de este proceso, por ofrecernos sus valiosos consejos y por compartir sus vivencias y enseñanzas que sin duda me han cambiado para bien como persona y como profesional.

Agradezco de manera especial Al *Dr. Juan Antonio Encina Domínguez* por los consejos dados, consultas y la orientación brindada que me ayudaron a terminar este trabajo.

Al *Dr. Miguel Mellado Bosque* por la dedicación brindada a este grupo de trabajo, así como también por los consejos y acompañamientos dados a las sesiones de revisión.

Al *Dr. José Eduardo García* agradezco por el apoyo en la elaboración de este trabajo, así como en la dedicación profesional y el tiempo en la corrección de este trabajo.

Agradezco al *Dr. Martín Cadena Zapata* por los consejos brindados, así como el apoyo de equipo y la asesoría en la elaboración de este trabajo.

Al *Dr. Josué Israel García López* por guiarme, orientarme y darme sus valiosas recomendaciones en el transcurso del desarrollo de este trabajo.

A *Sra. Aurelia Nájera*, agradezco por el apoyo ofrecido en los procesos administrativos durante mis estudios de posgrado.

Al **SECIHTI** por el apoyo financiero para realizar mis estudios de posgrado.

Un agradecimiento muy especial para todas las personas que me han brindado su apoyo, de forma incondicional cuando lo he necesitado. En especial agradezco a aquellos que me ofrecieron su ayuda, así como también a todos los que pusieron su granito de arena para que esta investigación se realice de una manera adecuada.

DEDICATORIA

A MI MADRE

Esmeralda Márquez Márquez

*Por siempre darme su apoyo incondicional en cada etapa de mi vida,
por haberme dado la vida y en ella la capacidad de superarme,
y sobre todo por el amor que siempre me has brindado
Gracias mama*

A MI FAMILIA

*Las personas más importantes en mi vida mi familia,
agradezco por todo el apoyo incondicional,
que me brindan en cada momento,
gracias a todos.*

CERTIFICADO DE ACEPTACIÓN Y ENVÍO DE ARTÍCULOS

Aceptación del artículo No. 1

Envío y en revisión de artículo No. 2

Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca



Submissions

My Queue 1

Archives

Help

My Assigned

Filters

New Submission

14567

Juanes Marquez et al.

Changes in the plant composition of an Amelichloa clandestina (Ha...

Submission

View

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	III
DEDICATORIA.....	IV
ÍNDICE GENERAL	VI
ABSTRACT	VIII
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivo general	3
1.2 Objetivos específicos	3
1.3 Hipótesis.....	3
2. REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1 Pastizal de <i>Amelichloa clandestina</i> (Hack.) Arriaga & Backworth.....	4
2.2 Pastizales de México	6
2.3 Diversidad y riqueza de especies	7
2.4 Importancia del forraje en pastizales.....	8
2.4.1 Métodos de estimación de biomasa	8
2.5 Factores que afecta el rebrote.....	9
2.5.1 Meristemas de crecimiento	10
2.5.2 Precipitación y humedad.....	10
2.5.3 Temperatura y radiación solar	10
2.5.4 Frecuencia e intensidad del pastoreo	11
2.6 Relación planta:animal.....	11
2.7 Sistemas de pastoreo	12
2.7.1 Pastoreo racional Voisin	13
2.7.2 Pastoreo no selectivo	14
2.7.3 Pastoreo holístico	15
2.8 Efecto del pastoreo en los pastizales.....	16
2.8.1 Influencia de la carga animal y la estacionalidad	17
ARTÍCULO 1	19
ARTÍCULO 2	38
3. CONCLUSIÓN GENERAL.....	54
4. REFERENCIAS.....	55

RESUMEN

Efecto de un pastoreo no selectivo y corte sobre la productividad, estructura y composición de un zacatal de *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth

Sait Juanes Márquez

Doctorado en Ciencias en Producción Agropecuaria
Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro

Dr. Perpetuo Álvarez Vázquez
Director de tesis

El objetivo fue determinar el comportamiento estacional de *Amelichloa clandestina*, ante el impacto de un pastoreo intensivo no selectivo y corte, sobre la riqueza, diversidad, crecimiento y productividad. El estudio se realizó en el rancho experimental “Los Ángeles”, propiedad de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, sede Saltillo. El pastoreo se realizó en parcelas de 600 m² a inicio de estación (tres repeticiones por estación), a una carga animal de 333 UA ha⁻¹. Para el corte, se utilizaron unidades experimentales de 100 m², en las cuales se aplicó un corte de uniformización al inicio de cada estación. La cobertura vegetal se cuantificó mediante cinco cuadrantes de 1 m² por parcela, y se calcularon los índices de Margalef (riqueza), Shannon-Wiener (diversidad), Simpson (dominancia), equitatividad y Sørensen-Dice (similitud florística). La biomasa se estimó quincenalmente en cada estación mediante la cosecha del rebrote de cuatro plantas por parcela, diferenciando entre hojas, tallos y material muerto. El diseño experimental fue un bloques completamente al azar, con tres repeticiones, y se utilizó un ANOVA con prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). Se registraron 37 especies de 19 familias, destacando la mayor riqueza en invierno (30 especies, índice de Margalef = 4.2). Las estaciones de primavera y verano presentaron la mayor similitud florística (80%). En el corte el rendimiento máximo de materia seca (RMS) se alcanzó entre 75 y 90 días después del rebrote en otoño, con un máximo de 546.1 kg MS ha⁻¹ ($p \leq 0.05$), destacando la contribución foliar con 382.2 kg MS ha⁻¹. En conclusión, el pastoreo no selectivo aumentó la riqueza y diversidad, especialmente en invierno, primavera y verano, no obstante, en otoño se presentó la mayor capacidad de rebrote y acumulación de materia seca en el corte.

Palabras clave: *Amelichloa clandestina*, Alta densidad, Biodiversidad, Biomasa, Pastizal, Sistemas de Pastoreo.

ABSTRACT

Effect of non-selective grazing and cutting on the productivity, structure and composition of a grassland the *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth

Sait Juanes Márquez
Doctor of Science in Agricultural Production
Autonomous Agricultural University Antonio Narro

Dr. Perpetuo Álvarez Vázquez
Thesis's director

The objective was to determine the seasonal behaviour of *Amelichloa clandestina* under the impact of intensive non-selective grazing and mowing on richness, diversity, growth, and productivity. The study was conducted at the "Los Ángeles" experimental ranch, owned by the Antonio Narro Autonomous Agrarian University, Saltillo. Grazing was carried out in 600 m² plots at the beginning of the season (three replicates per season), at a stocking rate of 333 AU ha⁻¹. Mowing was carried out in 100 m² experimental units, in which a uniformization cut was applied at the beginning of each season. Vegetation cover was quantified using five 1 m² quadrants per plot, and the Margalef (richness), Shannon-Wiener (diversity), Simpson (dominance), evenness, and Sørensen-Dice (floristic similarity) indices were calculated. Biomass was estimated every two weeks during each season by harvesting regrowth from four plants per plot, differentiating between leaves, stems, and dead material. The experimental design was a completely randomized block with three replicates, and an ANOVA with Tukey's test ($p \leq 0.05$) was used. Thirty-seven species from 19 families were recorded, with the highest species richness in winter (30 species, Margalef index = 4.2). Spring and summer seasons showed the greatest floristic similarity (80%). In the cut, the maximum dry matter yield (DMY) was reached between 75 and 90 days after regrowth in autumn, with a maximum of 546.1 kg DM ha⁻¹ ($p \leq 0.05$), with a notable contribution from leaves, which was 382.2 kg DM ha⁻¹. In conclusion, non-selective grazing increased richness and diversity, especially in winter, spring and summer; however, in autumn the greatest capacity for regrowth and accumulation of dry matter in the cut was present.

Keywords: High density, biodiversity, biomass, grassland, grazing systems.

1.INTRODUCCIÓN

Los pastizales representan el recurso forrajero primordial para los rumiantes y constituyen el ecosistema vegetal más extenso ([Orr et al., 2016](#)). Debido a su gran extensión y rápida transformación, son de gran importancia para cuestiones ambientales y socioeconómicas. Por otro lado, el sobrepastoreo es consecuencia de la presión demográfica y la creciente demanda alimentaria, y junto con factores como la segmentación del hábitat y el cambio climático, ha provocado que aproximadamente el 20% de los pastizales globales estén degradados, transitando a comunidades de menor valor ecológico ([Michalk et al., 2018](#)). Además, estos ecosistemas proveen servicios ambientales esenciales, como la mejora de la calidad del suelo y la regulación del ciclo hidrológico ([Soussana y Lemaire, 2014](#)), y son reconocidos por su alta diversidad, elemento clave en el funcionamiento global de los hábitats ([Wilson et al., 2012](#)). Así mismo, la administración de los pastizales, incluyendo prácticas como el manejo del pastoreo, la diversificación de la cobertura vegetal, contribuye en su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos, por ende, un manejo adecuado puede aumentar la productividad primaria y mejorar el rendimiento del ganado ([Dubeux y Garcia, 2022](#)).

En contraparte, el mal manejo y las actividades humanas han provocado que los terrenos abandonados sean colonizados por especies herbáceas y arbustivas, cuya dinámica depende de factores edáficos, climáticos y de la historia del uso del suelo ([Holmes et al., 2021](#)). En este sentido, la aparición del zacate picoso (*Amelichloa clandestina*) en el sureste de Coahuila, tras el abandono de terrenos agrícolas, señala su capacidad para colonizar áreas impactadas y su adaptación a diversos hábitats, extendiéndose a estados como Nuevo León y al oeste de Texas ([Villaseñor, 2016](#); [Russell y Landers, 2017](#)). Sin embargo, la presencia dominante de *A. clandestina* en áreas subutilizadas, consecuencia del abandono agrícola como del manejo inadecuado del pastoreo, ha ocasionado una disminución en la disponibilidad de forraje de calidad. Esta situación repercute en una baja rentabilidad de la producción ganadera y baja diversidad de especies nativas ([Arévalo et al., 2021](#)).

En este contexto, la sostenibilidad de los pastizales depende, en gran medida, de la densidad y regeneración de las gramíneas, procesos que se ven comprometidos cuando la intensidad y frecuencia del pastoreo no se ajustan a las necesidades fenológicas de la vegetación ([Loydi y Distel, 2010](#)). La gestión adecuada del pastoreo favorece tanto la diversidad biológica como el funcionamiento integral de los ecosistemas; en cambio, su uso excesivo conduce al deterioro del suelo y a una reducción en la biodiversidad ([Zhang *et al.*, 2023](#)). Las prácticas de manejo de pastoreo tienen el potencial de aumentar la riqueza y biodiversidad, aunque estos valores se ven disminuidos por el sobrepastoreo ([Deng *et al.*, 2014](#)). El objetivo del pastoreo no selectivo es imitar los procesos naturales para restaurar la diversidad y ayudar en el proceso de recuperación del suelo, demostrando un aumento en la actividad microbiana y una mayor diversidad ([Teague *et al.*, 2020](#)).

Se exploraron más a fondo estos objetivos, implementando estratégicamente sistemas de pastoreo rotativo con enfoques de gestión adaptativa destinados a aumentar el uso del forraje mientras se promueve la recuperación vegetal ([Weinert *et al.*, 2018](#)). Además, se ha demostrado que el pastoreo no selectivo aumenta la disponibilidad y calidad del forraje en comparación con los ciclos de pastoreo continuo debido a los períodos de recuperación que permiten una restauración de los componentes vegetales ([Frongia *et al.*, 2023](#)). En este contexto, estos enfoques no solo proporcionan un sistema de producción animal más estable y rentable, sino que también mejoran la biodiversidad, las condiciones del suelo y la captura de carbono, haciendo una notable contribución hacia la sostenibilidad ecológica de los pastizales ([Rehberger *et al.*, 2023](#)). En este sentido, al promover prácticas de manejo de pastoreo regenerativo que apuntan a aumentar la salud del suelo y el almacenamiento de carbono, por ende, los pastizales tienen el potencial de ayudar a aliviar el aumento del CO₂ atmosférico, así como mantener la productividad del pasto en una área extensa de tierra ([Mosier *et al.*, 2021](#)). En efecto, los sistemas de pastoreo no selectivo se fundamentan en el aprovechamiento de los procesos naturales de los ecosistemas, lo que permite incrementar la materia orgánica del suelo y mitigar los impactos negativos de prácticas tradicionales intensivas.

Este enfoque busca restaurar los servicios ecosistémicos, como la captura de carbono en el suelo, y mejorar la biodiversidad y la salud del suelo ([Khangura et al., 2023](#)).

1.1 Objetivo general

Determinar el efecto del aprovechamiento estacional de un zacatal de *Amelichloa clandestina* mediante pastoreo intensivo no selectivo y corte, sobre la riqueza, diversidad, crecimiento y producción de materia seca.

1.2 Objetivos específicos

- 1) Evaluar la riqueza y diversidad del zacatal de *Amelichloa clandestina* en las cuatro estaciones del año después de un pastoreo no selectivo.
- 2) Analizar el crecimiento y productividad de *Amelichloa clandestina* a diferentes días de rebrote, en las cuatro estaciones del año después de un corte manual.

1.3 Hipótesis

Hi: El pastoreo intensivo no selectivo incrementa significativamente la riqueza y diversidad de un zacatal de *Amelichloa clandestina*, presentando diferencias estadísticamente significativas entre las cuatro estaciones del año.

Hi: El crecimiento y la productividad de *Amelichloa clandestina* presentarán diferencias significativas entre las estaciones del año y los días de rebrote, alcanzando un incremento máximo durante la estación de otoño.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Pastizal de *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Backworth

La especie *Amelichloa clandestina* es una gramínea perenne de la familia Poaceae, conocida comúnmente como zacate picoso o Mexican needlegrass (pasto aguja mexicano) ([Russell y Landers, 2017](#)). Es una planta que presenta una estructura amacollada, con culmos que oscilan entre 50 y 90 cm de altura y un grosor de 1 a 2.9 mm, los cuales son erectos y carecen de vello. Los nudos, generalmente, son tres. Las hojas se encuentran principalmente en la base de la planta, destacándose por su disposición en dos categorías. Estas hojas son erectas, con una longitud que varía entre 10 y 50 cm, exhibiendo bordes que suelen enrollarse o doblarse. Cuando se encuentran planas, tienen un ancho de 2 a 4 mm, y sus puntas, al secarse, se tornan de color marrón y se vuelven afiladas. La inflorescencia no supera el metro de altura ([Arriaga y Backworth, 2006](#)).

El tallo exhibe una panícula única, que se caracteriza por una espiga delgada y densa en su parte terminal, con ramas comprimidas con presencia de semillas casmógamas, sin embargo, es común la aparición de semillas cleistogamas ocultas en la base de los tallos. Las panículas alcanzan longitudes de 10 a 20 cm y un ancho de 1 a 5 cm, con sus bases en ocasiones incluidas dentro de las vainas de las hojas. Las aristas miden entre 11 y 23 mm y presentan una doble geniculación (dobladitas en dos puntos). Conforme a [Arriaga y Backworth \(2006\)](#), la semilla exhibe costillas longitudinales de superficie lisa, mide cerca de 3 mm de longitud y presenta un grosor que oscila entre 1 y 1,4 mm ([Arriaga y Backworth, 2006](#)).

Conservación de suelo: Como zacate perenne y cespitoso, sus raíces y bases rizomatosas ayudan a sujetar el suelo y reducir la erosión. En pastizales semiáridos, cuando otras plantas desaparecen por sobrepastoreo o abandono agrícola, *A. clandestina*

suele colonizar el terreno desnudo ([Arévalo et al., 2021](#)). En este contexto, la formación de un dosel herbáceo denso puede proteger el suelo de la erosión eólica e hídrica en cierta medida, manteniendo cobertura donde de otro modo habría suelo expuesto. Sin embargo, cuando el ganado la evita, el pisoteo alrededor de sus macollos puede compactar el suelo localmente ([Russell y Landers, 2017](#)), mostrando un efecto ecológico negativo asociado a su dominancia bajo manejo inadecuado.

Distribución nativa: *Amelichloa clandestina* es originaria de México, con amplia distribución en el altiplano norte y centro del país ([Arriaga y Backworth, 2006](#)). Se ha registrado en estados como Coahuila, Nuevo León, Zacatecas, San Luis Potosí y Aguascalientes, e incluso en regiones del Eje Neovolcánico (Hidalgo, Tlaxcala, Estado de México, etc.). Habita principalmente pastizales templados semiáridos y matorrales abiertos, a menudo en terrenos altos (1600-2200 msnm en el valle de Saltillo) con clima seco de verano ([Arévalo et al., 2021](#)). En estas zonas, suele encontrarse en llanuras y laderas donde forma comunidades de zacate disperso o dominancias locales tras disturbios.

Introducción a otras regiones: Fuera de México, *A. clandestina* ha sido introducida accidentalmente en otras localidades. En el sur de Texas (EUA) apareció a finales del siglo XX como maleza invasora en ranchos, caminos y cercas, procedente de semillas de origen mexicano. Hoy está establecida en partes del oeste de Texas, al punto de ser considerada una planta problemática en pastizales estadounidenses. En su hábitat nativo del norte de México, *A. clandestina* forma parte de los pastizales semiáridos chihuahuenses, conviviendo con gramíneas como *Bouteloua* spp. o *Muhlenbergia* spp. Cuando las condiciones son estables (pastoreo moderado, competencia presente), su abundancia es relativa. No obstante, en pastizales degradados por uso intensivo o abandono agrícola, tiende a colonizar agresivamente ([Arévalo et al., 2021](#)). En consecuencia, en áreas agrícolas abandonadas en Coahuila, *A. clandestina* colonizó rápidamente, cubriendo más del 95% de la superficie en una década y generando un pastizal monoespecífico denso. Este fenómeno se observa también en terrenos sometidos a pastoreo selectivo, donde la especie prospera al evitar el consumo, reemplazando a

otras especies palatables. En contraste, en pastizales mejor manejados o más húmedos, su presencia resulta esporádica, restringida a áreas perturbadas ([Arévalo *et al.*, 2021](#)).

2.2 Pastizales de México

Los pastizales son ecosistemas vegetales caracterizados por la prevalencia de gramíneas, también conocidas como zacates. Estos se desarrollan especialmente en valles que se caracterizan por suelos de profundidad intermedia y topografía con marcada pendiente. Su distribución abarca de México hasta América del Norte ([Rzedowski, 2006](#)), cubriendo entre el 10 y el 12% para el caso del territorio de México. Se clasifican en diferentes tipos de acuerdo con los factores climáticos, edáficos y antropogénicos ([Rzedowski, 1975](#)).

Según [Rzedowski \(2006\)](#), se encuentran en zonas que presentan climas tanto templados como semisecos. Estas áreas se localizan a elevaciones de 1,100 a 2,500 m, con temperaturas promedio que fluctúan entre 12 y 20 °C, y de 300 a 600 mm de precipitación anual, concentrándose principalmente en la temporada de verano, de junio a septiembre. Los pastizales semiáridos y áridos son los más extensos en México y se caracterizan por una alta proporción de especies endémicas ([Bonilla-Moheno *et al.*, 2020](#)). Por ende, los pastizales son de crucial importancia para la biodiversidad del país, ya que albergan un considerable número de especies endémicas. ([Dávila-Aranda *et al.*, 2004](#)). Estos ecosistemas son importantes de preservar, especialmente cuando enfrentan amenazas como el cambio climático o el cambio en el uso del suelo ([Ramírez-Amezcu *et al.*, 2016](#)).

En este sentido, [Abbott \(2006\)](#) señala que los pastizales son de gran importancia para la economía y el medio ambiente, ya que son fundamentales para el desarrollo de la ganadería, la preservación de la fauna, la recreación y la hidrología, que es un indicador de diversidad biológica. En relación con lo anterior, en el norte de México, estos pastizales son la primera y principal fuente de forraje; su biodiversidad proporciona servicios ecosistémicos esenciales (regulación del agua, captura de carbono, mitigación del clima, polinización y servicios culturales) ([Lu *et al.*, 2024](#); [Bengtsson *et al.*, 2019](#)).

Además, su integración en la agricultura refuerza la seguridad alimentaria y la sostenibilidad, al tiempo que proporciona un notable valor ambiental y de salud animal al sustentar la producción de carne y productos lácteos ([Zhao et al., 2020](#)).

2.3 Diversidad y riqueza de especies

La biodiversidad se define como la variabilidad de los organismos vivos dentro de un sistema ([Hong et al., 2021](#)). En los ecosistemas, implica tanto la cantidad como la equidad de los componentes biológicos ([Kinnison et al., 2019](#)) y sustenta la estructura de las comunidades bióticas ([Luna et al., 2020](#)). Por su parte, la diversidad en una comunidad depende de sus elementos de riqueza y equidad, los cuales son variables en su evolución ([Wan et al., 2020](#)). La riqueza refiere al número total de especies en una área, mientras la equidad indica la distribución de abundancia entre ellas ([Wilsey y Potvin, 2000](#)).

En este sentido, la riqueza de especies se utiliza para indicar la cantidad de especies dentro de una región geográfica determinada. Es un indicio primario de la biodiversidad que, junto a otros bioindicadores, puede predecir la riqueza de otros taxones ([Brunbjerg et al., 2018](#)). De manera complementaria, los índices de diversidad comprenden, el índice de Shannon-Wiener, Simpson y Pielou, que miden no solamente la cantidad de las especies, sino su distribución equitativa. Estos índices son estimados con gran precisión a partir de datos hiperespectrales ([Peng et al., 2018](#)) siendo esto especialmente útiles para evaluar la diversidad en diversos contextos ecológicos ([Morris et al., 2014](#)).

Del mismo modo, la riqueza de especies es afectada por diferentes factores como el clima, suministro de agua, estabilidad ambiental y heterogeneidad topográfica. Estos factores también determinan la capacidad de carga de cada ecosistema con respecto a la población de ciertas especies ([Storch y Okie, 2019](#)). Además, la productividad primaria del ecosistema y la densidad del territorio sí impactan la riqueza de especies, aunque no siempre de manera sencilla ([Sandal et al., 2024](#)). La diversidad funcional, así como la presencia de especies clave para la conservación, son métricas vitales para determinar la

efectividad de los esfuerzos de conservación. Esas métricas, especialmente en ecosistemas gestionados, tienden a superar la medida de la riqueza de especies ([Lelli et al., 2019](#)). Además, la variedad de especies consumidas por los humanos también se ha asociado con una mejor calidad nutricional, enfatizando así la importancia de la biodiversidad para la salud pública y el medio ambiente ([Lachat et al., 2017](#)).

2.4 Importancia del forraje en pastizales

La cosecha de un cultivo es la recolección de biomasa, entendiéndose por esta como el peso fresco o seco de sustancias vivientes en un momento determinado ([Mollaldo, 2002](#)). La evaluación de la biomasa en los pastizales constituye una herramienta útil para el seguimiento y monitoreo del hábitat de la fauna silvestre ([Carlyle et al., 2010](#)), el almacenamiento de carbono y la diversidad ([Cardinale et al., 2013](#)). De igual modo, se emplea como un indicador esencial para evaluar los efectos inmediatos y prolongados de las variaciones climáticas y de la intervención humana ([Rogers et al., 2015](#)).

2.4.1 Métodos de estimación de biomasa

La biomasa es un indicador importante en la gestión de bienes ecológicos, en los estudios ecológicos y en el análisis de cambios climáticos. Para esto se han desarrollado diferentes técnicas, las cuales han sido útiles, pero al mismo tiempo tienen limitaciones ([Addo-Danso et al., 2016](#)). A continuación se presentan los métodos de estimación de biomasa basados en información de diferentes estudios. Método Tradicional: Basado en la cosecha directa, este método es preciso a pequeña escala, pero difícil y costoso a escalas mayores se impide mediciones en tiempo real ([Li et al., 2017](#)). La altura del dosel es proporcional a la cantidad de biomasa aérea, lo que permite su uso como un indicador clave para la gestión del pastoreo y la cosecha de forraje ([Cunliffe et al., 2016](#)).

De acuerdo con lo anterior, la aplicación de índices de vegetación utilizando teledetección es uno de los enfoques más comúnmente utilizados para cuantificar biomasa en cultivos energéticos. Sin embargo, datos de muestreo inadecuados y la cobertura de nubes pueden disminuir la confiabilidad de los resultados ([Chao et al.,](#)

[2019](#)). Por otro lado, las señales de Radar de Apertura Sintética (SAR) penetran la cobertura de nubes y permiten la estimación de biomasa, aunque tienen dificultades con la clasificación de niveles. La producción primaria neta (NPP), por otro lado, indica directamente el aumento de biomasa, aunque su precisión se debilita cuando se asumen factores ambientales constantes ([Chao et al., 2019](#)). Finalmente, la integración multifuente de Landsat, Sentinel y ALOS2 PALSAR mejora la precisión de la estimación de biomasa al fusionar datos espectrales y SAR para describir tanto estructuras horizontales como verticales de la vegetación ([Sa et al., 2024](#)).

Se han realizado avances particulares en TLS o Escaneo Laser Terrestre, en lo que respecta a métodos no destructivos e indirectos para estimar la biomasa en pastizales. Este método permite determinar la altura de la superficie del dosel y calcular el volumen de biomasa a partir de nubes de puntos 3D ([Schulze-Brüninghoff et al., 2019](#)). Así mismo, el escaneo láser terrestre (TLS) se utiliza para estimar de forma no destructiva la biomasa de pastizales y otros ecosistemas vegetales ([Xu et al., 2020](#)). Su precisión y eficiencia, al igual que su versatilidad en el uso en diversos contextos ecológicos, supera a muchos métodos convencionales ([Cooper et al., 2017](#)). No obstante, su utilidad puede estar restringida en zonas de alta densidad de vegetación. Así mismo, la estimación basada en la composición de especies y cobertura de la vegetación constituye otra estrategia valiosa en ecosistemas herbáceos ([Axmanová et al., 2012](#)).

2.5 Factores que afecta el rebrote

La capacidad de rebrote de una gramínea tras la defoliación (pastoreo o corte) depende de la interacción de factores fisiológicos, ambiente y manejo. Fisiológicamente, la energía es esencial cuando se trata de la energía de rebrote que una planta pone a disposición tanto de los procesos fotosintéticos como de las reservas internas de carbohidratos, especialmente en forma de azúcares y almidón, incluyendo tallos y raíces ([Meuriot et al., 2022](#)). En este sentido, durante las etapas iniciales del rebrote, la fotosíntesis de la cobertura existente construye a nueva biomasa, sin embargo, después de un corte intenso, puede que no haya suficiente biomasa para satisfacer la demanda de

carbohidratos, razón por la cual es necesario recurrir a las reservas almacenadas ([Slewinski, 2012](#)).

2.5.1 Meristemos de crecimiento

Los meristemos están compuestos de células indiferenciadas conocidas como células meristemáticas, que son importantes para el crecimiento y desarrollo de los tejidos y órganos de las plantas porque son capaces de dividirse a través de la mitosis ([Xue et al., 2020](#)). En particular, los meristemos se encuentran en la base de las hojas (meristemos intercalares) y en el tallo (meristemo apical o terminal), el crecimiento foliar continúa mientras el meristemo basal esté intacto, incluso tras la defoliación, si el pastoreo elimina el meristemo apical, la planta debe activar yemas basales o axilares para generar un nuevo tallo, es un proceso lento y de gran demanda de reservas energéticas ([Schwartz et al., 2021](#)). En este contexto, la posición del meristemo influye en la vulnerabilidad, de la remoción de meristemo apical a varias alturas previas al pastoreo aumenta las intensidades de pastoreo e impacta negativamente la masa de forraje y las reservas de nutrientes ([Zhao et al., 2024](#)).

2.5.2 Precipitación y humedad

La disponibilidad de agua del suelo es crítica para el rebrote, en condiciones de sequía las gramíneas dependen casi exclusivamente de sus reservas internas para mantener el crecimiento ([Hoover et al., 2021](#)). Como consecuencia, la escasez de agua en el suelo conduce a una reducción del área foliar, una menor producción de materia seca y temporadas de crecimiento más cortas para los pastos. Además, la sequía severa puede causar una disminución pronunciada en el rebrote e incluso la muerte de los macollos en especies sensibles, mientras que las especies más tolerantes a la sequía mantienen una mejor productividad y se recuperan más rápido ([Watson et al., 2023](#)).

2.5.3 Temperatura y radiación solar

La temperatura ambiental y la radiación solar controlan la tasa metabólica y el tipo de especies dominantes. Las gramíneas C4 (de estación cálida) pastizales tropicales son muy eficientes captando luz y CO₂ en altas temperaturas, reactivándose rápidamente cuando hay fuerte irradiación, en cambio, las gramíneas C3 (de estación fría) dominan en climas templados y reinician el crecimiento con temperaturas más bajas ([Gowik y Westhoff, 2011](#)). Además, un invierno prolongado o una primavera fría retrasan el rebrote inicial, mientras que un verano caluroso puede estresar a ciertas especies (sobrecalentamiento o déficit hídrico) e inhibir la fotosíntesis. En conjunto, el perfil climático anual (patrones de precipitación y temperatura) determina la fenología de la gramínea y el potencial de crecimiento durante la temporada específica del año ([Munson y Long, 2017](#)). En este sentido, el crecimiento de las plantas forrajeras tiene una correlación directa con la temperatura ambiente, ya que se lograrán resultados óptimos en biomasa cuando la especie esté en equilibrio termodinámico con la temperatura ([de Oliveira et al., 2022](#)).

2.5.4 Frecuencia e intensidad del pastoreo

La frecuencia de cosechas, es decir, el número de cortes o pastoreos en un tiempo determinado afecta directamente el rendimiento, la calidad y la morfología del forraje ([Rushing et al., 2019](#)). Además, el manejo del pastoreo influye directamente al aprovechamiento, porque el pastoreo ligero o moderado que conserva suficiente biomasa foliar residual estimula el rebrote debido a que el proceso fotosintético que lo mantiene activo mientras la planta inicia nuevos brotes. En cambio, el pastoreo muy intenso o frecuente (sobrepastoreo) puede eliminar prácticamente toda la hoja verde y agotar las reservas almacenadas, de modo que la planta tarda mucho más en recuperarse e incluso puede morir o degenerar en especies menos productivas ([Deng et al., 2023](#)).

2.6 Relación planta:animal

Aunque la interacción entre plantas y animales es compleja, es necesario distinguir los efectos específicos del pisoteo, la defoliación y la deposición de heces para comprender

los principios del manejo de pastoreo ([Lezama y Paruelo, 2016](#)). Por su parte, [Heady y Child \(1994\)](#) señalan que desglosar el impacto global del pastoreo en sus componentes individuales permite una comprensión más profunda de su influencia y facilita un manejo más informado de la vegetación y el ganado. Es esencial que los encargados de la gestión de pastizales reconozcan el efecto que el pastoreo tiene sobre el ecosistema, dado que concebir a los animales únicamente como productos resulta inapropiado. Dentro del concepto de defoliación se encuentran algunos términos importantes ([Heady y Child, 1994](#)), que a continuación se describen:

Defoliación: La eliminación del material fotosintéticamente activo se produce mediante el consumo por parte de los animales, ya sea por pisoteo o corte. Intensidad: Es la proporción anual de forraje removido por pastoreo en individuos, poblaciones o comunidades, o la biomasa eliminada en un solo evento ([Venter *et al.*, 2020](#)). Frecuencia: El término frecuencia de pastoreo hace referencia a la cantidad de ocasiones en que los animales se alimentan de una planta durante un intervalo temporal específico. La remoción frecuente reduce las reservas de carbohidratos, debilitando la planta ([Sundqvist *et al.*, 2013](#)). Época de defoliación: La defoliación ocurre a lo largo del crecimiento vegetal, muchas gramíneas y hierbas son altamente sensibles a la remoción de tejido verde activo y yemas, lo que reduce su vigor, especialmente durante la formación de tallos florales. Selectividad: La defoliación selectiva surge de la interacción animal-planta-ambiente ([Fynn y Provenza, 2023](#)) y se manifiesta en el consumo diferencial de especies vegetales, a menudo superior a su disponibilidad en la biomasa ([Heady y Child, 1994](#)).

2.7 Sistemas de pastoreo

Los sistemas de pastoreo se definen como métodos de manejo cuyo objetivo es armonizar la absorción de energía, su recolección y la eficacia en su conversión ([Llanos *et al.*, 2018](#)).

Se aplican estas estrategias con el objetivo de mejorar de forma sostenida la producción animal, ya sea mediante el incremento en la cantidad (captura de energía) o mediante el

perfeccionamiento en la calidad (conversión) del forraje obtenido (cosecha) ([Delaby et al., 2020](#)). En este sentido, un sistema de pastoreo consiste en rotar los animales de pastoreo entre dos o más unidades de tierras de pastoreo, definiendo sistemáticamente períodos recurrentes de pastoreo y no pastoreo, e incorporando componentes animales, vegetales, suelo y clima ([Heitschmidt y Walker, 1996](#); [Parsons et al., 2001](#)).

A lo largo de la historia se han implementado diversas metodologías de pastoreo para el manejo eficiente de los recursos forrajeros. En la actualidad, se reconocen y utilizan distintos sistemas de pastoreo, entre los que se incluyen el manejo continuo, el pastoreo racional Voisin, pastoreo holístico, pastoreo no selectivo, entre otros.

2.7.1 Pastoreo racional Voisin

El Pastoreo Racional Voisin (Voisin Rational Grazing, VRG) es un manejo integrado de suelo, planta y animal mediante pastoreo rotacional para optimizar la producción forrajera y el uso del suelo. Fue desarrollado por el francés André Voisin (1957) y aplicado en Sudamérica por Nilo Ferreira Romero en Brasil en 1964, marcando un hito en la gestión sostenible de pastizales. Luis Carlos Pinheiro Machado introdujo mejoras significativas en el sistema, tales como la provisión de agua en los potreros para evitar el desplazamiento excesivo del ganado, el diseño de corredores para optimizar el flujo de animales y reducir la erosión del suelo, y la implementación de potreros cuadrados para maximizar la eficiencia del pastoreo ([Apfelbaum et al., 2022](#)).

Según [Voisin \(1957\)](#), se basa en:

1. **Recuperación adaptable:** Optimizar la productividad y calidad del forraje, asegurando reservas para el rebrote. El reposo entre cortes varía según especie, estación, clima, suelo y otros factores.
2. **Ocupación breve y densa:** Mantenga alta densidad de población por corto tiempo para evitar el pastoreo del rebrote y favorecer la deposición de estiércol. El tiempo ideal es 12 h para lácteos y 1 día para carne, sin exceder 3 días.

3. ***Máximo rendimiento:*** Permitir que los animales pasten según sus necesidades nutricionales, dividiendo el rebaño en 2 o 3 grupos y moviéndolos en secuencia por los potreros.
4. ***Rendimiento regular:*** Proporcionar una asignación regular de pasto de acuerdo con las necesidades de los animales y la ingesta constante de nutrientes.

A diferencia de otros esquemas de pastoreo, este sistema no estipula lapsos fijos para la rotación. Por el contrario, ajusta de manera dinámica la duración de los periodos de pastoreo y de reposo, atendiendo a variables ambientales como la disponibilidad de agua en el suelo, la velocidad de crecimiento del forraje y las condiciones del clima ([Urdaneta, 2023](#)).

2.7.2 Pastoreo no selectivo

El pastoreo no selectivo (Non-Selective Grazing, NSG) es un enfoque de manejo de pastizales desarrollado por John Acocks en Sudáfrica durante la década de 1960. Este método surge como una alternativa a los sistemas de pastoreo convencionales, con el objetivo de restaurar la vegetación a su condición precolonial. Acocks, por otro lado, argumentó que los métodos tradicionales llevaban al sobrepastoreo de especies más preferidas, causando la degradación del ecosistema ([Acocks, 1966](#)).

El pastoreo no selectivo se basa en cuatro principios que buscan replicar los patrones de pastoreo de grandes manadas.

1. ***Pastoreo de corta duración y alta intensidad:*** Los animales deben pastar en una área particular por un corto tiempo para evitar agotar los reservas de raíces de las especies muy palatables.
2. ***Largos períodos de descanso entre eventos de pastoreo:*** Los períodos de recuperación deben permitir la reposición de carbohidratos no estructurales en las raíces, garantizando así la recuperación de las plantas deseables.
3. ***Oportunidad para la producción de semillas:*** El período de descanso también debe permitir la reproducción de las especies palatables.

4. ***Alta densidad de carga:*** La densidad de animales por pastizal debe ser lo suficientemente alta para asegurar una utilización uniforme de todas las especies herbáceas presentes en el área ([Hoffman, 2003](#)).

Estos principios se fundamentan en la teoría de reservas radiculares de las gramíneas, y de la acumulación y movilización de carbohidratos almacenados en sus raíces para regenerarse después del pastoreo. El pastoreo intensivo no selectivo, propuesto por Johan Zietsman, consiste en concentrar la mayor densidad de ganado posible en un espacio reducido durante un breve intervalo, con el fin de alcanzar una rentabilidad económica sostenible por hectárea ([Urdaneta, 2023](#)).

2.7.3 Pastoreo holístico

En la década de 1980, el biólogo y ganadero Allan Savory desarrolló el Manejo Holístico (MH), un enfoque de pastoreo que, originalmente, buscaba tanto contrarrestar la desertificación como mitigar los efectos del cambio climático ([Savory, 2013](#)). En efecto, el manejo holístico integra pastoreo intensivo, rotación adaptativa múltiple ([Sherren et al., 2017](#)) y decisiones flexibles que reconocen la complejidad ([Briske et al., 2011](#)). Inspirado en la movilidad de herbívoros en sabanas, consiste en una explotación intensiva y breve de vegetación y suelo, seguida de largos reposos para su regeneración ([Urdaneta, 2023](#)). Esta estrategia, al concentrar el ganado y permitir el descanso del suelo, redistribuye nutrientes, reduce insumos sintéticos y mejora estabilidad y diversidad, requiriendo planificación y monitoreo continuo para ajustar a condiciones climáticas y demandas ganaderas ([Dominguez et al., 2018](#); [Kleppel y Frank, 2022](#)).

Con el fin de fundamentar su propuesta, Savory definió “cuatro ideas clave”, producto tanto de su propia experiencia como de la adopción de planteamientos previos, entre ellos las teorías de pastoreo racional formuladas por André Voisin (1988). Estos preceptos incluyen: (1) el entendimiento del entorno como un todo indivisible que debe gestionarse de manera sistémica y coordinada; (2) la noción de que los ambientes varían en su grado de fragilidad, existiendo aquellos muy áridos, con precipitaciones irregulares, frente a otros más húmedos y estables; (3) la relevancia del apacentamiento

en ambientes frágiles, donde históricamente grandes rebaños de herbívoros, vigilados por depredadores, han influido en la dinámica de la vegetación y la fertilidad de la tierra; y (4) la premisa de que el sobrepastoreo no se determina únicamente por el número de animales en el terreno, sino por la duración de su presencia y el intervalo de recuperación que se concede a la vegetación ([Savory et al., 2016](#)). Basándose en estos aspectos, Savory argumenta que los ecosistemas de pastizales requieren de cierta presión de herbívoros para mantener su productividad y evitar el envejecimiento de la cubierta vegetal, lo cual podría derivar en degradación y reducción en la calidad del forraje ([Savory y Butterfield, 2016](#)).

2.8 Efecto del pastoreo en los pastizales

La evaluación de los efectos del pastoreo sobre la vegetación, mediante la diversidad y composición de especies, permite entender los procesos que alteran el ensamblaje y repercuten en la productividad y el ciclo de nutrientes ([Török et al., 2024](#)). El pastoreo provoca alteraciones en la organización estructural y en la diversidad de especies vegetales ([Sun et al., 2021](#)), además de afectar la acumulación de biomasa y la productividad aérea ([Zuo et al., 2018](#)). El pastoreo generalmente reduce la biomasa aérea y subterránea, especialmente bajo condiciones de pastoreo intenso ([Cao et al., 2024](#)). Sin embargo, la exclusión del pastoreo puede aumentar significativamente la biomasa aérea y subterránea ([Sandoval-Calderon et al., 2024](#)).

Por otra parte, los sistemas de pastoreo rotacional incrementan la diversidad y riqueza de especies ([Teague et al., 2011](#)), favoreciendo a Poaceae palatables y reduciendo la presencia de especies invasoras ([Dominguez et al., 2018](#)). Una presión equitativa limita especies poco palatables y enriquece la diversidad ([Kirk et al., 2019](#)). Por lo anterior, se considera que sistemas regenerativos capturan 3 t C ha^{-1} mitigando el cambio climático ([Villat y Nicholas, 2024](#)). La cobertura vegetal y el manejo holístico reducen la erosión mientras que los sistemas continuos compactan el suelo, disminuyen la porosidad y la infiltración y aumentan la escorrentía. El pastoreo planificado estimula raíces, estabiliza suelos y reduce la pérdida de sedimentos en un 70% ([Fick et al., 2020](#)).

2.8.1 Influencia de la carga animal y la estacionalidad

El nivel de pastoreo impuesto por la carga animal tiene efectos marcados en la estructura y composición de la vegetación de pastizales semiáridos, en general, el sobrepastoreo reduce drásticamente la cobertura vegetal y la biomasa herbácea disponible ([Arroyo et al., 2024](#)). De manera consistente, se ha observado que los sitios de sobrepastoreo tienen una producción de suelo y forraje considerablemente más baja en comparación con aquellos con niveles de carga adecuados ([Gebremedhn et al., 2023](#)). En contraste, los pastos en descanso con periodos de descanso adecuados tienen mayor productividad y cobertura dado que acumulan restos vegetales que protegen el suelo y sirven como reserva de forraje. No solo la cantidad de vegetación responde a la intensidad del pastoreo, sino que también la diversidad de especies y la composición florística lo hacen ([Arroyo et al., 2024](#)).

Del mismo modo, los pastoreos moderados con carga animal adecuada y periodos de recuperación tienden a mantener una riqueza de especies igual o mayor que la de los pastizales sin uso de pastoreo y los de sobrepastoreo, debido a que la dominancia de unas pocas especies está controlada y hay cierta heterogeneidad espacial ([Gebremedhn et al., 2023](#)). Se ha documentado que con baja carga animal la diversidad de especies herbáceas supera significativamente a la de sitios con sobrepastoreo, además de que biomasa total y número de especies tienden a tener una relación positiva ([Gebremedhn et al., 2023](#)). Bajo el sobrepastoreo, en cambio, ocurren cambios notables en la composición de la comunidad: las especies más palatables (gramíneas perennes apetecibles) disminuyen o desaparecen, siendo reemplazadas por especies tolerantes al pastoreo (hierbas anuales o arbustos) ([Yang y Sun, 2021](#)).

Por otro lado, la producción de forraje en pastizales semiáridos está fuertemente condicionada por factores climáticos estacionales, notablemente la precipitación y temperatura. La precipitación durante invierno y primavera es importante para la retención de humedad en el suelo, lo que apoya la producción de forraje para satisfacer

la demanda durante la temporada de pastoreo ([Derner et al., 2020](#)). Al igual que en otros ecosistemas, en los pastizales la mayor parte del crecimiento vegetal se concentra en temporadas húmedas, seguida de una temporada seca con poco o ningún crecimiento. Esto plantea un desafío, ya que la oferta de forraje tiene una tendencia anual marcada, forzando un cambio en la estrategia de pastoreo para maximizar el pastoreo intensivo durante los picos de producción mientras se preservan los suministros. Además, también existen cambios estacionales en la calidad del forraje ([Pfeiffer et al., 2019](#)). En consecuencia, durante el período de crecimiento activo, el forraje es altamente nutritivo, pero durante la temporada seca, el forraje restante se vuelve poco palatables, fibroso y de bajo valor nutricional. Ante esta variabilidad en la calidad del forraje, el manejo efectivo debe correlacionar la demanda del ganado con la oferta estacional de forraje, minimizando los déficits en la época crítica. Una de las recomendaciones más importantes es el manejo dinámico de la carga animal conforme a las estaciones del año ([Ayele et al., 2021](#)).

En este sentido, durante la temporada de lluvias, se puede sostener más ganado que durante la temporada seca. Sin embargo, en lugar de expandir el rebaño durante los buenos años, se sugiere manejar el excedente estacional de forraje de manera estratégica. Por ejemplo, durante lluvias normales o superiores, parte del forraje debería ser reservado o pastoreado levemente para descansar, de modo que las especies de forraje clave puedan recuperarse y producir semillas ([İleri y Koç, 2022](#)). Ese excedente de forraje puede convertirse en heno o ser alimentado a ganado joven en potreros manejados en lugar de simplemente aumentar la carga animal. De esta manera, entrar en la temporada seca es más fácil, ya que hay suministros de forraje almacenados y un pasto que está creciendo activamente, por el contrario, a medida que se aproxima la temporada seca, o por preocupación ante una sequía inminente, reducir gradualmente la carga animal es más prudente mientras se retiran los animales antes de que las condiciones empeoren ([Matta, 2005](#)).

Artículo 1

**Capacidad de rebrote estacional de un pastizal de *Amelichloa clandestina* (Hack.)
Arriaga & Barkworth en el noreste de México**

Tipo de artículo (Artículo científico)

Capacidad de rebrote estacional de un pastizal de *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth en el noreste de México

Juanes-Márquez Sait¹; Álvarez-Vázquez Perpetuo^{2*}; García Martínez J. Eduardo²; Cam-
poseco-Montejo Neymar²; García-López Josué I²; García-Salas Alejandro²

Citation: Apellido-
Apellido, N., Apellido-
Apellido, N., & Apellido-
Apellido, N., (20224). Tí-
tulo del artículo. *Agro*
Productividad
<https://doi.org/10.32854/x>
xx

Academic Editors: Jorge
Cadena

Iniguez and Lucero del
Mar Ruiz Posadas

Received: month, year.

Approved: month, year.

Published on-line: month,
day, year.

This work is licensed un-
der a Creative Commons
Attribution-Non- Com-
mercial 4.0 International
license.



**Los autores no deben
realizar ningún cambio
en este apartado.**

¹Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna, Periférico
Raúl López Sánchez, Valle Verde, Torreón, Coahuila, México. (C. P. 27054)

²Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Calzada Antonio Narro 1923,
Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. (C. P. 25315)

*Autor para correspondencia: perpetuo.alvarezv@uaaan.edu.mx

ABSTRACT

Objective: The objective was to evaluate the components of yield and sea-
sonal biomass accumulation of the mexican needlegrass (*A. clandestina*),
at different days after regrowth in northeastern Mexico.

Design/methodology/approach: A completely randomized block design
with three replicates was used, with the study factors being the days after
regrowth in each season. Dry matter yield (DMY), morphological compo-
nents (MC), plant height (H), and intercepted light (IL) were evaluated.

Results: The results indicated the maximum RMS production between 75
and 90 RDA, in autumn with 546.1 kg DM ha⁻¹ ($p \leq 0.05$), where the leaf
contribution was significant (382.2 kg DM ha⁻¹). The maximum height (47.3
cm) was observed in autumn at 90 RDA ($p \leq 0.05$), with a light interception
of 42.0%. Likewise, a positive correlation was found between RMS and plant
height ($R^2 = 0.83$).

Limitations on study/implications: The study was carried out in climatic
conditions of northeastern Coahuila, Mexico, so it is important to consider
results under other climatic conditions.

Findings/conclusions: The greatest regrowth capacity of *A. clandestina*
was observed in the autumn season with increases in dry matter and plant
height, compared to the other seasons evaluated and a positive correlation
with the days after regrowth.

Keywords: *Amelichloa clandestina*, Dry Matter Yield, Plant Height, Morpho-
logical Composition, Light Interception.

RESUMEN

Objetivo: Fue evaluar los componentes del rendimiento y acumulación de biomasa estacional del zacate picoso (*A. clandestina*), a diferentes días de rebrote en el noreste de México.

Diseño/metodología/aproximación: Se utilizó un bloques completamente al azar, con tres repeticiones, donde los factores de estudio fueron los días de rebrote en cada una de las estaciones.

Resultados: Los resultados indicaron la máxima producción de RMS entre los 75 y 90 DDR, en otoño con 546.1 kg MS ha⁻¹ ($p \leq 0.05$), donde la contribución de hoja fue significativa (382.2 kg MS ha⁻¹). La altura máxima (47.3 cm) se observó en otoño a los 90 DDR ($p \leq 0.05$), con una intercepción luminosa del 42.0%. Así mismo, se encontró una correlación significativa entre el RMS y la altura de planta ($R^2 = 0.83$).

Limitaciones del estudio/implicaciones: El estudio se llevó a cabo en condiciones climáticas del noreste de Coahuila, México es importante considerar bajo otras condiciones de clima.

Hallazgos/conclusiones: La mayor capacidad de rebrote de *A. clandestina* se observó en la estación de otoño con aumentos de materia seca y altura de planta, respecto a las otras estaciones evaluadas y una correlación con los días de rebrote.

Palabras clave: *Amelichloa clandestina*, Rendimiento de Materia Seca, Altura de planta, Composición morfológica, Intercepción luminosa.

INTRODUCCIÓN

En el sureste de Coahuila, México, se ha identificado la presencia de zacate picoso (*Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth), posterior al abandono de tierras agrícolas y uso inadecuado del pastoreo. Es una especie endémica del Desierto Chihuahuense, con la capacidad de colonizar terrenos impactados y habita en lugares con disturbios, como suelos cal cáreos, matorrales y bosques de pino, a altitudes que oscilan entre los 800 y 2,100 metros (Villaseñor, 2016). La distribución de esta especie abarca los estados de Coahuila y Nuevo León en México y, según Russell y Landers (2017), también se encuentra en el oeste de Texas, donde fue introducida desde México en la década de 1950. La presencia de esta y otras gramíneas, son cruciales para la persistencia y productividad de los pastizales, mediante la densidad poblacional y la capacidad de su regeneración, asegurando la sostenibilidad de los sistemas de producción animal (Corral *et al.*, 2011). Estudios anteriores mencionan, la importancia de la frecuencia e intensidad del pastoreo en diferentes épocas del año en relación con

el rendimiento, crecimiento, y calidad de forraje de los pastizales (Domínguez-Escudero *et al.*, 2021), ya que, la frecuencia de corte determina el valor nutritivo del forraje (Montes-Cruz, 2016). Esto es especialmente relevante para *Amelichloa clandestina*, cuyo comportamiento puede variar significativamente según las condiciones locales. Por ende, el objetivo del estudio fue evaluar la acumulación de materia seca de los componentes del rendimiento estacional y total del zacate picoso (*A. clandestina*), a diferentes días de rebrote, en el noreste de México. Se asentará con claridad el estado actual del conocimiento sobre el tema investigado, su justificación e importancia, así como los objetivos del trabajo. No deberá ser mayor a dos cuartillas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un zacatal de aproximadamente 32 hectáreas, dominado por *Amelichloa clandestina* ubicado el noreste de México, en las coordenadas 25°06'30" latitud norte y 100°59'18" longitud oeste, en el rancho experimental "Los Ángeles" de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN), en Saltillo, Coahuila (Figura 1). La altitud varía entre 2100 m en los valles y 2400 m en las zonas montañosas, lo que determina su topografía. Según la clasificación climática de Köppen modificada por García (2004), la región es BSokw(e') con un clima seco y una relación precipitación/temperatura superior a 22,9 mm/16 °C. Los veranos son cálidos, con temperaturas medias de 7 y 14 °C. La presencia de lluvias se distribuye en dos temporadas: de mayo a octubre, con el 86,7 % del total anual, y de noviembre a abril, con el 13,3 % restante (350 mm) (García, 2004).

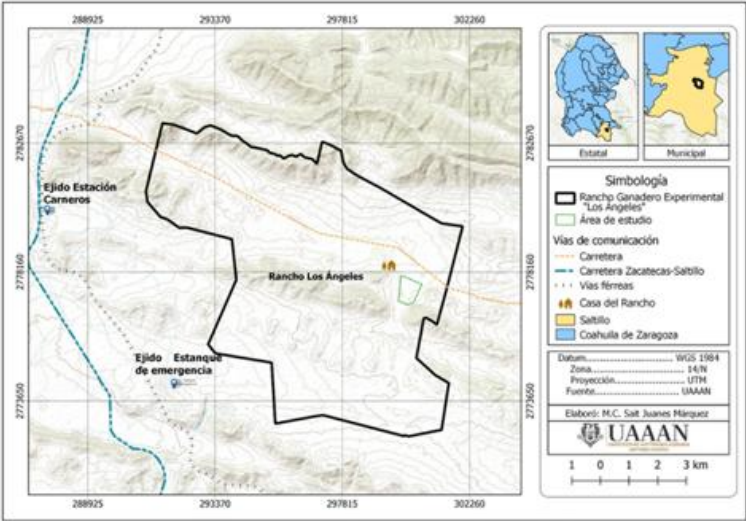


Figura 1. Localización Geografía del área de estudio, Rancho Los Ángeles, Saltillo, Coahuila, México (Elaboración propia; Sait Juanes Márquez).

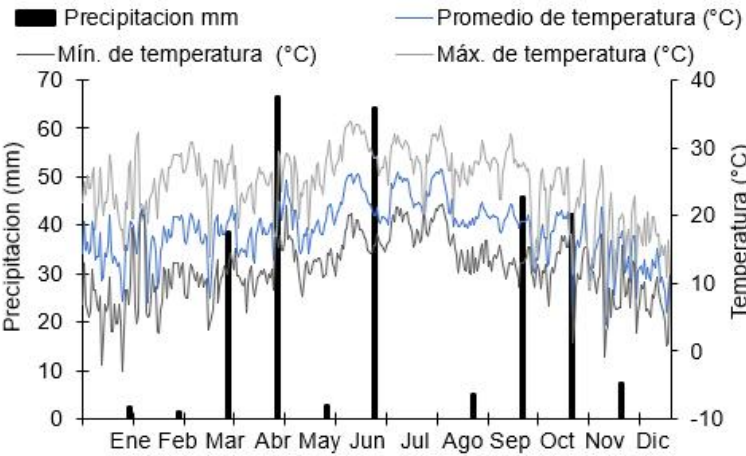


Figura 2. Temperatura media diaria máxima, promedio y mínima y precipitación acumulada de enero a diciembre de 2023 .

Metodología experimental

Se establecieron tres unidades experimentales de 100 m² (5 x 20 m) en representación y evaluación en cada estación del año. Se realizó un corte de uniformización al inicio de cada estación para su evaluación quincenal. Los cortes se realizaron de manera manual a una altura de 10 cm sobre el nivel del suelo. Los tratamientos consistieron en evaluaciones dentro de cada estación del año, días después del rebrote (DDR), de acuerdo con la metodología de Cámara-Acosta *et al.* (2022). Acumulación de biomasa y componentes morfológicos: Se determinó en cada parcela experimental dependiendo de la estación, cosechando el rebrote presente, en cuatro plantas de la especie en estudio. Una vez homogenizada la muestra, se tomó una sub-muestra de aproximadamente el 10 %, la cual fue separada en hoja, tallo y material muerto. Cada componente y la muestra restante fue colocado en bolsas de papel etiquetadas, para posteriormente someterlo a un proceso de deshidratación en estufa de aire forzado, a temperatura de 60 °C durante 48 h o hasta alcanzar un peso constante, y determinar el rendimiento de materia seca (kg MS ha⁻¹) (Muñoz-García *et al.*, 2020). Altura de planta: Para determinar el promedio de altura dentro de cada edad de rebrote y estación de rebrote por repetición, se tomaron al azar 12 lecturas. Para ello, se utilizó una regla graduada de 100 cm, la cual se colocó al azar en cada parcela, de forma que la parte inferior de la regla (0 cm) quedará a nivel del suelo (Arévalo *et al.*, 2021). Luz interceptada: Antes de cada corte, se tomaron tres lecturas al azar por repetición de radiación solar interceptada utilizando el equipo denominado Quantum meter modelo MQ-301. Las lecturas se realizaron entre las 12:00 y 13:00 h, para lo cual se colocó el Quantum meter sobre la superficie del suelo bajo el dosel y sobre la superficie de este con orientación sur-norte, cuantificado así la luz recibida y la transmitida, aplicando la metodología establecida por Mendoza y Álvarez (2022). Se realizó un ANOVA utilizando el PROC GLM del JMP 14 pro, para determinar los efectos de la edad de rebrote, la estación y su interacción en las variables evaluadas. El diseño experimental fue un bloques completamente al azar, con tres repeticiones, donde los factores de estudio fueron los días de rebrote en cada una de las estaciones. Se empleó un análisis factorial, en dos factoriales distintos: análisis factorial I (Estación E) y análisis factorial combinado II (E x DDR). Para la comparación de medias entre tratamientos se aplicó el test post-hoc de Tukey, estableciendo un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$. Se llevó a cabo un análisis de correlación lineal para evaluar el nivel de relación entre las variables y objeto de estudio, mediante el empleo del software estadístico JMP 14 pro.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se detectaron efectos estadísticamente significativos atribuibles tanto a los factores principales como a sus interacciones (Cuadro 1), lo que indica que las variables en estudio proporcionaron información relevante, ya que se presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) con respecto a los factores principales y su interacción. Dicho resultado valida la utilidad de estas variables como indicadores confiables para la interpretación de los datos obtenidos.

Cuadro 1. Cuadrados medios de la evaluación estacional de *Amelichloa clandestina* evaluada a diferentes días de rebrote (DDR) en el noreste de México.

Factores	gl	RMS	Alt	IL
Estación (E)	3	949486*	1847.93*	1732.50*
DDR	5	265086*	579.88*	425.26*
E x DDR	15	49174*	28.23*	40.36
CV (%)		31	15	37

CV: coeficiente de variación, gl: grados de libertad, RMS: rendimiento de materia seca, Alt: altura de planta, IL: intercepción luminosa *: diferencias significativas a $p \leq 0.001$.

En el análisis estadístico para la comparación de medias de los factores principales, revelaron que, en la estación de otoño, a los 90 DDR, se presentaron valores superiores en todas variables evaluadas. En el Rendimiento de Materia Seca (RMS) alcanzó 546 kg ha^{-1} , la Altura de Planta (AP) 38.7 cm y la Intercepción Luminosa (% IL) se situó en el 26% ($p > 0.05$), siendo esta última similar a verano. En cuanto al factor DDR, a los 90 y 75 días de rebrote (DDR), se observaron los máximos valores con 389 y 492 kg ha^{-1} , así mismo la altura de planta con 34.6 cm , e IL con 26% , fueron mayores estadísticamente a los 90 DDR (Cuadro 2). Este patrón sugiere la influencia estacional en las variables productivas del pastizal, así como, en las variaciones fisiológicas y morfológicas de las plantas. La variación estacional en la acumulación de materia seca y altura del planta, es crucial para entender las adaptaciones de las plantas a los cambios ambientales. En un estudio sobre la intercepción de luz y producción de materia seca en *Brassica juncea*, Mandal y Sinha (2004) encontraron que, un manejo adecuado de nutrientes mejora la intercepción de luz y la producción de biomasa, destacando la importancia de optimizar recursos como agua y nutrientes durante periodos críticos de crecimiento.



1

Cuadro 2. Comparación de medias de factores principales evaluados de *Amelichloa clandestina* evaluada estacionalmente a diferentes días de rebrote (DDR) en el noreste de México.

Factor de estudio	RMS (kg MS ha ⁻¹)	Alt (cm)	%IL
Estación			
Invierno	8.6 d	16.3 c	7.6 c
Primavera	176.6 c	18.3 c	11.0 <u>bc</u>
Verano	337.9 b	27.0 b	26.0 a
Otoño	546.1 a	38.7 a	26.0 a
Días de rebrote (DDR)			
15	89.7 c	15.0 d	9.3 e
30	171.0 <u>bc</u>	20.6 c	13.6 de
45	201.6 <u>bc</u>	24.0 c	16.3 cd
60	260.3 b	25.5 <u>bc</u>	19.6 <u>bc</u>
75	389.0 a	30.3 ab	22.0 ab
90	492.0 a	34.6 a	26.3 a

RMS: rendimiento de materia seca, Alt: altura de planta. %IL: Intercepción luminosa. Medias con letras iguales dentro del mismo factor y columna no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).

El análisis de la acumulación de materia seca reveló variaciones significativas respecto a las diferentes estaciones del año y los días de rebrote (DDR) (Cuadro 3). Se presentó diferencia estadística ($p \leq 0.0001$) en los valores de rendimiento de materia seca, indicando diferencias claras en la productividad de forraje a lo largo del año. Las condiciones óptimas para la producción de forraje se observaron durante la estación de otoño, entre los 75 y 90 DDR, donde se registraron los valores más altos de rendimiento ($p \leq 0.05$) con 746.7 y 1,442.0 kg ha⁻¹, respectivamente. Este resultado sugiere que, *Amelichloa clandestina*, tiene una mejor respuesta al rebrote en las condiciones ambientales otoñales, sin embargo, en invierno los rendimientos son más bajos, particularmente a los 15 y 30 DDR ($p \leq 0.05$) con 5.6 y 7.3 kg ha⁻¹. Este descenso en la producción de materia seca en invierno puede atribuirse a las condiciones ambientales adversas, como descensos bruscos de temperatura y baja humedad relativa, que podrían limitar el crecimiento vegetal (Figura 2). En contraparte, en primavera y verano, se observaron incrementos significativos a partir de los 45 DDR, con máximos a los 75 y 90 DDR ($p \leq 0.05$) con 307.6, 381.0 y 492.3, 536.6 kg ha⁻¹, respectivamente. La tendencia general en la producción estacional de materia seca fue de

otoño > verano > primavera > invierno ($p \leq 0.05$), indicando una clara influencia de las condiciones estacionales en la respuesta al rebrote de la planta. Al respecto, [Kramberger et al. \(2014\)](#) mencionan que los patrones de precipitación escasa, característicos del norte de México, ejercen una influencia significativa en la vegetación nativa, incluso en el zacate picoso, adaptado a estas rigurosas condiciones de aridez, la supervivencia y el desarrollo de esta especie en ambientes con disponibilidad de agua limitada ilustran las adaptaciones fisiológicas y ecológicas necesarias para prosperar bajo estrés hídrico. Por su parte, [Gamalero et al. \(2020\)](#) destacan la crítica interacción entre los factores abióticos y la biología de las plantas en ecosistemas áridos. Estos estudios subrayan la importancia de comprender las respuestas adaptativas de las especies vegetales ante el estrés por sequía y salinidad, lo que, es crucial para la conservación de la biodiversidad y la sostenibilidad agrícola en regiones áridas ([Shao et al., 2009](#); [Lewandrowski et al., 2021](#)). En un estudio previo, [Juanes-Márquez et al. \(2022\)](#) emplearon técnicas de corte manual para evaluar la producción de materia seca (MS) en pastizales de *A. clandestina*. Sus hallazgos indicaron una producción promedio de 249 kg ha⁻¹ durante el verano, lo que contrasta significativamente con las cifras obtenidas en otras estaciones: 791 kg ha⁻¹ en otoño, 897 kg ha⁻¹ en primavera y 911 kg ha⁻¹ en invierno. Estas mediciones se realizaron después de un año de rebrote del pastizal (339 DDR). Estos resultados son comparables a los observados en el presente estudio, evidenciando patrones de producción estacional similares en los pastizales de *A. clandestina*. Los patrones de variabilidad en la producción de forraje en *A. clandestina* pueden correlacionarse significativamente con las precipitaciones a lo largo del año en la región de estudio (Figura 2). Investigaciones previas han demostrado que la producción de forraje en los pastizales se ve influenciada notablemente por este factor, particularmente en regiones semiáridas donde el agua se convierte en un recurso limitante para el crecimiento vegetal ([Duncan y Woodmansee, 1975](#); [Mirzaali et al., 2011](#)). Este estudio observó que los periodos con mayor producción de forraje en *A. clandestina* coinciden con los meses de mayor precipitación. Este patrón resalta la dependencia directa del crecimiento de la vegetación y la producción de biomasa en la disponibilidad de agua, lo cual es consistente con hallazgos en otras regiones semiáridas donde la precipitación actúa como un factor primordial en la determinación de la productividad de los pastizales ([White, 1985](#); [Perotti et al., 2021](#)).

Cuadro 3. Acumulación de materia seca estacional (kg MS ha⁻¹) de *Ame-lichloa clandestina* evaluada a diferentes días de rebrote (DDR) en el nor-este de México.

DDR	Invierno		Primavera		Verano		Otoño		Anual
15	5.6	b	42.3	c	54.7	c	255.3	c	357.9
30	7.3	ab	52.0	c	238.3	bc	388.0	c	685.6
45	8.6	a	70.7	c	315.3	abc	411.0	bc	805.6
60	8.6	a	206.6	b	392.0	ab	434.0	bc	1041.2
75	8.3	a	307.6	a	492.3	ab	746.7	ab	1554.9
90	8.6	a	381.0	a	536.6	a	1042.0	a	1968.2
EEM	0.31±		32.56±		44.14±		69.14±		135.70±

Medias con letras iguales en la misma columna, no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05). EEM: error estándar de la media.

En la comparación de medias de los componentes morfológicos, en relación con los factores de estudio especificados en el Cuadro 4, se revelan diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en la producción de biomasa entre los distintos componentes y estaciones del año. En el RMS el mayor aporte del componente hoja y tallo fue durante la estación de otoño, donde la hoja alcanzó una producción máxima de 382.2 y 130.2 kg ha⁻¹, respectivamente, siendo similar otoño a verano ($p > 0.05$) en el caso del tallo. Mientras que, en el material muerto (MM), hubo diferencias estadísticas entre estaciones ($p \leq 0.05$), registrando valores mínimos en invierno (0.9 kg ha⁻¹) y máximos en otoño (33.7 kg ha⁻¹). Estos hallazgos sugieren una dinámica estacional en la acumulación de biomasa muerta, influenciada por factores abióticos que varían según la estación (Figura 2). La estación de invierno se caracterizó por presentar los menores índices de producción en todos los componentes: hoja 4.5, tallo 3.2 y material muerto 0.9 kg ha⁻¹, lo que puede atribuirse a la disminución de la actividad fotosintética y al crecimiento vegetativo limitado, fenómenos típicamente asociados a condiciones de baja temperatura y luminosidad reducida (Blanco-Valdés, 2019).

En el factor de estudio DDR reveló patrones significativos en la producción de biomasa de los diferentes componentes vegetativos al pasar más edad de rebrote. Todos los componentes morfológicos sobresalieron en producción de materia seca a los 90 DDR, con 290.2, 172.8 y 29.6 kg ha⁻¹, respectivamente, ya que, este incremento sugiere una aceleración en la tasa de crecimiento foliar y una dinámica de crecimiento en la que la acumulación de biomasa en los tallos se intensifica con la edad del rebrote. El material muerto no presentó diferencia significativamente ($p \geq 0.05$) al RMS total, pero

presento una máxima aportación a los 90 DDR con 29.6 kg ha⁻¹. Este aumento en la biomasa muerta puede estar relacionado con procesos naturales de senescencia y descomposición que se intensifican con la madurez de la planta. A nivel práctico, se dice que mayor cantidad de material muerto ofrecido al animal, resulta en menor aprovechamiento por este.

La producción y distribución de la biomasa en los pastizales están influenciadas profundamente por una serie de factores estacionales, incluidas las variaciones en la temperatura y las precipitaciones, así como por prácticas de manejo, como el pastoreo (Kramberger *et al.*, 2014). La investigación realizada por Wan *et al.* (2015) ilustran cómo la estructura comunitaria de las plantas y la asignación de biomasa responden a la interacción entre la intensidad del pastoreo y los patrones de precipitación, destacando la importancia de considerar las preferencias alimenticias de los herbívoros en el manejo de los pastizales semiáridos. Los hallazgos de Song *et al.* (2024) muestran que la precipitación fuera de la temporada de crecimiento regula la estructura comunitaria y la asignación de biomasa en pastizales desérticos templados, sugiriendo efectos significativos en la utilización del agua y el carbono en estos ecosistemas.

Cuadro 4. Comparación de medias de los factores evaluados en componentes morfológicos (kg MS ha⁻¹) de *Amelichloa clandestina*, en estaciones y a días de rebrote en el noreste de México.

Factor de estudio	Hoja	Tallo	MM
Estación			
Invierno	4.5 c	3.2 c	0.9 c
Primavera	78.3 c	73.4 b	24.9 ab
Verano	183.6 b	139.7 a	14.6 bc
Otoño	382.2 a	130.2 ab	33.7 a
Días de rebrote (DDR)			
15	58.8 b	27.0 c	3.6 a
30	106.4 ab	47.6 bc	17.3 a
45	126.7 ab	59.1 bc	15.5 a
60	155.1 ab	87.9 abc	17.2 a
75	235.7 ab	125.5 ab	27.7 a
90	290.2 a	172.8 a	29.6 a

MM: material muerto. Medias con letras iguales dentro del mismo factor y columna no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).

El análisis de la altura de la planta reveló diferencias estadísticamente significativas en función de la estación y días de rebrote (DDR), como factores principales de estudio (Cuadro 5). En todas las estaciones los valores más altos registrados en este estudio se presentaron cuando la planta cumplió 90 DDR, con un orden de otoño>verano>primavera>invierno con valores de 47.3, 38.3, 30.0 y 23.3 cm, respectivamente. No obstante, en otoño no se registraron diferencias estadísticas entre DDR ($p \geq 0.05$). Por su parte, Juanes-Márquez *et al.* (2022) reportaron que la altura de *A. clandestina* fue mayor en otoño, con un promedio de 40.7 cm, seguida por el verano con 35 cm. En invierno, la altura promedio fue de 25 cm, y en primavera, la más baja, con 19 cm. Por otro lado, Arévalo *et al.* (2021), reportaron una altura máxima de 50 cm tras un periodo de rebrote de un año. Además de las variaciones estacionales, la duración del periodo de rebrote juega un papel crucial en el potencial de crecimiento de la especie. Estas observaciones indican que *A. clandestina* exhibe una respuesta fenotípica notable a las condiciones ambientales, así como a los periodos prolongados de crecimiento sin intervenciones de corte (Gimeno *et al.*, 2009). Estos resultados sugieren una correlación directa entre el crecimiento en altura de las plantas y los rendimientos de materia seca observados en cada estación (Cuadro 7), lo que, se apoya en estudios como el de Yiruhan *et al.* (2014), que demostraron que los patrones de precipitación durante la temporada de crecimiento pueden predecir cambios en la biomasa de pastizales en Mongolia. Además, Wingler y Hennessy (2016) enfatizaron cómo la productividad de los pastizales templados está limitada por la respuesta de las plantas a las bajas temperaturas, afectando la persistencia invernal y las tasas de crecimiento estacional.

Cuadro 5. Altura de planta promedio estacional (cm) de *Amelichloa clandestina* evaluada a diferentes días de rebrote (DDR) en el noreste de México.

DDR	Invierno		Primavera		Verano		Otoño		EEM
15	9.0	f	10.3	d	12.3	c	28.7	a	2.39±
30	12.0	d	14.3	c	18.3	c	39.0	a	3.29±
45	15.0	d	15.3	c	29.6	b	36.6	a	2.83±
60	17.6	c	15.3	c	31.0	b	38.0	a	2.83±
75	20.3	b	25.6	b	32.6	ab	42.6	a	2.54±
90	23.3	a	30.0	a	38.3	a	47.3	a	3.39±
EEM	1.94±		1.70±		2.20±		1.93±		

Medias con letras iguales en la misma columna no son estadística
mente diferentes (Tukey, $p \leq 0.05$). EEM: error estándar de la media.

El análisis de la intercepción luminosa (%) reveló diferencias significativas ($p \leq 0.05$), influenciadas tanto por la estación y DDR, a excepción de otoño donde no se presentaron diferencias ($p \geq 0.05$) (Cuadro 6). Durante verano, se observaron los valores más altos durante el estudio, con un promedio de 26.4 % en un rango entre 12.6 y 36.0 %, lo que se asoció con una mayor producción de hoja (Cuadro 4). La estación de otoño le siguió, con un promedio de 25.9 % en un rango de 15 a 42 %, indicando también una producción foliar considerable. Por otro lado, las estaciones de invierno y primavera presentaron las menores intercepciones de luz, con promedios de 7.6 y 11.0 %, respectivamente. Se observó que la menor intercepción se presentó a los 15 DDR, en las cuatro estaciones teniendo valores de 3.4, 6.7, 12.6 y 15.0 % en invierno, primavera, verano y otoño, respectivamente. En contraste, los mayores valores se registraron a los 90 DDR en invierno y verano, primavera similar a los 75 y 90 DDR y otoño similar en todos los DDR. Lo anterior, concuerda con una mayor producción de materia seca en cada estación a una mayor edad de la planta (Cuadro 3), donde la hoja es el componente que más aporta a este rendimiento (Cuadro 4). En un estudio realizado por Juanes-Márquez *et al.* (2022) sobre la misma especie, se observó el mismo patrón estacional a este estudio, tras la implementación de una intervención de corte manual. Los datos revelaron que el porcentaje de intercepción luminosa alcanzó su punto máximo durante la estación de otoño, con un promedio de 49.2 %. Este valor fue seguido por la estación de invierno con 45 %. Las estaciones de verano y primavera presentaron valores inferiores, con 28.5 y 21.0 %, respectivamente. Es importante destacar que la investigación de Juanes-Márquez *et al.* (2022) comenzó en primavera, lo que sugiere que el incremento observado en la biomasa vegetal a lo largo del año contribuyó significativamente al aumento de la intercepción luminosa. Los hallazgos destacan la influencia del ambiente en la capacidad de las plantas para interceptar la luz, un elemento esencial para la fotosíntesis y para la producción de biomasa (Mandal y Sinha, 2004). La acumulación de biomasa incrementa la densidad foliar y, por ende, la capacidad del dosel vegetal para interceptar la luz solar, lo que se refleja en un mayor intercepción luminosa (Bai *et al.*, 2016). La intercepción luminosa se presenta como un indicador sensible de los cambios en la estructura del dosel y la productividad del ecosistema, lo que, a su vez refleja la respuesta adaptativa de la vegetación a las variaciones ambientales (Blanco-Valdés,

2019). Así mismo, la intercepción luminosa se asocia estrechamente con la densidad foliar y la arquitectura de la planta, factores que se adaptan a las variaciones ambientales y a las prácticas de manejo. Entender la dinámica de la IL a lo largo de las distintas estaciones y los DDR es crucial para el desarrollo de estrategias de manejo optimizadas en sistemas ganaderos, con el objetivo de maximizar la eficiencia fotosintética y el rendimiento vegetal. Husse et al. (2016) examinaron cómo la mezcla de especies de forraje con diferentes arquitecturas foliares y crecimiento estacional afecta la producción de pastizales cultivados. Jagodźński et al. (2016) investigaron la variabilidad estacional en la biomasa y el área foliar específica de hierbas de sotobosque, reflejando estrategias de vida adaptadas a la estacionalidad lumínica.

Cuadro 6. Intercepción luminosa (IL%) de *Amelichloa clandestina* evaluada a diferentes días de rebrote (DDR) en el noreste de México.

DDR	Invierno		Primavera		Verano		Otoño		EEM
15	3.4	c	6.7	b	12.6	b	15.0	a	1.96±
30	3.7	c	9.6	ab	24.0	ab	17.3	a	2.91±
45	7.5	b	9.6	ab	25.3	ab	23.0	a	2.98±
60	8.8	b	11.3	ab	28.3	ab	29.0	a	3.24±
75	10.4	ab	14.3	a	32.3	ab	29.3	a	3.06±
90	12.6	a	14.6	a	36.0	a	42.0	a	4.29±
EEM	0.83±		0.84±		2.39±		2.96±		

Medias con letras iguales en la misma columna no son estadísticamente diferentes (Tukey, $p \leq 0.05$). EEM: error estándar de la media.

El análisis de los datos de una matriz correlación entre variables revela una notable interconexión entre estas (Cuadro 7). El RMS presenta una correlación significativa con las variables de AP y el porcentaje de luz interceptada, con 83 y 77 %. Esta asociación sugiere que la proporción de hojas respecto a tallos en una planta está estrechamente ligada a la cantidad de luz que la planta recibe o intercepta, lo cual podría influir en procesos fisiológicos como la fotosíntesis, el crecimiento y el desarrollo vegetativo. La relación entre la biomasa vegetal y el desarrollo morfológico de las plantas, específicamente en términos de altura y diámetro, ha sido objeto de investigación, revelando correlaciones significativas. Bayraktar (2012) y Mustafa et al. (2015), han demostrado una relación lineal entre la biomasa y la altura de las plantas. A medida que la planta crece en altura, su biomasa también aumenta, esto implica que tanto la altura como el diámetro son fundamentales para la acumulación de biomasa. De manera complementaria, Cook y

Stunbbendieck (1986) destacaron la existencia de una relación directa entre el diámetro del brote y su longitud, subrayando que el incremento en la altura de la planta está asociado con un aumento en su biomasa. A partir de estas relaciones, es posible estimar la biomasa de un ecosistema vegetal basándose en la altura, lo que ofrece una herramienta valiosa para el análisis y manejo de pastizales.

Cuadro 7. Matriz de correlación entre variables clave en el estudio de rendimiento estacional de materia seca de un pastizal de *Amelichloa clandestina*, en el noreste de México.

	RMS (kg MS ha ⁻¹)	AP (cm)	IL (%)
RMS (kg MS ha ⁻¹)	1.00*	0.83*	0.77*
AP (cm)	-	1.00*	0.69*
IL (%)	-	-	1.00*

*diferencias significativas a $p \leq 0.001$. RMS: rendimiento de materia seca, AP: altura de planta. IL: Intercepción luminosa.

CONCLUSIONES

Amelichloa clandestina bajo las condiciones edafoclimáticas del Noreste de Coahuila, tiene una mayor capacidad de rebrote en la estación de otoño, por una mayor acumulación de materia seca. Así mismo, los días de rebrote ejercieron una influencia significativa en el rendimiento y la morfología de la planta, optimizando la altura y la estructura general, aunque modificando la distribución de la biomasa entre sus componentes. El componente hoja es el principal contribuyente a la acumulación de materia seca, enfatizando la relevancia de las prácticas de manejo que favorecen el desarrollo foliar para la optimización de la productividad en pastizales de *A. clandestina*. Estos resultados demuestran la interacción entre las variables ambientales, los ciclos de crecimiento y la fisiología de la planta en la determinación del rendimiento de los pastizales, proporcionando información valiosa para el manejo de pastizales y la conservación de estos ecosistemas.

REFERENCIAS

- Arévalo, J. R., Encina-Domínguez, J. A., Juanes-Márquez, S., Álvarez-Vázquez, P., Nuñez-Colima, J. A., & Mellado, M. (2021). Restoration of Rangelands Invaded by *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth after 12 Years of Agriculture Abandonment (Coahuila, Mexico). *Agriculture*, 11(9), 886.
- Bai, Z., Mao, S., Han, Y., Feng, L., Wang, G., Yang, B., & Li, Y. (2016). Study on light interception and biomass production of different cotton cultivars. *PLoS One*, 11(5), e0156335.
- Bayraktar, E. (2012). Taban ve orman içi meralarda bitki örtülerinin verimleri, tür bileşimi ve önemli türlerin bazı özellikleri üzerinde bir araştırma.
- Blanco-Valdés, Y. (2019). Importancia de la calidad de la luz entre las plantas arvenses-cultivo. *Cultivos tropicales*, 40(4).
- Cámara-Acosta, J., Enríquez-Quiroz, J. F., Rueda-Barrientos, J. Á., Ortega-Jiménez, E., Ramírez-Bribiesca, J. E., & Guerrero-Rodríguez, J. D. D. (2022). Dinámica de tallos del pasto *Urochloa* híbrido cv Cobra en respuesta al tiempo de corte. *Revista fitotecnia mexicana*, 45(3), 303-311.
- Cook, C. W., & Stubbendieck, J. (1986). Range research: Basic problems and techniques. Society for Range Management. Denver, CO, USA.
- Corral, J. H., Arrieta, Y. H., Carreón, F. O. C., Abarca, N. A., Jiménez, N. N., & González, F. G. (2011). Cambio en la población de gramíneas en un pastizal abierto bajo sistema de pastoreo continuo en el norte de México. *Interciencia*, 36(4), 300-305.
- Domínguez-Escudero, J. M. A., Iglesias-Gómez, J. M., Olivera-Castro, Y., Milera-Rodríguez, M. de C., Pérez, O. C. T., & Wencomo-Cárdenas, H. B. (2021). Caracterización del pastizal y su manejo en un sistema de pastoreo racional Voisin, en Panamá. *Pastos y Forrajes*, 44, eE19.
- Duncan, D. A., & Woodmansee, R. G. (1975). Forecasting forage yield from precipitation in California's annual rangeland. *Journal of Range Management*, 28, 327-329.
- Gamaleri, E., Bona, E., Todeschini, V., & Lingua, G. (2020). Saline and arid soils: Impact on bacteria, plants, and their interaction. *Biology*, 9(6), 116.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gimeno, T. E., Pias, B., Lemos-Filho, J. P., & Valladares, F. (2009). Plasticity and stress tolerance override local adaptation in the responses of

- Mediterranean holm oak seedlings to drought and cold. *Tree Physiology*, 29(1), 87-98.
- Husse, S., Huguenin-Elie, O., Buchmann, N., & Lüscher, A. (2016). Larger yields of mixtures than monocultures of cultivated grassland species match with asynchrony in shoot growth among species but not with increased light interception. *Field Crops Research*, 194, 1-11.
- Jagodziński, A. M., Dyderski, M. K., Rawlik, K., & Katna, B. (2016). Seasonal variability of biomass, total leaf area and specific leaf area of forest understory herbs reflects their life strategies. *Forest Ecology and Management*, 374, 71-81.
- Juanes-Marquez, S., Alvarez-Vazquez, P., Encina-Dominquez, J. A., Mellado-Bosque, M., Garcia-Martinez, J. E., & Flores-Naveda, A. (2022). Response to cutting and herbicide treatment of Mexican needlegrass (*Amelichloa clandestina*) in northeastern Mexico.
- Kramberger, B., Gselman, A., Podvršnik, M., Lešnik, M., & Škorjanc, D. (2014). Effects of low precipitation periods on the herbage yield of mesic semi-natural grasslands under different cutting regimes. <https://doi.org/10.13080/z-a.2014.101.002>
- Lewandowski, W., Stevens, J. C., Webber, B. L., Dalziel, E., Trudgen, M. S., Bateman, A. M., & Erickson, T. E. (2021). Global change impacts on arid zone ecosystems: Seedling establishment processes are threatened by temperature and water stress. *Ecology and Evolution*, 11(12), 8071-8084.
- Mandal, K. G., & Sinha, A. C. (2004). Nutrient management effects on light interception, photosynthesis, growth, dry-matter production and yield of Indian mustard (*Brassica juncea*). *Journal of Agronomy and Crop Science*, 190(2), 119-129.
- Mendoza, P. S. I., & Álvarez, V. P. (2022). Método de la regla para estimar porcentaje de radiación interceptada en especies forrajeras templadas. *Agro Divulgación*, 2(5), 1-3. <https://agrodivulgacion-colpos.org/index.php/1agrodivulgacion1/article/view/115>
- Mirzaali, A., Arzani, H., Jafari, M., Ehsani, A., Khatirnamani, J., & Mirzaali, I. (2011). Impact of precipitation pattern on forage production in Pashylogh Rangeland, Iran. *African Journal of Agricultural Research*, 6(18), 4223-4229.
- Montes Cruz, F. J., Castro Rivera, R., Aguilar Benítez, G., Sandoval Torres, S., & Solís Oba, M. M. (2016). Acumulación estacional de biomasa aérea de alfalfa Var. Oaxaca criolla (*Medicago sativa* L.). *Revista mexicana de ciencias pecuarias*, 7(4), 539-552.

- Muñoz-García, C., Cortes-Díaz, E., Cuicas-Huerta, R., Vaquera-Huerta, H., Ventura-Ríos, J., Hernández-Flores, E., & Hernández-Martínez, P. A. (2020). El efecto del pastoreo mixto y de mono-especie en dos tipos de pradera sobre la calidad, desarrollo y rendimiento de forraje: The effect of mixed and mono-species grazing on two types of grassland on forage quality, development and yield. *Tecnociencia Chihuahua*, 14(1), 623-623.
- Mustafa, G. U. R., Altin, M., & Gokkus, A. (2015). Determination of grazing time with relationships between grass layer height and biomass change in natural pastures. *African Journal of Agricultural Research*, 10(33), 3310–3318.
- Perotti, E., Huguenin-Elie, O., Meisser, M., Dubois, S., Probo, M., & Mariotte, P. (2021). Climatic, soil, and vegetation drivers of forage yield and quality differ across the first three growth cycles of intensively managed permanent grasslands. *European Journal of Agronomy*, 122, 126194.
- Russell, M. L., & Landers Jr, R. Q. (2017). Mexican needlegrass. *Texas A&M AgriLife Extension Service*, 1-4.
- Shao, H. B., Chu, L. Y., Jaleel, C. A., Manivannan, P., Panneerselvam, R., & Shao, M. A. (2009). Understanding water deficit stress-induced changes in the basic metabolism of higher plants—biotechnologically and sustainably improving agriculture and the ecoenvironment in arid regions of the globe. *Critical reviews in biotechnology*, 29(2), 131-151.
- Song, Y., Yan, D., Lu, Y., Liu, T., Qin, T., Weng, B., & Shi, W. (2024). Regulatory effects of non-growing season precipitation on the community structure, biomass allocation, and water-carbon utilization in a temperate desert steppe. *Journal of Hydrology*, 634, 131112.
- Villaseñor, J. L. (2016). Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(3), 559-902.
- Wan, H., Bai, Y., Hooper, D. U., Schönbach, P., Gierus, M., Schiborra, A., & Taube, F. (2015). Selective grazing and seasonal precipitation play key roles in shaping plant community structure of semi-arid grasslands. *Landscape ecology*, 30, 1767-1782.
- White, L. M. (1985). Stand age, precipitation, and temperature effects on forage yield. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 38(1), 39-43.
- Wingler, A., & Hennessy, D. (2016). Limitation of grassland productivity by low temperature and seasonality of growth. *Frontiers in plant science*, 7, 1130.

Yiruhan, S. M., Akiyama, T., Wang, S., Yamamura, Y., Hori, Y., & Ailikun. 1
(2014). Long-term prediction of grassland production for five temporal 2
patterns of precipitation during the growing season of plants based on 3
a system model in Xilingol, Inner Mongolia, China. *Ecological Modelling*, 4
291, 183-192. 5

Artículo 2

Changes in the plant composition of an *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth grassland after intensive grazing

(A4 paper - European format; TNR 12)

Changes in the plant composition of an *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth grassland after intensive grazing

Sait JUANES-MARQUEZ¹, Perpetuo ALVARES-VÁZQUEZ^{2*},
Miguel MELLADO-BOSQUE³, Juan A. ENCINA-DOMÍNGUEZ²,
Aurelio PEDROZA-SANDOVAL⁴, Martin CADENA-ZAPATA⁵

¹Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Doctorado en Ciencias en Producción Agropecuaria, Periférico Raúl López Sanches, Valle Verde, 27054, Torreón, Coahuila, México; saitjuanes@gmail.com

²Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Departamento de Recursos Naturales Renovables, 25315, Saltillo C.P. 25315, Coahuila, México; (*corresponding author) perpetuo.alvarezv@uaaan.edu.mx; jaencinad@gmail.com

³Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Departamento de nutrición animal, 25315, Saltillo C.P. 25315, Coahuila, México; melladomiguel07@gmail.com

⁴Universidad Autónoma Chapingo. Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas. Carretera Gómez Palacio - Ciudad Juárez, km 40. 35230, Bermejillo, Durango, México; apedroza@chapingo.uruza.edu.mx

⁵Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Departamento de Maquinaria Agrícola, 25315, Saltillo C.P. 25315, Coahuila, México; martincadenaz@gmail.com

Abstract

This study evaluated the effect of intensive non-selective grazing on the richness, diversity, and structure of a grassland dominated by *Amelichloa clandestina* at Rancho "Los Ángeles," Saltillo, Coahuila. Experimental plots of 600 m² were established in a 45 ha⁻¹ area, with three replicates per season. These plots were subjected to intensive grazing (333 AU ha⁻¹) at the beginning of each season, beginning in the winter of 2023. In the fall of 2024, the cover of all species in five quadrants (1 m²) per plot was quantified. Richness (Margalef), diversity (Shannon-Wiener), dominance (Simpson), evenness, and floristic similarity (Sørensen-Dice) indices were calculated. Canonical correspondence analysis (CCA) was used to evaluate the relationship with moisture and compaction. ANOVA and Tukey's test were performed. Thirty-seven species grouped into 19 families were recorded, with the greatest species richness in winter (30 species; Margalef index of 4.2). Spring and summer showed the most significant similarity (80%). The species *A. clandestina*, *Ambrosia confertiflora*, and *Clematis drummondii* were associated with higher humidity in summer and autumn. In conclusion, intensive non-selective grazing, carried out in different seasons, increased species richness and diversity indices, especially in winter, spring, and summer.

Keywords: ACC, High load, *Amelichloa clandestina*, Grassland, grazing, Wealth and diversity.

Introduction

The species diversity and aboveground biomass of plant communities in grasslands are key indicators of the functioning and stability of these ecosystems, as the variety of species in plant communities directly influences the sustainability and maintenance of ecosystem services (Pennekamp *et al.*, 2018). In this sense, grazing is one of the grassland main practices, impacting production, structure, species diversity, and ecosystem stability (Liu *et al.*, 2015). Furthermore, the diversity and composition of grasslands vary depending on nutrient availability and the intensity, frequency, and seasonality of grazing (Mayromihalis *et al.*, 2013). Therefore, continuous grazing can reduce perennial plant cover, increasing bare soil area and facilitating opportunistic species invasion (Reeve *et al.*, 2000). Therefore, studying changes in species diversity and biomass under different grazing regimes is essential for grassland restoration and sustainable management (Morris, 2021). Since the intensity, duration, and seasonality of grazing can substantially modify plant composition, it not only alters the physicochemical properties of the soil but also indirectly influences microbial communities (Li *et al.*, 2022). These changes are reflected in grassland dynamics. Positively, manipulating the duration and season of grazing can increase the abundance of native perennial species (Kahn *et al.*, 2010). A disturbance caused by grazing can increase the specific diversity of plant communities and contribute to these ecosystems relative stability and sustainability (Zhang *et al.*, 2020a). Likewise, the seasonal exclusion of livestock during specific periods is an essential tool for grassland management (Nie and Zollinger, 2012). Rest periods from grazing for weeks or months can promote the growth of perennial grasses (Chapman *et al.*, 2003). However, the timing of such exclusion is crucial, given that spring represents the main growth and flowering period for many grassland species. Therefore, removing grazing during this period promotes persistence and stimulates the establishment of new species, such as various native forbs and grasses (Leonard and Kirkpatrick, 2004). However, overgrazing and poor management lead to rangeland degradation, with arid and semi-arid areas being more susceptible, jeopardizing their integrity and ecosystem services (Medeiros *et al.*, 2020).

In the chaos of northeastern Mexico, following the abandonment of farmland, the clandestine pinegrass (*Amelichloa clandestina*) has been observed to colonize the herbaceous stratum aggressively, thanks to its high production of cleistogamous and chasmogamous seeds (Juanes-Márquez *et al.*, 2023). This species thrives in disturbed areas, scrublands, grasslands, and open pinyon pine forests, at altitudes ranging from 2,000 to 2,100 m. Its distribution in Mexico covers the states of Coahuila and Nuevo León (Barkworth, 1982), and according to Villaseñor (2016), it is native to Mexico and introduced into West Texas. Its presence was first documented in Kimble County in the early 1950s, spreading into the San Saba River Valley in the 1960s (Russell and Landers, 2017). This species demonstrates high adaptation, growth, and rapid spread in the region's grasslands. Therefore, a deeper understanding of the impacts of grazing throughout the different seasons is needed to design management strategies that consider the essential phenological changes of the species present. Therefore, the objective of this study was to evaluate the seasonal effect of intensive non-selective grazing on the richness, diversity, and structure of a grassland dominated by *Amelichloa clandestina*.

Materials and Methods

Study Area

The study was conducted in a 32 ha⁻¹ grassland area dominated by *A. clandestina* in northeastern Mexico, located on the "Los Angeles" Experimental Ranch. The area is located at

coordinates 25°06'30" N and 100°59'18" W (Figure 1), with an altitude of 2,162 m. According to the Köppen classification, modified by García (2004), the climate is BSkw(e'), dry, with a precipitation-temperature ratio of 22.9 mm/16 °C, warm summers, and an average temperature of 7 to 14 °C. The average annual rainfall is 350 mm, divided into May to October (87%) and November to April (13%).

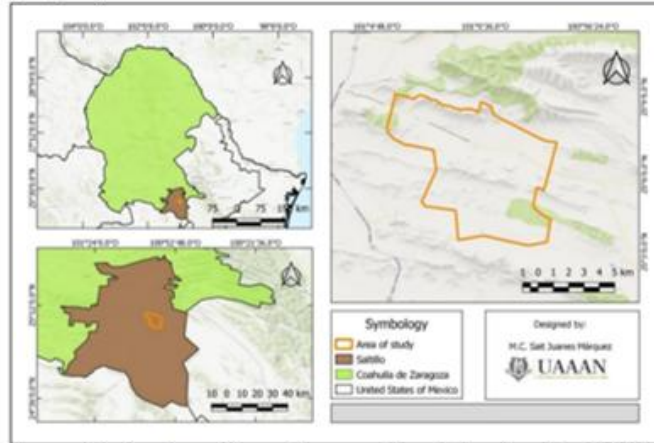


Figure 1. Geographic location of the study area at Rancho Los Ángeles, Saltillo, Coahuila, Mexico. Prepared by the authors (Sait Juanes Márquez).

Methodology

The evaluations were carried out in October 2024, resulting from an experimental period from January 2023 until the measurements were made, reflecting the effect of the four seasons. The randomly located experimental units were 600 m² (10 x 60 m), with three replicates, and were grazed at the beginning of each season using intensive non-selective grazing (Acocks, 1966), with a stocking rate of 333 AU ha⁻¹, subject to forage availability (Aranda *et al.*, 2023).

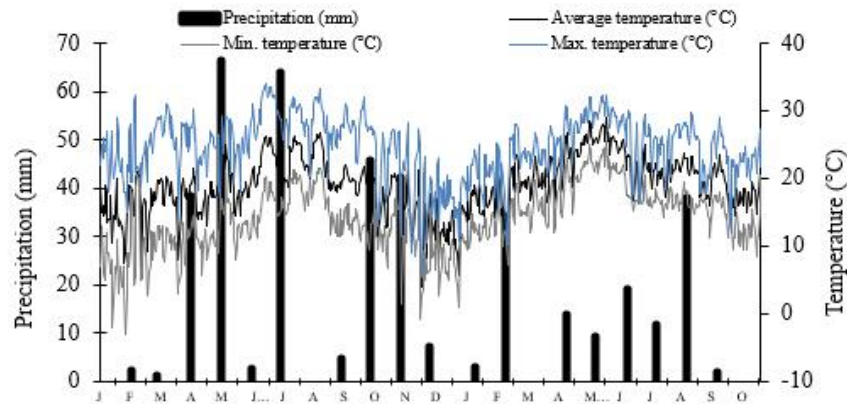


Figure 2. Average daily maximum, average, minimum temperature, and accumulated precipitation from January 2023 to October 2024, climate conditions during the study period.

Variables evaluated

During the rainy season, five 1 m² quadrants (1 x 1 m) were established in each experimental unit, where the cover of the present species was measured, and the species present, cover, and height were identified (Arévalo *et al.*, 2021). The recorded species were organized at the family, genus, and species levels according to the taxonomic nomenclature reported on the Missouri Botanical Garden's tropicos.org website (2024) to obtain botanical composition. Direct species subsequently estimated species richness counts in each census. From this, the Margalef richness index, Simpson index, Shannon-Wiener diversity index, and Evenness index were derived (Moreno, 2001). Likewise, their migratory and successional status was consulted on the CONABIO Mexican weeds website (2024). To assess floristic similarities between grazing seasons, the presence and absence of species were recorded in the four seasons. These data were used to construct a similarity matrix, which was transformed into quantitative values (dendrogram).

Statistical Analysis

The study was conducted under a randomized block design, with three replicates per treatment. Treatments consisted of the grazing practices carried out at the beginning of each season and a control area. The indices were determined using PAST software version 4.10 (Toto *et al.*, 2023). The Sørensen-Dice similarity index was used to determine floristic similarity using MVSP statistical software version 3.22. A dendrogram was generated using the UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean) clustering method. An analysis of variance (ANOVA) was performed to evaluate the effect of grazing in each season. The analysis was carried out using JMP 14 PRO statistical software, and means were compared using the Tukey test, with a significance level of $\alpha = 0.05$. In addition to analyzing vegetation distribution based on soil variables and evaluating changes in species composition, data were collected on the species with the highest cover values in the sample plots. These data were processed using multivariate ordination techniques, specifically Canonical Correspondence Analysis (CCA), using CANOCO version 5 software for Windows (Ter-Braak and Šmilauer, 2002). The environmental variables considered included soil ecological parameters such as moisture and compaction at 2.5, 5, and 7.5 cm depths.

Results

Plant Composition

Table 1 presents the species richness of the prominent families and genera. The families with the greatest species richness are Asteraceae, with 10 species (27% of the total flora), Poaceae with nine species (24%), Fabaceae with three species (8%), and Lamiaceae, also with three species (8%). The most incredible species-rich genera are Bouteloua, Euphorbia, and Panicum, each with two species (5% of the total flora). Herbs are the life form with the most incredible richness, with 28 species (76%), while Cactaceae are represented by one species (3%). In the study area, across all seasonal grazing sites, a total of 37 species grouped into 19 botanical families were recorded (Table 4).

Table 1. Most representative families and genera of the grassland flora are dominated by Mexican needlegrass (*Amelichloa clandestina*) in the study site in northeastern Mexico.

Family	Genera (species)	Genera	species
Asteraceae	10 (10)	Bouteloua	2
Poaceae	7 (9)	Euphorbia	2

Fabaceae	3 (3)	Panicum	2
Lamiaceae	3 (3)	Amaranthus	1
Malvaceae	3 (3)	Ambrosia	1
Convolvulaceae	2 (2)	Amelichloa	1
Solanaceae	2 (2)	Anoda	1
Verbenaceae	2 (2)	Argemone	1
Chenopodiaceae	1 (1)	Asphodelus	1
Amaranthaceae	1 (1)	Buddleja	1
Asphodelaceae	1 (1)	Chamaesaracha	1
Brassicaceae	1 (1)	Chenopodium	1
Cactaceae	1 (1)	Cirsium	1

Figure 3 identifies two main groups based on the treatments applied to the *Amelichloa clandestina* grassland. The Sorensen similarity index showed significant differences between species in the different seasons ($p < 0.05$). Intensive non-selective grazing notably impacted the species composition and the grouping of treatments in the *Amelichloa clandestina* grassland in different seasons. The first group includes control treatment and those corresponding to the autumn season. The second group comprises treatments during spring, summer, and winter. The low similarity in species composition is the factor that separates these groups, differentiating these seasons from the rest of the studied areas.

A similarity analysis identified several groups among the samples: General Group (67% similarity), including the four seasons and the control. Witness-Autumn Subgroup (72%): Formed by the witness and autumn within the general group. Winter-spring-summer subgroup (78%): Composed of winter, spring, and summer. The highest Similarity Group (80%) comprises spring and summer, presenting the highest similarity. This grouping indicates that the spring and summer seasons share more similar characteristics.

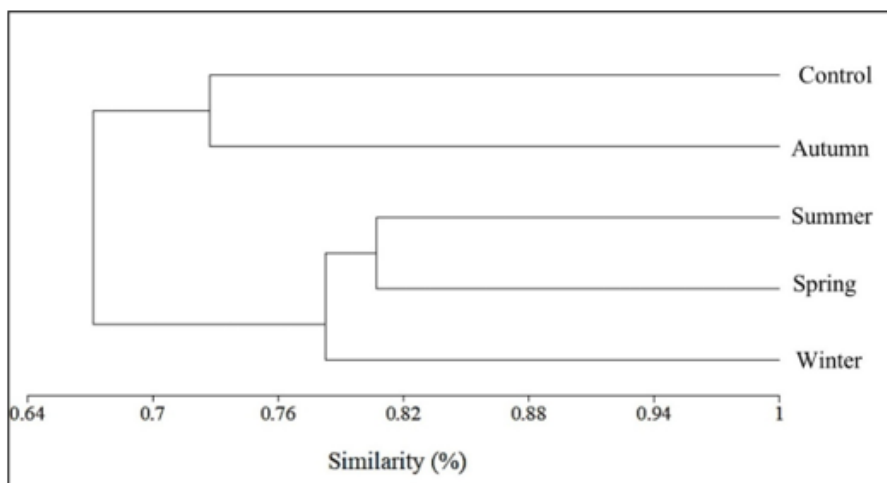


Figure 3. Floristic similarity coefficient (Sorensen-Dice; UPGMA grouping method), between four seasons after intensive non-selective cattle grazing in an *Amelichloa clandestina* grassland in northeastern Mexico.

The diversity analysis revealed that the Asteraceae family was the most dominant in the plots, recording eight species during winter. This was followed by the Poaceae family, which identified six species in winter, spring, and summer. The Malvaceae family showed its most excellent richness in spring, with three species recorded. The other families were represented by a single species in the floristic composition of each season (Figure 4).

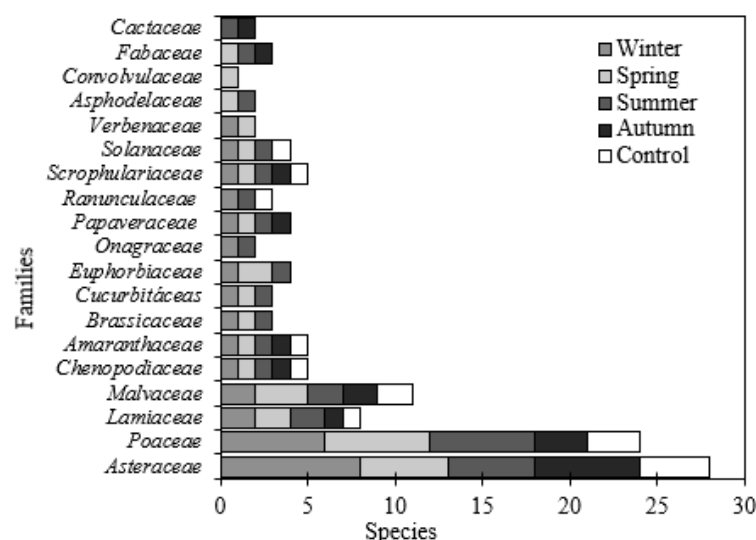


Figure 4. Number of species per botanical family after cattle grazing with a heavy stocking rate at the beginning of each season on an *Amelichloa clandestina* grassland in northeastern Mexico.

Species diversity

Grazing had a significant effect on species diversity ($p < 0.05$). Winter, spring, and summer presented greater species richness with 30, 29, and 28 species, respectively, compared to autumn, which presented 15 species (Table 2; Table 4). Likewise, according to the Margalef wealth index, winter, spring, and summer presented the highest indices with values of 4.2, 4.3, and 4.0, respectively, followed by autumn with 2.6. Considering the Shannon diversity index (H'), summer presented the highest index with 2.18, followed by winter and autumn with 2.02 and 1.90, respectively, while the lowest indices were observed in spring (1.88).

However, with the Simpson diversity ($1-D$) and evenness ($\text{Evenness } e^{-H/S}$) indices, no significant differences were found ($p > 0.05$), with average values of 0.80 and 0.32 for these indexes. However, winter, spring, and summer grazing favored greater plant species diversity and evenness than autumn and control.

Table 2. Richness and diversity indices after grazing with a high stocking rate at the beginning of each season in an *Amelichloa clandestina* grassland in northeastern Mexico.

Season	Indices	Standard error	P-value
	Specific richness Taxa S		
Winter	30 a	1.63	<.0001*
Spring	29 a		
Summer	28 a		
Autumn	18 b		
Control	15 c		
	Individual		
Winter	785 a	33.9	<.0001*
Spring	623 d		
Summer	689 b		
Autumn	681 c		
Control	404 e		
	Margalef richness index		
Winter	4.2 a	0.233	<.0001*
Spring	4.3 a		
Summer	4.1 a		
Autumn	2.6 b		
Control	2.3 c		
	Shannon H diversity index		
Invierno	2.02 ab	0.037	0.0075*
Primavera	1.88 b		
Verano	2.18 a		
Otoño	1.90 ab		
Testigo	1.80 b		
	Simpson 1-D diversity index		
Winter	0.80 a	0.022	0.977
Spring	0.78 a		
Summer	0.82 a		
Autumn	0.82 a		
Control	0.79 a		
	e^H/S Evenness Index		
Winter	0.26 a	0.029	0.1468
Spring	0.22 a		
Summer	0.31 a		
Autumn	0.39 a		
Control	0.42 a		

Within column, means with different letters differ ($\alpha = 0.05$).

ACC vegetation management

The environmental variables in the model explained 80% of this variation. This response suggests that environmental variables are significantly associated with species distribution. CCA (Table 3) generated four axes representing environmental gradients. The first axis

(eigenvalue: 0.137) explained 39% of the modelled variation, while the second axis (eigenvalue: 0.0853) raised the cumulative explained variation to 63.2%. Together, these axes explained more than 60% of the relationship between species and the environment. Axes 3 and 4 contributed in a smaller proportion to the total variance. The canonical correlations between the axes and the environmental variables are high (1.0 and 0.96 for axes 1 and 2, respectively), indicating a strong association. These results support the interpretation of environmental gradients as key determinants of species distribution.

Table 3: Canonical correspondence analysis.

Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Proper values	0.137	0.085	0.057	0.071
Explanatory variation (cumulative)	39.0	63.2	79.6	100
Pseudocanonical correlation	1.0	0.96	0.98	0.00
Adjusted variation explained (cumulative)	48.96	79.43	100	-

Permutation Test Results: pseudo-F=1.3, P=0.274

Figure 5 shows species distribution along two principal axes and environmental variables such as humidity, soil compaction at different depths, and seasons. *Muhlenbergia torreyi*, *Opuntia rastrojera*, *Ambrosia confertiflora*, *Clematis drummondii*, *Helianthus laciniatus*, and *Amelichloa clandestina* were grouped towards the axis of highest humidity, mainly in summer and autumn. Species such as *Hopia obtusa*, *Gaura coccinea*, *Solidago velutina*, *Thelesperma simplicifolium*, and *Panicum hallii* were associated with soil compaction (2.5, 5, and 7.5 cm), associated with winter. On the other hand, during spring, *Setaria leucopila*, *Bouteloua dactyloides*, *Euphorbia serrula*, *Euphorbia exstipulata*, *Glandularia bipinnatifida*, and *Sida abutilifolia* stood out. The control showed the lowest presence of species, including *Hoffmannseggia glauca*, *Asphodelus fistulosus*, and *Sphaeralcea angustifolia*; therefore, it can be recognized that the distribution of the species is influenced by seasonal factors such as temperature, precipitation, and edaphic conditions.

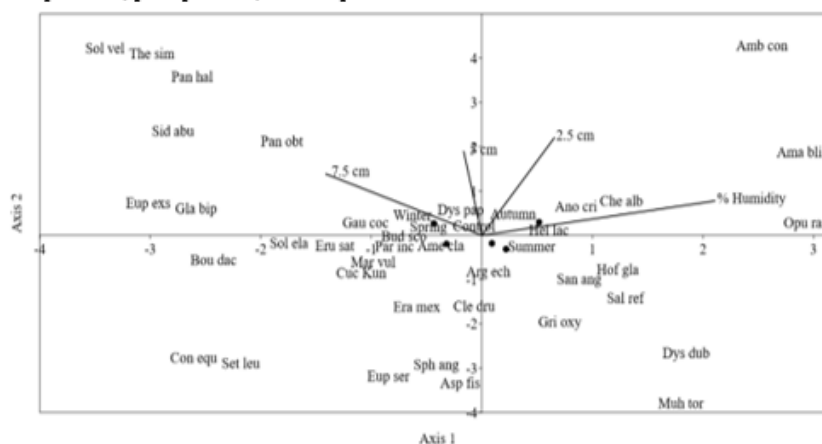


Figure 5. Canonical Correspondence Analysis of the species arrangement after cattle grazing at the beginning of the season in an *Amelichloa clandestina* grassland, concerning humidity soil compaction at different depths (2.5, 5, and 7.5cm). The arrows indicate the

direction of each variable's most significant contribution, while the species' location reflects their association with these conditions.

Discussion

Vegetation Composition

The recorded flora (Table 4) represents 1.2% of the flora reported for Coahuila (Villareal-Quintanilla, 2001). According to Rzedowski (1992), grasslands and shrublands host approximately 6,000 species, equivalent to 20% of Mexico's total flora; of these, 0.61% are found in the *Amelichloa clandestina* grassland, indicating low species richness. The species richness observed in the grassland is lower than that reported by Juanes-Márquez *et al.* (2024), who recorded 74 species in a study conducted in the same area. Arévalo *et al.*, (2021) reported a rich species of 70.

Previous studies in Argentine grasslands have shown that 10-year grazing exclusion changes floristic composition, diversity, and vegetation structure (Nai-Bregaglio *et al.*, 2002). These findings demonstrate that the grazing season significantly influences the similarity and diversity coefficient of the plant community. In this study, two main groups were formed: the control and the autumn season, and another consisting of the spring, summer, and winter seasons. However, the similarity of autumn with the control in the first group could be related to more recent grazing, indicating a shorter time between this event and the evaluation. This suggests that grazing intensity and timing are key factors affecting plant community structure, independently or interacting with seasonal characteristics (Amezaga *et al.*, 2004). The trend observed in the Sorensen similarity index showed a decrease in the number of shared species between the grazed plant community and the control (ungrazed area). This pattern reflects the influence of grazing on vegetation structure and diversity. Therefore, when managing grasslands, the potential effects of grazing on plant communities and their ecosystem functions must be considered, so that more effective management and grazing strategies can be designed (Chen *et al.*, 2024). In arid grasslands, characterised by shallow soils, steep slopes, and extreme droughts, species composition is more stable (Meier *et al.*, 2021). This stability, linked to water and nutrient scarcity, limits ecological succession, maintaining a relatively constant composition (Meier and Partzsch, 2018). In contrast, with greater moisture availability, semi-arid grasslands favour nutrient uptake and more extensive vegetation cover (Ellenberg and Leuschner, 2010). This promotes successional processes, including establishing new species and gradually transforming the plant community. The floristic composition in semi-arid environments such as the *Amelichloa clandestina* grassland is more dynamic. These patterns are associated with seasonal conditions, grazing, and climate interaction (Petrík *et al.*, 2011).

In this regard, Rolnik and Olas (2021) mention that the Asteraceae family is known for dominating spaces thanks to its reproductive strategy, which confers competitive advantages. The Poaceae family, for their part, is essential in grazing ecosystems, where their rapid regeneration after grazing contributes to their persistence (Proulx and Mazumder, 1998). The dominance of Asteraceae and Poaceae in specific seasonal periods (Proulx and Mazumder, 1998) can be explained by the impact of grazing on the floristic composition that increased species diversity in nutrient-rich ecosystems, while in poor ecosystems, it can limit species regeneration.

Species Diversity

According to the study by Osem *et al.* (2002), species richness can increase under grazing conditions due to the increased availability of soil resources and the simultaneous reduction in competition resulting from eliminating larger, more palatable species. Conversely, in the absence of grazing, species richness decreases due to increased competition for light and the displacement of smaller, less competitive species (Huston, 1994). Meanwhile, Borer *et al.* (2014) demonstrate that the presence of grazing can limit excessive shading by controlling the growth of dominant species, thereby favouring the coexistence of smaller plants and reducing competition for canopy light. Therefore, the absence of herbivores increases competition for light and nutrients, which can decrease species richness. Similarly, the growth and composition of grassland plant communities have been reported to be strongly influenced by grazing intensity (Zhang *et al.*, 2020b). These responses can also be explained by combining other factors, such as herbivore selectivity, species palatability, and vegetation diversity (Msadek *et al.*, 2022). According to Bullock and Pakeman (1997), controlled intensive grazing increases the total number of plant species, especially favouring the presence of herbs and grasses, while shrubs tend to proliferate in areas with lower grazing intensity. López *et al.* (2017) reported a positive effect of horse grazing on diversity in northern Spain, favouring the presence of several rare species of high conservation value (*C. filipendulum*, *G. pneumonanthe*, *S. tinctoria*, and *S. humilis*), which increased in abundance and frequency with grazing. Furthermore, plant species richness and diversity in Galicia increased in the *Genista scorpius*-dominated understory under grazing (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2012). Likewise, grazing generated significant changes in the plant community when intensive non-selective grazing was carried out, which presented an increase in species (Table 4). This effect was evident in all seasons, possibly due to greater nutrient availability caused by a greater number of animal excreta due to a high grazing load (Zanella *et al.*, 2021). During grazing, livestock feeding and trampling cause changes in the quantitative characteristics of grassland plant communities (Zhang *et al.*, 2020b). Increased soil nutrient content can alter the competitive balance and facilitate the presence of specific species (Klinerová and Dostál, 2020). Furthermore, livestock manure represents a significant vector of plant dispersal regarding the quantity of seeds and the number of species transported (Zanella *et al.*, 2021). Species diversity is a fundamental indicator of grassland community structure and is closely related to ecosystem functioning (Bleicher *et al.*, 2024). Thus, grazing controls grassland plant communities' structural characteristics and species diversity (Milchunas and Lauenroth, 1993). Several studies indicate that species diversity can increase under an adequate grazing system (Hobbs and Huenneke, 1992), and several indicators of community structure also reach maximum values under these conditions (Milchunas *et al.*, 1988).

Vegetation Management (CCA)

These results suggest that the species community is primarily organised around one or two dominant environmental gradients, reflected in the first axes of the CCA. This type of pattern is common in ecological studies, where key environmental factors (water, temperature, nutrients, or seasonality) determine species composition (Lolila *et al.*, 2023). For example, in a study of tree communities in Europe, 36% of the variation in biomass fractions was attributed to species genetic diversity, while 64% was due to environmental variability (Veresoglou and Peñuelas, 2019). The association of species such as *Muhlenbergia torreyi* and *Amelichloa clandestina* with the wettest seasons (summer and autumn) is consistent with research highlighting that water availability is critical for species growth (Xu *et al.*, 2015). As observed in winter-associated species, soil compaction and depth significantly influence species composition. Compaction increases mechanical strength, limits root penetration, and water availability, favouring stress-tolerant species (Rosenberg, 1964). The effects of compaction at

different depths (2.5, 5, and 7.5 cm) indicate that soil physical conditions dictate water retention and nutrient flux, affecting species adaptation, especially during dry periods (Zhu and Lin, 2011). However, certain grasses thrive in compacted soils due to stronger root adaptations (Vanderburg *et al.*, 2020). Species in the Poaceae family may have roots capable of penetrating dense layers and accessing water retained in deeper strata (Nippert and Knapp, 2007). Thus, the distribution of Poaceae in the diagram suggests that they find a competitive advantage under conditions of winter compaction where moisture can be maintained at greater depths. The control species show the lowest species diversity; research in poorly managed grasslands indicates that the absence of moderate disturbances (controlled grazing or prescribed burning) reduces biodiversity and favours the dominance of a few species (Chaturvedi *et al.*, 2018). Environmental factors, such as variability in soil moisture and compaction, are crucial in species richness and community structure, as observed in arid and semi-arid ecosystems (Munhoz *et al.*, 2008).

Conclusions

Seasonal grazing in the *A. clandestina* grassland modified its structure, increasing species richness and diversity, especially in winter, spring, and summer. This was associated with increased species richness and a reduction in the aerial cover and height of *A. clandestina*, which facilitated the establishment of other species. Seasonal grazing management impacts grassland structure. A close relationship exists between the environmental variables (humidity and compaction) and species composition, indicating that the selected factors reflect important ecological patterns.

Authors' Contributions

Conceptualization: S.J.-M and P. A.-V; Data curation: S.J.-M; Funding acquisition: P. A.-V; Investigation: P. A.-V, M.M.-B, M. C.-Z and S.J.-M; Methodology: P. A.-V, S.J.-M, and J.A.E.-D; Project administration: P. A.-V; Supervision: P. A.-V, M. M.-B and A.P.-S; Writing - original draft: S.J.-M and P. A.-V; Review and editing: P. A.-V and S.J.-M; All authors read and approved the final manuscript.

Ethical approval (for research involving animals or humans)

Not applicable

Acknowledgements

This work was supported by the "Programa de Apoyo a la Investigación Científica" by the Research Direction of the Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN) for project 2201, which was awarded to Perpetuo Alvares Vazquez.

Conflict of Interests

The authors declare there are no conflicts of interest related to this article.

Table 4. List and existence of species by season after intensive non-selective grazing in an *Amelichloa clandestina* grass in northeastern Mexico

Species	Seasons					Family	Life cycle
	Wi	Sp	Su	Au	C		
<i>Amaranthus blitoides</i> S. Watson	✓	✓	✓	✓	✓	Amaranthaceae	Annual
<i>Ambrosia confertiflora</i> D.C	✓			✓		Asteraceae	Perennae
<i>Amelichloa clandestina</i> (Hack.) Arriaga y Barkworth	✓	✓	✓	✓	✓	Poaceae	Perennae
<i>Anoda cristata</i> (L.) Schlecht.	✓	✓	✓	✓	✓	Malvaceae	Annual
<i>Argemone echinata</i> G.B. Ownbey	✓	✓	✓	✓		Papaveraceae	Annual
<i>Asphodelus fistulosus</i> L., C		✓	✓			Asphodelaceae	Perennae
<i>Bouteloua dactyloides</i> (Nutt.) J.T. Columbus	✓	✓				Poaceae	Perennae
<i>Buddleja scordioides</i> Kunth	✓	✓	✓	✓	✓	Scrophulariaceae	Perennae
<i>Chenopodium album</i> L.	✓	✓	✓	✓	✓	Chenopodiaceae	Perennae
<i>Clematis drummondii</i> Torr. & A. Gray	✓		✓		✓	Ranunculaceae	Perennae
<i>Convolvulus equitans</i> Benth.		✓				Convolvulaceae	Perennae
<i>Cucurbita foetidissima</i> Kunth	✓	✓	✓			Cucurbitaceae	Perennae
<i>Dyschyspermum dubium</i> (Kunth) PM Peterson y N. Snow	✓	✓	✓	✓	✓	Poaceae	Perennae
<i>Dysodia papposa</i> (Vent.) Hitchc.	✓	✓	✓	✓	✓	Asteraceae	Annual
<i>Eragrostis mexicana</i> (Homem) Link	✓	✓	✓		✓	Poaceae	Annual
<i>Eruca vesicaria</i> (L.) Cav	✓	✓	✓			Brassicaceae	Annual
<i>Euphorbia exstipulata</i> Engelm.	✓	✓				Euphorbiaceae	Annual
<i>Euphorbia serrula</i> (Engelm.) Woot. & Standl		✓	✓			Euphorbiaceae	Annual
<i>Gaura coccinea</i> Nutt. ex Pursh	✓		✓			Onagraceae	Perennae
<i>Glandularia bipinnatifida</i> Nutt	✓	✓				Verbenaceae	Annual
<i>Grindelia axillaris</i> Greene	✓	✓	✓	✓		Asteraceae	Perennae
<i>Helianthus laciniatus</i> A. Gray	✓	✓	✓	✓	✓	Asteraceae	Perennae
<i>Hoffmannseggia glauca</i> (Ortega) Eifert		✓	✓	✓		Fabaceae	Perennae
<i>Hoplia obtusa</i> (Kunth) Zuloaga & Morrone	✓		✓			Poaceae	Perennae
<i>Marrubium vulgare</i> L.	✓	✓	✓			Lamiaceae	Perennae
<i>Muhlenbergia torreyi</i> (Kunth) Hitchc. ex-Bush			✓			Poaceae	Perennae
<i>Opuntia rastrova</i> F.A.C. Weber			✓	✓		Cactaceae	Perennae
<i>Panicum hallii</i> Vasey	✓	✓	✓	✓		Poaceae	Perennae
<i>Parthenium incanum</i> Kunth	✓	✓	✓	✓	✓	Asteraceae	Perennae
<i>Salvia reflexa</i> Homem	✓	✓	✓	✓	✓	Lamiaceae	Annual
<i>Sanvitalia angustifolia</i> Engelm. ex A. Gray)	✓	✓	✓	✓	✓	Asteraceae	Annual
<i>Setaria leucopila</i> (Scribn. & Max.) K. Schum.		✓				Poaceae	Perennae
<i>Sida abutilifolia</i> Mill.	✓	✓				Malvaceae	Perennae
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav	✓	✓	✓		✓	Solanaceae	Perennae
<i>Solidago velutina</i> DC.	✓					Asteraceae	Perennae
<i>Sphaeralcea angustifolia</i> (Cav.) G. Don		✓	✓	✓	✓	Malvaceae	Perennae
<i>Thelesperma si mulicifolium</i> (A. Gray) A. Gray	✓					Asteraceae	Perennae
<i>Amaranthus blitoides</i> S. Watson	✓	✓	✓	✓	✓	Amaranthaceae	Annual
<i>Ambrosia confertiflora</i> D.C	✓			✓		Asteraceae	Perennae

Wi=Winter, Sp=Spring, Su=Summer, Au= Autumn, C=Control

References

- Acoccks JPH (1966). Non-selective grazing as a means of veld reclamation. Proceedings of the Annual Congresses of the Grassland Society of Southern Africa 1(1): 33-39. <https://doi.org/10.1080/00725560.1966.9648517>
- Amezaga I, Mendarte S, Albizu I, Besga G, Garbisu C, Onaindia M (2004). Grazing intensity, aspect, and slope effects on limestone grassland structure. *Journal of Range Management* 57(6): 606-612. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2004\)057\[0606:GLAASE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2004)057[0606:GLAASE]2.0.CO;2)
- Aranda MJ, Tognetti PM, Mochi LS, Mazia N (2023). Intensive rotational grazing in pastures reduces the early establishment of an invasive tree species. *Biological Invasions* 25(10): 3137-3150. <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03096-2>
- Arévalo JR, Encina-Domínguez JA, Juanes-Márquez S, Álvarez-Vázquez P, Nuñez-Colima JA, Mellado M (2021). Restoration of rangelands invaded by *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth after 12 years of agriculture abandonment (Coahuila, Mexico). *Agriculture* 11(9): 886. <https://doi.org/10.3390/agriculture11090886>
- Barkworth ME (1982). Embryological characters and the taxonomy of the Stipeae (Gramineae). *Taxon*, 31(2), 233-243. <https://doi.org/10.2307/1219986>
- Bleicher SS, Kotler BP, Downs CJ, Brown JS (2020). Intercontinental test of constraint-breaking adaptations: Testing behavioural plasticity in the face of a predator with novel hunting strategies. *Journal of Animal Ecology*, 89(8), 1837-1850. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14314>
- Borer ET, Seabloom EW, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, Lind EM, Yang LH (2014). Herbivores and nutrients control grassland plant diversity via light limitation. *Nature*, 508(7497), 517-520. <https://doi.org/10.1038/nature13144>
- Bullock JM, Pakeman RJ (1997). Grazing of lowland heath in England: management methods and their effects on heathland vegetation. *Biological Conservation*, 79(1), 1-13. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00117-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00117-6)
- Chapman DF, McCaskill MR, Quigley PE, Thompson AN, Graham JF, Borg D, Clark SG (2003). Effects of grazing method and fertiliser inputs on the productivity and sustainability of phalaris-based pastures in Western Victoria. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 43(8), 785-798. <https://doi.org/10.1071/EA02198>
- Chaturvedi RK, Raghubanshi AS (2018). Effect of soil moisture on composition and diversity of trees in tropical dry forest. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 3(1), 1-4. DOI: 10.15406/mojes.2018.03.00059
- Chen W, Ye M, Pan X, Li M, Zeng G, Zhang X, Che, J (2024). Relationships and Changes in Grassland Community Diversity and Biomass in the Pastoral Areas of the Two Rivers under Grazing Disturbance. *Agronomy*, 14(6), 1336. <https://doi.org/10.3390/agronomy14061336>
- Ellenberg H, Leuschner C (2010). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht (Vol. 8104). *Utb.* <https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=PrSeDQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR17&ots=05qJk9XXq&sig=7iluA1ohSScr9qRjQblRcO2mQ1s>
- García E (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5 ed. Instituto de Geografía-UNAM: Serie Libros. México. 50p. *Libros OA - Repositorio de libros de acceso abierto UNAM*

- Hobbs RJ, Huenneke LF (1992). Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation biology*, 6(3), 324-337. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.06030324.x>
- Huston MA (1994). *Biological diversity: the coexistence of species*. Cambridge University Press.
- Juanes-Márquez S, Encina-Domínguez JA, Álvarez-Vázquez P, Lara-Reimers EA, Camposeco-Montejo N, García-López JI (2023). Caracterización del banco de semilla de un zacatal en el sureste de Coahuila. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 14(1), 97-107. <https://doi.org/10.29312/remexca.v14i1.3386>
- Juanes-Márquez S, Encina-Domínguez JA, Torres-Mora M, Mellado M, Álvarez-Vázquez P, Lara-Reimers EA (2024). Efecto del corte, quema y aplicación de herbicida en la estructura y diversidad de especies de un pastizal de *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth en el Desierto Chihuahuense. *Revista Bio Ciencias*, 11, e1459. <https://doi.org/10.15741/revbio.11.e1459>
- Kahn LP, Earl JM, Nicholls M (2010). Herbage mass thresholds rather than plant phenology are a more useful cue for grazing management decisions in the mid-north region of South Australia. *The Rangeland Journal*, 32(4), 379-388. <https://doi.org/10.1071/RJ10003>
- Klinerová T, Dostál P (2020). Nutrient-demanding species face less negative competition and plant-soil feedback effects in a nutrient-rich environment. *New Phytologist*, 225(3), 1343-1354. <https://doi.org/10.1111/nph.16227>
- Leonard SW, Kirkpatrick JB (2004). Effects of grazing management and environmental factors on native grassland and grassy woodland, Northern Midlands, Tasmania. *Australian Journal of Botany*, 52(4), 529-542. <https://doi.org/10.1071/BT03106>
- Li Y, Dong S, Gao Q, Fan C, Fayiah M, Ganjurjav H, Li S (2022). Grazing changed plant community composition and reduced stochasticity of soil microbial community assembly of alpine grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Frontiers in Plant Science*, 13, 864085. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.864085>
- Liu N, Kan HM, Yang GW, Zhang YJ (2015). Changes in plant, soil, and microbes in a typical steppe from simulated grazing: explaining potential change in soil C. *Ecological Monographs*, 85(2), 269-286. <https://doi.org/10.1890/14-1368.1>
- Lolila NJ, Shirima DD, Maurya EW (2023). Tree species composition along environmental and disturbance gradients in tropical sub-montane forests, Tanzania. *Plos one*, 18(3), e0282528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0282528>
- López CL, García RR, Ferreira LM, García U, Osoro K, Celaya R (2017). Impacts of horse grazing on botanical composition and diversity in different types of heathlands. *The Rangeland Journal*, 39(4), 375-385. <https://doi.org/10.1071/RJ17079>
- Mayromihalis JA, Dorrough J, Clark SG, Turner V, Moxham C (2013). Manipulating livestock grazing to enhance native plant diversity and cover in native grasslands. *The Rangeland Journal*, 35(1), 95-108. <https://doi.org/10.1071/RJ12074>
- Medeiros ADS, Maia SMF, Santos TCD, Gomes TCDA (2020). Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. *Scientia Agricola*, 78, e20190076. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0076>
- Meier T, Hensen I, Partzsch M (2021). Floristic changes of xerothermic grasslands in Central Germany: A resurvey study based on quasi-permanent plots. *Tuexenia*, 41, 203-226. <https://doi.org/10.14471/2021.41.009>

- Meier T, Partzsch M (2018). Federgras-Bestände in Mitteleuropa. Teil I. Aktuelle Situation und Bestandsentwicklung. *Hercynia-Ökologie und Umwelt in Mitteleuropa*, 51(2), 113-154.
- Milchunas DG, Lauenroth WK (1993). Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments: Ecological Archives M063-001. *Ecological monographs*, 63(4), 327-366. <https://doi.org/10.2307/2937150>
- Milchunas DG, Sala OE, Lauenroth WK (1988). A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist*, 132(1), 87-106. <https://doi.org/10.1086/284839>
- Moreno CE (2001). Métodos Para Medir La Biodiversidad, 1st ed; Zaragoza, Spain; ISBN 84-922495-2-8.
- Morris CD (2021). How Biodiversity-Friendly is regenerative grazing? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 816374. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.816374>
- Msadek J, Tlili A, Moumni M, Louhaichi M, Tadhouni M (2022). Impact of grazing regimes, landscape aspect, and elevation on plant life form types in managed arid montane rangelands. *Rangeland Ecology & Management*, 83, 10-19. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2022.02.013>
- Munhoz CBR, Felfili JM, Rodrigues C (2008). Species-environment relationship in the herb-subshrub layer of a moist Savanna site, Federal District, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 25-35. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000100005>
- Nai-bregaglio M, Pucheta E, Cabido M (2002). El efecto del pastoreo sobre la diversidad florística y estructural en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista chilena de historia natural*, 75(3), 613-623. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2002000300012>
- Nie ZN, Zollinger RP (2012). Impact of deferred grazing and fertilizer on plant population density, ground cover and soil moisture of native pastures in steep hill country of southern Australia. *Grass and Forage Science*, 67(2), 231-242. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00838.x>
- Nippert JB, Knapp AK (2007). Linking water uptake with rooting patterns in grassland species. *Oecologia*, 153, 261-272. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0745-8>
- Osem Y, Perevolotsky A, Kigel J (2002). Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology*, 90(6), 936-946. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2002.00730.x>
- Pennekamp F, Pontarp M, Tabi A, Altermatt F, Alther R, Choffat Y, Petchey OL (2018). Biodiversity increases and decreases ecosystem stability. *Nature*, 563(7729), 109-112. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0627-8>
- Petrík P, Černý T, Boublík K (2011). Impact of hoofed game and weather on the vegetation of endangered dry grasslands in the Křivoklátsko Biosphere Reserve (Czech Republic). *Tuexenia* 31: 283-299.
- Proulx M, Mazumder A (1998). Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology*, 79(8), 2581-2592. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2581:ROGIOP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2581:ROGIOP]2.0.CO;2)
- Reeve IJ, Kaine G, Lees JW, Barclay E (2000). Producer perceptions of pasture decline and grazing management. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 40(2), 331-341. <https://doi.org/10.1071/EA98018>
- Rigueiro-Rodríguez A, Mouhbi R, Santiago-Freijanes JJ, González-Hernández MDP, Mosquera-Losada MR (2012). Horse grazing systems: understory biomass and plant

- biodiversity of a *Pinus radiata* stand. *Scientia agricola*, 69, 38-46.
<https://doi.org/10.1590/S0103-90162012000100006>
- Rolnik A, Olas B (2021). The plants of the Asteraceae family as agents in the protection of human health. *International journal of molecular sciences*, 22(6), 3009.
<https://doi.org/10.3390/ijms22063009>
- Rosenberg NJ (1964). Response of plants to the physical effects of soil compaction. *Advances in Agronomy*, 16, 181-196. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60024-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60024-3)
- Russell ML, Landers Jr RQ (2017). Mexican needlegrass. Texas A&M AgriLife Extension Service, 1-4. [ERM-038.pdf](https://www.erm-038.pdf)
- Rzedowski J (1992). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. en: G. Halffter (compilador). La diversidad biológica de Iberoamérica I. Acta Zoológica Mexicana. Volumen especial. Instituto de Ecología, Amelichloa C. Xalapa.(14) 47-56.
<https://www.redalyc.org/pdf/574/57401402.pdf>
- Ter-Braak CJ, Smilauer P (2002). CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). www. canoco.com.
- Toto EJ, Montero SA, Zapata AMA, Hernández CIC (2023). Diversidad y estructura de la vegetación leñosa en cuatro bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México. *Acta Botánica Mexicana*, (130), 30.
<https://doi.org/10.21829/abm130.2023.2214>
- Vanderburg KL, Steffens TJ, Lust DG, Rhoades MB, Blaser BC, Peters K, Ham MJ (2020). Trampling and cover effects on soil compaction and seedling establishment in reseeded pasturelands over time. *Rangeland Ecology & Management*, 73(3), 452-461.
<https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.01.001>
- Veresoglou SD, Peñuelas J (2019). Variance in biomass-allocation fractions is explained by distribution in European trees. *New Phytologist*, 222(3), 1352-1363.
<https://doi.org/10.1111/nph.15686>
- Villarreal-Quintanilla JA (2001). Vegetación y flora de un ecotono entre las provincias del altiplano y de la planicie costera del noreste de México. *Acta Botánica Mexicana*, (55), 39-67. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2917719>
- Villaseñor JL (2016). Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(3), 559-902. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.017>
- Xu X, Zhang Q, Tan Z, Li Y, Wang X (2015). Effects of water-table depth and soil moisture on plant biomass, diversity, and distribution at a seasonally flooded wetland of Poyang Lake, China. *Chinese Geographical Science*, 25, 739-756.
<https://doi.org/10.1007/s11769-015-0774-x>
- Zanella PG, Junior LHPDG, Pinto CE, Baldissera TC, Werner SS, Garagorry FC, Sbrissia AF (2021). Grazing intensity drives plant diversity but does not affect forage production in a natural grassland dominated by the tussock-forming grass *Andropogon lateralis* Nees. *Scientific Reports*, 11(1), 16744. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96208-8>
- Zhang Y, Hou LL, Yan RR, Xin XP (2020b). Effects of grazing intensity on plant community characteristics and nutrient quality of herbage in a meadow steppe. *Scientia Agricultura Sinica*, 53:2550-2561.
https://caod.oriprobe.com/articles/59241870/Effects_of_Grazing_Intensity_on_Plant_Community_Ch.htm
- Zhang YJ, Zhu JT, Shen RN, Wang L (2020a). Research progress on the effects of grazing on grassland ecosystem. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 44(5), 553.
<https://doi.org/10.17521/cjpe.2019.0314>
- Zhu Q, Lin H (2011). Influences of soil, terrain, and crop growth on soil moisture variation from transect to farm scales. *Geoderma*, 163(1-2), 45-54.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.015>

3. CONCLUSIÓN GENERAL

El manejo estacional del pastoreo no selectivo en zacatales de *Amelichloa clandestina* modificó su estructura y aumentó una mayor riqueza específica y diversidad, especialmente durante las estaciones de invierno, primavera y verano. Dicho efecto se relacionó con la reducción de la cobertura y altura de *A. clandestina*, lo cual facilita el establecimiento de otras especies, evidenciando la influencia de la humedad y la compactación del suelo sobre la composición florística.

Por otra parte, bajo las condiciones edafoclimáticas del noreste de Coahuila, *A. clandestina* presenta una capacidad de rebrote más elevada en otoño después de un corte, por lo que refleja una mayor acumulación de materia seca y cambios significativos en la morfología de la planta. Este patrón de crecimiento en capacidad de rebrote y diversidad resalta la importancia de las prácticas de manejo que favorecen el desarrollo foliar y una mayor riqueza de especies.

En conjunto, estos hallazgos demuestran la fuerte interacción entre las variables ambientales, los ciclos de crecimiento y la fisiología de la planta, y la importancia de adoptar enfoques de manejo estacional de pastoreo y corte que optimicen la productividad y la conservación de los pastizales.

4. REFERENCIAS

- Abbott, L. B. (2006). Grassland ecology and diversity In *n*: Basurto, Xavier; Hadley, Diana, eds. 2006. Grasslands ecosystems, endangered species, and sustainable ranching in the Mexico-US borderlands: Conference proceedings. RMRS-P-40. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 11-16, 40,11-16).
- Acocks, J. P. H. (1966). Non-selective grazing as a means of veld reclamation. *Proceedings of the Annual Congresses of the Grassland Society of Southern Africa*, 1(1), 33-39. <https://doi.org/10.1080/00725560.1966.9648517>
- Addo-Danso, S., Prescott, C., & Smith, A. (2016). Methods for estimating root biomass and production in forest and woodland ecosystem carbon studies: A review. *Forest Ecology and Management*, 359, 332-351. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.08.015>.
- Apfelbaum, S., Thompson, R., Wang, F., Mosier, S., Teague, R., & Byck, P. (2022). Vegetation, water infiltration, and soil carbon response to Adaptive Multi-Paddock and Conventional grazing in Southeastern USA ranches. *Journal of environmental management*, 308, 114576 . <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114576>.
- Arévalo, J., Encina-Domínguez, J., Juanes-Márquez, S., Álvarez-Vázquez, P., Núñez-Colima, J., & Mellado, M. (2021). Restoration of Rangelands Invaded by *Amelichloa clandestina* (Hack.) Arriaga & Barkworth after 12 Years of Agriculture Abandonment (Coahuila, México). *Agriculture*, 11(9), 886. <https://doi.org/10.3390/agriculture11090886>.
- Arriaga, M. O., y Barkworth, M. E. (2006). *Amelichloa*: a new genus in the Stipeae (Poaceae). *SIDA, Contributions to Botany*, 145-149.
- Arroyo, A. I., Pueyo, Y., Barrantes, O., & Alados, C. L. (2024). Interplay between livestock grazing and aridity on the ecological and nutritional value of forage in semi-arid Mediterranean rangelands (NE Spain). *Environmental Management*, 73(5), 1005-1015. <https://doi.org/10.1007/s00267-024-01939-9>
- Axmanová, I., Tichý, L., Fajmonová, Z., Hájková, P., Hettenbergerová, E., Li, C., Merunková, K., Nejezchlebová, M., Otypková, Z., Vymazalová, M., & Zelený, D. (2012). Estimation of herbaceous biomass from species composition and cover. *Applied Vegetation Science*, 15, 580-589. <https://doi.org/10.1111/J.1654-109X.2012.01191.X>.
- Ayele, J., Tolemariam, T., Beyene, A., Tadese, D., & Tamiru, M. (2021). Assessment of livestock feed supply and demand concerning livestock productivity in Lalo Kile district of Kellem Wollega Zone, Western Ethiopia. *Heliyon*, 7(10). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08177>.
- Bengtsson, J., Bullock, J., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P., Smith, H., & Lindborg, R. (2019). Grasslands-more important for ecosystem

- services than you might think. *Ecosphere*, 10(2), e02582. <https://doi.org/10.1002/ECS2.2582>.
- Bonilla-Moheno, M., & Aide, T. (2020). Beyond deforestation: Land cover transitions in Mexico. *Agricultural Systems*, 178, 102734. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.102734>.
- Briske, D. D. (2017). Rangeland systems: processes, management, and challenges. *Springer series on environmental management*. Available at: 347–372. <https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/27988/1/1002009.pdf>
- Brunbjerg, A., Bruun, H., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T., Høye, T., Goldberg, I., Læssøe, T., Hansen, M., Brøndum, L., Skipper, L., Fog, K., & Ejrnæs, R. (2018). Vascular plant species richness and bioindication predict multi-taxon species richness. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 2372–2382. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13087>.
- Cao, F., Li, W., Jiang, Y., Gan, X., Zhao, C., & J. (2024). Effects of grazing on grassland biomass and biodiversity: A global synthesis. *Field Crops Research*, 306, 109204. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.109204>.
- Cardinale, B. J., Gross, K., Fritschie, K., Flombaum, P., Fox, J. W., Rixen, C., Van Ruijven, J., Reich, P. B., Scherer-lorenzen, M., Wilsey, B. J., Cardinale, B. J., Gross, K., Fritschie, K., Flombaum, P., Fox, J. W., Rixen, C., Van Ruijven, J., Reich, P. B., Scherer-lorenzen, M., Wilsey, B. J. (2013). Biodiversity simultaneously enhances the production and stability of community biomass, but the effects are independent. *Ecology* 94, 1697-1707. <https://doi.org/10.1890/12-1334.1>.
- Carlyle, C. N., Fraser, L. H., Haddow, C. M., Bings, B.A., Harrower, W., (2010). The use of digital photos to assess visual cover for wildlife in rangelands. *J. Environ. Manage.* 91, 1366-1370. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.018>.
- Chao, Z., Liu, N., Zhang, P., Ying, T., & Song, K. (2019). Estimation methods developing with remote sensing information for energy crop biomass: A comparative review. *Biomass and Bioenergy*, 122, 414-425. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2019.02.002>.
- Cooper, S., Roy, D., Schaaf, C., & Paynter, I. (2017). Examination of the Potential of Terrestrial Laser Scanning and Structure-from-Motion Photogrammetry for Rapid Nondestructive Field Measurement of Grass Biomass. *Remote. Sens.*, 9, 531. <https://doi.org/10.3390/RS9060531>.
- Cunliffe, A.M., Brazier, R.E., Anderson, K. (2016). Ultra-fine grain landscape-scale quantification of dryland vegetation structure with drone-acquired structure-from-motion photogrammetry. *Remote Sensing of Environment* 183: 129-143. <https://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2016.05.019>.
- Dávila-Aranda, P., Lira-Saade, R., & Valdés-Reyna, J. (2004). Endemic species of grasses in Mexico: a phytogeographic approach. *Biodiversity & Conservation*, 13, 1101-1121. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000018147.54695.b3>.

- de Oliveira, G. M., de Oliveira Santos, J., Santos, C. B., Voltolini, T. V., Antônio, R. P., & Angelotti, F. (2022). Rise in temperature increases growth and yield of *Manihot* sp. plants. *Research, Society and Development*, 11(9), e15611929891-e15611929891. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i9.29891>
- Delaby, L., Finn, J., Grange, G., & Horan, B. (2020). Pasture-based dairy systems in temperate lowlands: challenges and opportunities for the future. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 543587. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.543587>.
- Deng, L., Shangguan, Z., Bell, S. M., Soromotin, A. V., Peng, C., An, S., & Kuzyakov, Y. (2023). Carbon in Chinese grasslands: meta-analysis and theory of grazing effects. *Carbon Research*, 2(1), 19. <https://doi.org/10.1007/s44246-023-00051-7>
- Deng, L., Sweeney, S., & Shangguan, Z. (2014). Grassland responses to grazing disturbance: plant diversity changes with grazing intensity in a desert steppe. *Grass and Forage Science*, 69, 524-533. <https://doi.org/10.1111/GFS.12065>.
- Derner, J., Raynor, E., Reeves, J., Augustine, D., & Milchunas, D. (2020). Climatic and management determinants of large herbivore production in semiarid grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 290, 106761. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106761>.
- Domínguez, E., Esteban, G., Báez, J., Suárez, Á., & Pérez, C. (2018). Efectos del pastoreo holístico sobre la estructura y composición vegetal en praderas naturalizadas de uso ganadero, provincia de Última Esperanza, región de Magallanes, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 46(3). https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-686X2018000300017
- Dubeux, J., & Garcia, L. (2022). 40 Ecosystem Services Provided by Grassland Ecosystems in Southeast USA. *Journal of Animal Science*, 100(Supplement_1), 23-23. <https://doi.org/10.1093/jas/skac028.044>.
- Fick, S., Belnap, J., & Duniway, M. (2020). Grazing-induced changes to biological soil crust cover mediate hillslope erosion in long-term exclosure experiment. *Rangeland Ecology & Management*, 73, 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.08.007>
- Frongia, A., Pulina, A., Tanda, A., Seddaiu, G., Roggero, P., & Moreno, G. (2023). Assessing the effect of rotational grazing adoption in Iberian silvopastoral systems with Normalized Difference Vegetation Index time series. *Italian Journal of Agronomy*, 18(3), 2185. <https://doi.org/10.4081/ija.2023.2185>.
- Fust, P., & Schlecht, E. (2022). Importance of timing: Vulnerability of semi-arid rangeland systems to increased variability in temporal distribution of rainfall events as predicted by future climate change. *Ecological Modelling*, 468, 109961. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109961>.

- Fynn, R., & Provenza, F. (2023). Functional adaptive resources for large herbivores in African savannas: an ecological-gradient based framework. *Frontiers in Conservation Science*, 4, 1133329. <https://doi.org/10.3389/fcsc.2023.1133329>.
- Gebremedhn, H. H., Ndiaye, O., Mensah, S., Fassinou, C., Taugourdeau, S., Tagesson, T., & Salgado, P. (2023). Grazing effects on vegetation dynamics in the savannah ecosystems of the Sahel. *Ecological Processes*, 12(1), 54. <https://doi.org/10.1186/s13717-023-00468-3>
- Gowik, U., & Westhoff, P. (2011). The path from C3 to C4 photosynthesis. *Plant physiology*, 155(1), 56-63.
- Heady, H. F. & Child, R. D. (1994). Rangeland Ecology and Management. Westview Press, Boulder. P 540. <https://doi.org/10.4324/9780429497841>
- Heitschmidt, R. K., & Walker, J. W. (1996). Grazing management: technology for sustaining rangeland ecosystems? *The Rangeland Journal*, 18(2), 194-215. <https://doi.org/10.1071/RJ9960194>
- Hoffman, M. T. (2003). "Nature's method of grazing": Non-selective Grazing (NSG) as a means of veld reclamation in South Africa. *South African Journal of Botany*, 69(1), 92-98. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30363-X](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30363-X)
- Holmes, M., Whitacre, J., Bennion, L., Poteet, J., & Kuebbing, S. (2021). Land-use history and abiotic gradients drive abundance of non-native shrubs in Appalachian second-growth forests with histories of mining, agriculture, and logging. *Forest Ecology and Management*, 494, 119296. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2021.119296>.
- Hong, P., Schmid, B., De Laender, F., Eisenhauer, N., Zhang, X., Chen, H., Craven, D., De Boeck, H., Hautier, Y., Petchey, O., Reich, P., Steudel, B., Striebel, M., Thakur, M., & Wang, S. (2021). Biodiversity promotes ecosystem functioning despite environmental change. *Ecology Letters*, 25, 555 - 569. <https://doi.org/10.1111/ele.13936>.
- Hoover, D. L., Pfennigwerth, A. A., & Duniway, M. C. (2021). Drought resistance and resilience: The role of soil moisture–plant interactions and legacies in a dryland ecosystem. *Journal of Ecology*, 109(9), 3280-3294. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13681>
- İleri, O., & Koç, A. (2022). Monitoring the available forage using Sentinel 2-derived NDVI data for sustainable rangeland management. *Journal of Arid Environments*, 200, 104727. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104727>.
- Khangura, R., Ferris, D., Wagg, C., & Bowyer, J. (2023). Regenerative Agriculture A Literature Review on the Practices and Mechanisms Used to Improve Soil Health. *Sustainability*, 15(3), 2338. <https://doi.org/10.3390/su15032338>.
- Kinnison, M., Strauss, S., Fuller, T., Carroll, S., Richardson, D., Hondula, K., & Koch, B. (2019). Biodiversity and ecosystem functioning. *Community Ecology*,

- Mittelbach, GG, Ed.; Sinauer Associates, Inc.: Sunderland, MA, USA, 41-62. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198835851.003.0003>.
- Kirk, D., Hébert, K., & Goldsmith, F. (2019). Grazing effects on woody and herbaceous plant biodiversity on a limestone mountain in northern Tunisia. *PeerJ*, 7, e7296. <https://doi.org/10.7717/peerj.7296>
- Kleppel, G. S., & Frank, D. A. (2022). Structure and functioning of wild and agricultural grazing ecosystems: A comparative review. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6, 945514. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.945514>
- Lachat, C., Raneri, J., Smith, K., Kolsteren, P., Van Damme, P., Verzelen, K., Penafiel, D., Vanhove, W., Kennedy, G., Hunter, D., Odhiambo, F., Ntandou-Bouzitou, G., De Baets, B., Ratnasekera, D., Ky, H., Remans, R., & Termote, C. (2017). Dietary species richness as a measure of food biodiversity and nutritional quality of diets. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115, 127 - 132. <https://doi.org/10.1073/pnas.1709194115>.
- Lelli, C., Bruun, H., Chiarucci, A., Donati, D., Frascaroli, F., Fritz, Ö., Goldberg, I., Nascimbene, J., Tøttrup, A., Rahbek, C., & Heilmann-Clausen, J. (2019). Biodiversity response to forest structure and management: Comparing species richness, conservation relevant species and functional diversity as metrics in forest conservation. *Forest Ecology and Management*, 432, 707-717. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.09.057>.
- Lezama, F., & Paruelo, J. (2016). Disentangling grazing effects: trampling, defoliation and urine deposition. *Applied Vegetation Science*, 19, 557-566. <https://doi.org/10.1111/AVSC.12250>.
- Li, Y., Liu, Y., Wu, S., Wang, C., Xu, A., Pan, X. (2017). Hyper-spectral estimation of wheat biomass after alleviating of soil effects on spectra by non-negative matrix factorization. *European Journal of Agronomy*, 84, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.12.003>
- Llanos, E., Astigarraga, L., & Picasso, V. (2018). Energy and economic efficiency in grazing dairy systems under alternative intensification strategies. *European Journal of Agronomy*, 92, 133-140. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2017.10.010>.
- Loydi, A. y Distel, R. A. (2010). Diversidad florística bajo diferentes intensidades de pastoreo por grandes herbívoros en pastizales serranos del Sistema de Ventania, Buenos Aires. *Ecología Austral*, 20(3), 281-291.
- Lu, Y., Yang, X., & Xie, Y. (2024). Assessing Ecological Compensation Policy Effectiveness: A Case Study in the Inner Mongolia Autonomous Region, China. *Sustainability*, 16(18), 8094. <https://doi.org/10.3390/su16188094>.
- Luna, P., Corro, E., Antoniazzi, R., & Dáttilo, W. (2020). Measuring and Linking the Missing Part of Biodiversity and Ecosystem Function: The Diversity of Biotic Interactions. *Diversity*, 12(3), 86. <https://doi.org/10.3390/d12030086>.

- Matta, L. (2005). Estrategias modernas para la conservación de forrajes en sistemas de producción bovina tropical. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 6, 69-80. https://doi.org/10.21930/RCTA.VOL6_NUM2_ART:51.
- Meuriot, F., Prud'homme, M. P., & Noiraud-Romy, N. (2022). Defoliation, wounding, and methyl jasmonate induce expression of the sucrose lateral transporter LpSUT1 in ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Physiologia Plantarum*, 174(4), e13744. <https://doi.org/10.1111/ppl.13744>
- Michalk, D., Kemp, D., Badgery, W., Wu, J., Zhang, Y., & Thomassin, P. (2018). Sustainability and future food security A global perspective for livestock production. *Land Degradation & Development*, 30, 561 - 573. <https://doi.org/10.1002/ldr.3217>.
- Mollaldo, A. M (2002). Aspectos ecológicos de la fisiología del metabolismo en ecosistemas. Facultad Agronomía, Universidad Central de Venezuela. 72 p.
- Morris, E., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S., & Rillig, M. (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 4, 3514 - 3524. <https://doi.org/10.1002/ece3.1155>.
- Mosier, S., Apfelbaum, S., Byck, P., Calderón, F., Teague, R., Thompson, R., & Cotrufo, M. (2021). Adaptive multi-paddock grazing enhances soil carbon and nitrogen stocks and stabilization through mineral association in southeastern U.S. grazing lands. *Journal of environmental management*, 288, 112409. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112409>.
- Munson, S. M., & Long, A. L. (2017). Climate drives shifts in grass reproductive phenology across the western USA. *New Phytologist*, 213(4), 1945-1955. <https://doi.org/10.1111/nph.14327>
- Orr, R., Murray, P., Eyles, C., Blackwell, M., Cardenas, L., Collins, A., Dungait, J., Goulding, K., Griffith, B., Gurr, S. (2016). The North Wyke Farm Platform: effect of temperate grassland farming systems on soil moisture contents, runoff, and associated water quality dynamics. *European Journal of Soil Science*, 67(4), 374-385. <https://doi.org/10.1111/ejss.12350>
- Parsons, D. J., Armstrong, A. C., Turnpenney, J. R., Matthews, A. M., Cooper, K., & Clark, J. A. (2001). Integrated models of livestock systems for climate change studies. 1. Grazing systems. *Global change biology*, 7(1), 93-112. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2001.00392.x>
- Peng, Y., Fan, M., Song, J., Cui, T., & Li, R. (2018). Assessment of plant species diversity based on hyperspectral indices at a fine scale. *Scientific Reports*, 8(1), 4776 <https://doi.org/10.1038/s41598-018-23136-5>.
- Pfeiffer, M., Langan, L., Linstädter, A., Martens, C., Gaillard, C., Ruppert, J., Higgins, S., Mudongo, E., & Scheiter, S. (2019). Grazing and aridity reduce perennial

- grass abundance in semi-arid rangelands Insights from a trait-based dynamic vegetation model. *Ecological Modelling*, 395, 11-22. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2018.12.013>.
- Ramírez-Amezcu, Y., Steinmann, V., Ruíz-Sánchez, E., & Rojas-Soto, O. (2016). Mexican alpine plants in the face of global warming: potential extinction within a specialized assemblage of narrow endemics. *Biodiversity and Conservation*, 25, 865 - 885. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1094-x>.
- Rehberger, E., West, P., Spillane, C., & McKeown, P. (2023). What climate and environmental benefits of regenerative agriculture practices? an evidence review. *Environmental Research Communications*, 5(5), 052001. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/acd6dc>.
- Rogers, J. N., Parrish, C. E., Ward, L. G., Burdick, D. M. (2015). Evaluation of field-measured vertical obscuration and full waveform lidar to assess salt marsh vegetation biophysical parameters. *Remote Sensing of Environment*, 156, 264-275. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.035>.
- Rushing, J. B., Lemus, R. W., White, J. A., Lyles, J. C., & Thornton, M. T. (2019). Yield of native warm-season grasses in response to nitrogen and harvest frequency. *Agronomy Journal*, 111(1), 193-199. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.01.0009>
- Russell, M. L., y Landers, Jr. R. (2017). Mexican needlegrass. Texas A&M AgriLife Extension Service, Tamu: College Station, TX, USA, 1-4.
- Rzedowski, J. (1975). An ecological and phytogeographical analysis of the grasslands of Mexico. *Taxon*, 24, 67-80. <https://doi.org/10.2307/1219002>.
- Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México. 1ª Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p.
- Sa, R., Nie, Y., Chumachenko, S., & Fan, W. (2024). Biomass Estimation and Saturation Value Determination Based on Multi-Source Remote Sensing Data. *Remote. Sens.*, 16, 2250. <https://doi.org/10.3390/rs16122250>.
- Sandal, L., Sæther, B., Freckleton, R., Noble, D., Schwarz, J., Leivits, A., & Grøtan, V. (2024). Species richness and evenness of European bird communities show differentiated responses to measures of productivity. *The Journal of animal Ecology*, 93(9), 1212-1224. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.14136>.
- Sandoval-Calderon, A., Echazarra, N., Van Kuijk, M., Verweij, P., Soons, M., & Hautier, Y. (2024). The effect of livestock grazing on plant diversity and productivity of mountainous grasslands in South America-Ameta-analysis. *Ecology and Evolution*, 14(4), e11076. <https://doi.org/10.1002/ece3.11076>.
- Savory, A. (2013). *How to Fight Desertification and Reverse Climate Change*. The World Bank Group. TED Talk. Retrieved August, 7, 2013.

- Savory, A., & Butterfield, J. (2016). *Holistic management: A commonsense revolution to restore our environment* (3rd ed.). Island Press.
- Schulze-Brüninghoff, D., Hensgen, F., Wachendorf, M., & Astor, T. (2019). Methods for LiDAR-based estimation of extensive grassland biomass. *Comput. Electron. Agric.*, 156, 693-699. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.11.041>.
- Schwartz, M. F., Peters, R., Hunt, A. M., Abdul-Matin, A. K., Van den Broeck, L., & Sozzani, R. (2021). Divide and conquer: the initiation and proliferation of meristems. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 40(2), 147-156. <https://doi.org/10.1080/07352689.2021.1915228>
- Sherren, K., & Kent, C. (2017). Who's afraid of Allan Savory? Scientometric polarization on Holistic Management as competing understandings. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 1-16. <https://doi.org/10.1017/S1742170517000271>
- Slewinski, T. L. (2012). Non-structural carbohydrate partitioning in grass stems: a target to increase yield stability, stress tolerance, and biofuel production. *Journal of Experimental Botany*, 63(13), 4647-4670. <https://doi.org/10.1093/jxb/ers124>
- Soussana, J. F., Lemaire, G. (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>
- Storch, D., & Okie, J. (2019). The carrying capacity for species richness. *Global Ecology and Biogeography*. 28(10), 1519-1532. <https://doi.org/10.1111/GEB.12987>.
- Sun, W., Li, S., Wang, J., & Fu, G. (2021). Effects of grazing on plant species and phylogenetic diversity in alpine grasslands, Northern Tibet. *Ecological Engineering*, 170, 106331. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2021.106331>.
- Sundqvist, M. K., Sanders, N. J., & Wardle, D. A. (2013). Community and ecosystem responses to elevational gradients: processes, mechanisms, and insights for global change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 44(1), 261-280. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135750>
- Teague, R., & Kreuter, U. (2020). Managing grazing to restore soil health, ecosystem function, and ecosystem services. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 534187. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.534187>.
- Teague, W. R., Dowhower, S. L., Baker, S. A., Haile, N., DeLaune, P. B., & Conover, D. M. (2011). Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tallgrass prairie. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(3-4), 310-322. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.009>

- Török, P., Lindborg, R., Eldridge, D., & Pakeman, R. (2024). Grazing effects on vegetation: Biodiversity, management, and restoration. *Applied Vegetation Science*, 27(3), e12794. <https://doi.org/10.1111/avsc.12794>.
- Urdaneta, F. (2023). Regenerative livestock or sustainable livestock? *Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia*, 40 (Supplement): e2340Spl01 [https://doi.org/10.47280/RevFacAgron\(LUZ\).v40.supl.01](https://doi.org/10.47280/RevFacAgron(LUZ).v40.supl.01)
- Venter, Z., Hawkins, H., & Cramer, M. (2020). Does defoliation frequency and severity influence plant productivity? The role of grazing management and soil nutrients. *African Journal of Range & Forage Science*, 38, 141 - 156. <https://doi.org/10.2989/10220119.2020.1766565>.
- Villaseñor, J. L. (2016). Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87: 559-902. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.017>
- Villat, J., & Nicholas, K. (2024). Quantifying soil carbon sequestration from regenerative agricultural practices in crops and vineyards. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 7, 1234108. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1234108>
- Voisin, A. (1957). *Productivité de l'herbe*. Flammarion.
- Wan, N., Zheng, X., Fu, L., Kiær, L., Zhang, Z., Chaplin-Kramer, R., Dainese, M., Tan, J., Qiu, S., Hu, Y., Tian, W., Nie, M., Ju, R., Deng, J., Jiang, J., Cai, Y., & Li, B. (2020). Global synthesis of effects of plant species diversity on trophic groups and interactions. *Nature Plants*, 6, 503 - 510. <https://doi.org/10.1038/s41477-020-0654-y>.
- Watson, S. J., Aguirre, B. A., & Wright, A. J. (2023). Soil versus atmospheric drought: A test case of plant functional trait responses. *Ecology*, 104(8), e4109. <https://doi.org/10.1002/ecy.4109>
- Weinert, J., & Williams, C. (2018). Recovery of Pasture Forage Production Following Winter Rest in Continuous and Rotational Horse Grazing Systems. *Journal of Equine Veterinary Science*, 70, 32-37. <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2018.06.017>.
- Wilsey, B., & Potvin, C. (2000). Biodiversity and ecosystem functioning: importance of species evenness in an old field. *Ecology*, 81, 887-892. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0887:BAEFIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0887:BAEFIO]2.0.CO;2).
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *Journal of vegetation Science*, 23(4), 796-802. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>
- Xu, K., Su, Y., Liu, J., Hu, T., Jin, S., Q., Zhai, Q., Wang, R., Zhang, J., Li, Y., Liu, H., & Guo, Q. (2020). Estimation of degraded grassland aboveground biomass using machine learning methods from terrestrial laser scanning data. *Ecological Indicators*, 108, 105747. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105747>.

- Xue, Z., Liu, L., & Zhang, C. (2020). Regulation of shoot apical meristem and axillary meristem development in plants. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(8), 2917. <https://doi.org/10.3390/ijms21082917>
- Yang, C., & Sun, J. (2021). Impact of soil degradation on plant communities in an overgrazed Tibetan alpine meadow. *Journal of Arid Environments*, 193, 104586. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104586>
- Zhang, Z., Zhao, Y., Lin, H., Li, Y., Fu, J., Wang, Y., Sun, J., & Zhao, Y. (2023). Comprehensive analysis of grazing intensity impacts alpine grasslands across the Qinghai-Tibetan Plateau: A meta-analysis. *Frontiers in Plant Science*, 13, 1083709. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1083709>.
- Zhao, C., Chang, X., Li, Q., Zhong, R., & Zhou, D. (2024). Effects of different combinations of pre-and post-grazing heights on herbage mass and nutrient reserves of *Leymus chinensis* in Northeast China. *Ecology and Evolution*, 14(5), e11336. <https://doi.org/10.1002/ece3.11336>
- Zhao, Y., Liu, Z., & Wu, J. (2020). Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*, 35, 793 - 814. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00980-3>.
- Zuo, X., Zhang, J., Lv, P., Wang, S., Yang, Y., Yue, X., Zhou, X., Li, Y., Chen, M., Lian, J., Qu, H., Liu, L., & Xujun, M. (2018). Effects of plant functional diversity induced by grazing and soil properties on above- and belowground biomass in a semiarid grassland. *Ecological Indicators*, 93, 555-561. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.05.032>.

